

Escola Politécnica
Universidade de São Paulo
Departamento de Engenharia de Minas

**DRENAGENS ÁCIDAS DO ESTÉRIL PIRITOSO
DA MINA DE URÂNIO DE POÇOS DE CALDAS:
INTERPRETAÇÃO E IMPLICAÇÕES AMBIENTAIS**

Vicente Paulo de Souza

Dissertação de Mestrado
São Paulo
Dezembro de 1995

FICHA CATALOGRÁFICA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Por tudo,
aos filhos Tales, Tadeu, Tiago e Adrianinha (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

Pela sugestão do tema bem como pelo incentivo, ao amigo e orientador Prof. Dr. Luís Enrique Sánchez.

Aos prezados amigos e companheiros de labuta no CETEM:

- Luís Carlos Bertolino e Reiner Neumann, pela inestimável colaboração respectivamente na caracterização mineralógica e microscopia eletrônica.

- Rosa Virgínia Lima Tavares, Jacinto Frangella, Sueli de Souza Mattos da Silveira e Vera Lúcia Ribeiro pelas inesgotáveis paciência e dedicação nas correções, formatações e artes gráficas.

- José Farias de Oliveira, pela cessão do microscópio eletrônico da COPPE.

- Ricardo Melamed pelo incentivo e discussões teóricas no transcurso do trabalho.

-Aos companheiros Nestor Fiegueiredo, Luiza Wiikmann, José Fernando de Aguiar Carrazedo Tadei e Marcos Antonio de Oliveira, extensivo ao pessoal da INB pelo apoio, colaboração e coleguismo demonstrados.

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE FOTOMICROGRAFIAS E FIGURAS

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO GERAL	01
I.1 Situação Mundial	01
I.2 Situação no Brasil	06
I.2.1 Região Sul	06
I.2.2 Região Sudeste	08

CAPÍTULO II

REVISÃO DA LITERATURA	14
II.1 Introdução	14
II.2 Áreas de Pesquisa e Desenvolvimento	17
II.2.1 Prognóstico - Modelos Preditivos	18
II.2.2 Prevenção e Controle	23
II.2.3 Recuperação de Áreas Degradadas	29
II.3 Mecanismos de Oxidação	34

CAPÍTULO III

COMPLEXO MÍNERO-INDUSTRIAL DE POÇOS DE CALDAS (MG)	46
III.1 Localização e Descrição	46
III.2 Atividades Mínero-Metalúrgicas no CIPC ..	47
III.3 Plano de Proteção e Controle Ambiental ..	50
III.4 Áreas de Disposição dos Estéreis	50
III.4.1 Característica do material da Pilha de Estéril BF-4	52
III.4.2 Medidas Mitigadoras	61

CAPÍTULO IV

MATERIAIS E MÉTODOS	63
IV.1 Amostragem e Preparação da Amostra	63
IV.1.1 Coleta no Campo	63

IV.1.2	Preparação das Amostras Líquidas	64
IV.1.3	Preparação das Amostras Sólidas	65
IV.2	Caracterização Mineralógica	68
IV.3	Estudo Experimental	70
CAPÍTULO V		
	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	72
V.1	Caracterização das Amostras Líquidas	72
V.2	Preparação e Caracterização das Amostras Sólidas	81
V.3	Experimentos Laboratoriais	93
V.3.1	Parâmetros Físico-químicos e Biológico	95
V.3.2	Parâmetros Químicos	113
CAPÍTULO VI		
	CONCLUSÕES	121
	BIBLIOGRAFIA CONSULTADA	124

RESUMO

Com a previsão de encerramento das atividades da única mina de urânio existente no Brasil, localizada em Poços de Caldas, Estado de Minas Gerais, dentro de dois anos, existe a necessidade da obtenção de dados objetivando a adequada desativação da mesma com a finalidade de minimizar impactos ambientais residuais. As áreas críticas que merecem atenção especial são: cava da mina, pilhas de estéril, e barragem de rejeitos, por terem sido identificadas como as principais fontes geradoras de drenagens ácidas. Estas drenagens não podem ser liberadas para o meio ambiente, pois além do próprio ácido sulfúrico, carregam uma série de elementos em concentrações superiores àquelas permitidas pela legislação vigente. Dentre as pilhas de estéril existentes, denominadas de "bota-foras" (BF), duas delas (BF-4 e BF-8) encontram-se em franco processo de geração ácida, exigindo, por isso mesmo, uma maior atenção do que as demais. [O objetivo deste trabalho foi o de simular em escala de laboratório as zonas de oxidação e de redução do bota-fora 4 (BF-4), sendo os experimentos conduzidos em colunas de acrílico, onde o estéril permaneceu sob condições aeradas e inundadas, em experimentos paralelos.]

O controle dos parâmetros químicos (espécies químicas solubilizadas), físico-químicos (potencial redox, pH e condutividade) e biológicos (atividade bacteriana), foi realizado nas soluções ácidas geradas pelas reações químicas e biológicas ocorridas no estéril. Apesar dos resultados obtidos referenciarem-se a um período de quatro meses, alguns pontos de relevância puderam ser evidenciados e servirão de base para o necessário aprofundamento das pesquisas.

A caracterização mineralógica identificou a existência de sulfetos de baixos potenciais de oxidação associados à pirita, o que explica as concentrações mais elevadas de zinco em solução do que de ferro. Por outro lado, a pirita ocorre em pequena quantidade (menos de 0,2%), apresentando grau de liberação em torno de 80 μ m, o que lhe confere uma atividade química intermediária (a do tipo framboidal <5 μ m, é a que apresenta maior reatividade).] Apesar do material ser constituído de rochas alcalinas de reatividade química moderada (em comparação, os carbonatos apresentam alta

reatividade), as análises granulométricas indicaram que, devido ao intemperismo natural, este material apresenta mais de 20% distribuído nas frações silte e argila, o que lhe confere um caráter de alta reatividade química.

Os resultados obtidos na caracterização biológica para as duas condições estudadas evidenciaram que a atividade bacteriana é mais intensa na região em contato com o ar, do que na região de saturação. Em função disto depreende-se que a geração de ácido na região superior da pilha é governada pelo mecanismo biológico, enquanto na região inferior o mecanismo químico prevalece, principalmente pela constante infiltração das águas dos três pequenos córregos que ficaram soterrados pela pilha de estéreis. Uma vez que existe a geração de ácido e o conseqüente processo reacional, com exceção do ferro e cálcio, todos os demais elementos apresentaram concentrações mais elevadas para as condições de aeração - o ferro não poderia estar solúvel devido aos valores de pH encontrarem-se na faixa 3,0 - 3,5. É interessante observar que esta faixa de variabilidade coincide com os valores registrados no campo por um longo período de tempo.

Os dados obtidos também indicaram que, pelas características mineralógicas, os aluminossilicatos presentes no material atuam como um tampão, conferindo à pilha de estéril uma atividade química intermediária. Por outro lado, como existem infiltrações permanentes na pilha, a solução para o problema da geração de ácido não se restringirá ao impedimento do acesso de oxigênio do ar. Existe a necessidade de estudos hidrogeológicos devido às infiltrações subterrâneas.

ABSTRACT

Considering the planned closure of the first uranium mine and milling plant operating in Brazil, located in the Poços de Caldas Plateau, in the state of Minas Gerais, in the next two years, there is the need to obtain basic informations for its decommissioning. Special attention has been directed to the following critical areas: open pit, tailings dam and waste rock piles, because these are the main sources of acid drainage generation. These waters cannot be allowed to flow in the external environment because in addition to sulphuric acid, there is a number of elements in concentration above those allowed by regulations. Among the waste piles (bota-foras BF) two of them BF-4 and BF-8, are in a process of acid generation, thus requiring more attention. The objective of this work was to simulate at the laboratory scale the oxidation and reduction zones of BF-4. The experiments were conducted in acrylic columns, where the waste sample was kept under aerated conditions and under saturated conditions, in different columns.

The control of the chemical (solubilized chemical species), physico-chemical (redox potential, pH, conductivity) and biological (bacterial activity) parameters has been carried out solely on the acid solutions generated by the chemical and biological reactions that occur at the waste. Although the results refer to a four month period, some relevant points can be highlighted, which will serve as a basis for further research.

The mineralogical characterization identified the existence of other sulphides associated to pyrite with lower oxidation potential than the latter. This explains the higher concentration of zinc as compared to iron. On the other hand, the pyrite occurs in low quantity (less than 0.2%) with pyrite granules around 80 μ m in diameter which allow an intermediary chemical reactivity (the framboidal form with granules less than 0.5 μ m in diameter is the most reactive). Although the material is constituted of alkaline rock with moderated chemical reactivity (in comparison the carbonates present high reactivity), the particle size analysis indicated that due to the natural weathering, this material has more than 20% in the silt and clay fractions, which confers a high chemical reactivity.

The results obtained with the biological characterization for the two conditions studied revealed that the bacterial activity is more intense in the region in contact with air, than in the saturated region. It is thus concluded that the acid generation at the top of the pile is governed by a biological mechanism, while at the lower region the chemical mechanism prevails, mainly due the constant presence of a dumped watercourse.

Once that acid is generated and consequently the reactions process is started, all the elements involved (except iron and calcium) are present in higher concentrations at the aerated conditions. Iron could not be present in solution due to pH values in the range of 3.0 - 3.5. It is interesting to note that this pH range coincides with field monitoring for a long period of time.

Although a more detailed research is needed, the results of this study indicate that, due the mineralogical characteristics of the material, the aluminosilicates present in the waste pile act as a buffer. On the other hand, because the permanent infiltrations occurring in the pile, the problem of acid generation is not restricted to oxygen access. There is the necessity of hidrogeological studies to elucidate the role of the infiltration of underground water.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.1** Produção de carvão por estado em 1993.
- Tabela 1.2** Situação atual dos bota-foras.
- Tabela 1.3** Valores médios monitorizados em 1993.
- Tabela 2.1** Técnicas de prevenção e controle de drenagens ácidas.
- Tabela 2.2** Reações responsáveis pela oxidação da pirita.
- Tabela 2.3** Estágios seqüenciais da oxidação da pirita.
- Tabela 2.4** Reações envolvendo a oxidação da pirita.
- Tabela 3.1** Produção Mineira do CIPC.
- Tabela 3.2** Concentrações dos metais e urânio nas águas superficiais adjacentes.
- Tabela 3.3** Composição química do estéril de triagem.
- Tabela 3.4** Composição química da drenagem ácida do BF-4 e os limites de lançamento ao ambiente.
- Tabela 3.5** Resultados dos Pontos de Amostragem.
- Tabela 5.1** Resultados das análises realizadas nas duas amostras líquidas da mina (expressos em mg/l e Bq/l).
- Tabela 5.2** Atuação das bactérias autotróficas.
- Tabela 5.3a** Análise granulométrica da amostra BF-4{A}.
- Tabela 5.3b** Análise granulométrica da amostra BF-4{B}.
- Tabela 5.3c** Análise granulométrica da amostra BF-4{C}.
- Tabela 5.3d** Análise granulométrica da amostra BF-4{D}.

- Tabela 5.3e Análise granulométrica da amostra BF-4{CR}.
- Tabela 5.3f Análise granulométrica da amostra BF-4{A'}.
- Tabela 5.3g Análise granulométrica da amostra BF-4{B'}.
- Tabela 5.3h Análise granulométrica da amostra BF-4{C'}.
- Tabela 5.3i Análise granulométrica da amostra BF-4{D'}.
- Tabela 5.3j Análise granulométrica da amostra composta (BF-4-AC).
- Tabela 5.4 Resultados das análises químicas realizadas nas nove amostras do BF-4.
- Tabela 5.5 Resultado das análises químicas realizadas na amostra composta (AC).
- Tabela 5.6 Análise granulométrica por peneiramento a úmido do estéril da mina de Poços de Caldas, MG.
- Tabela 5.7 Mineralogia e classificação das amostras.
- Tabela 5.8 Resultados das análises por difração de raios-X.
- Tabela 5.9 Parâmetros físico-químicos das águas da mina.
- Tabela 5.10 Concentrações críticas do oxigênio para oxidação dos sulfetos.
- Tabela 5.11 Potencial de oxidação para alguns sulfetos.
- Tabela 5.12 Precipitação dos metais em função do pH.

LISTA DE TRANSPARÊNCIAS

- Transparência 1.1** Vista frontal do Bota-Fora 4. Em primeiro plano a barragem da drenagem ácida e o sistema de bombeamento para a cava da mina.
- Transparência 1.2** Vista superior do Bota-Fora 4.
- Transparência 1.3** Vista lateral do Bota-Fora 8.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 2.1 Esquema do prognóstico de geração de acidez.
- Figura 2.2 Representação esquemática da oxidação bacteriana dos sulfetos.
- Figura 2.3 Mecanismo de oxidação química da pirita.
- Figura 2.4 Esquema simplificado da oxidação dos sulfetos em pilha de estéril.
- Figura 3.1 Mapa de Localização - CIPC.
- Figura 3.2a Percurso original do córrego da Consulta.
- Figura 3.2b Quadro atual com a ocupação pelo BF-4.
- Figura 3.3 Gerenciamento das águas marginais - Mineração.
- Figura 3.4 Ilustração esquemática das infiltrações no Bota-Fora 4.
- Figura 3.5 Esquema de coleta de amostras líquidas no Bota-Fora 4.
- Figura 4.1 Ponto de Amostragem no Bota-Fora 4.
- Figura 4.2 Fluxograma de preparação para cada uma das amostras provenientes do BF-4.
- Figura 4.3 Fluxograma de Preparação da Amostra Composta.
- Figura 4.4 Fluxograma da Caracterização Mineralógica.
- Figura 4.5 Detalhes das colunas de laboratório.
- Figura 5.1 Representação esquemática do diagrama Eh-pH, onde se observa os limites mais

usuais de Eh e Ph próximos à superfície.

- Figura 5.2** Concepção da curva ideal sobre a evolução bacteriana.
- Figura 5.3** Diagrama Eh-pH e região $Fe^{2+} \rightleftharpoons Fe^{3+} + e$, correspondente aos valores medidos para os inóculos.
- Figura 5.4** Evolução do crescimento bacteriano nas amostra da mina.
- Figura 5.5a** Curvas de distribuição granulométrica das amostras dos pontos {A}, {B}, {C} e {D}.
- Figura 5.5b** Curva de distribuição granulométrica da amostra BF-4{CR}.
- Figura 5.5c** Curvas de distribuição granulométrica das amostras dos pontos A', B', C' e D'.
- Figura 5.5d** Curva de distribuição da amostra composta (AC).
- Figura 5.5e** Distribuição granulométrica das amostras do BF-4.
- Figura 5.6** Difratoograma de raios-X da pirita concentrada a partir da fração 1,5 A não magnética.
- Figura 5.7** Evolução do potencial e do pH na região inundada.
- Figura 5.8** Variação do potencial e do pH na região aerada.
- Figura 5.9** Variação da condutividade e pH na região aerada.
- Figura 5.10** Variação da condutividade e pH na região submersa.

- Figura 5.11** Relação do sistema ferro para o limite de crescimento da bactéria no ambiente, e região em que foram conduzidos os experimentos.
- Figura 5.12** Curva do controle da oxidação do ferro na ausência de bactéria.
- Figura 5.13** Evolução do crescimento bacteriano na região aerada. (Coluna A).
- Figura 5.14** Evolução do crescimento bacteriano na região aerada. (Coluna B).
- Figura 5.15** Evolução do crescimento bacteriano na região submersa. (Coluna C).
- Figura 5.16** Evolução do crescimento bacteriano na região submersa. (Coluna D).
- Figura 5.17** Evolução do crescimento bacteriano na região aerada. (Coluna A).
- Figura 5.18** Evolução do crescimento bacteriano na região aerada. (Coluna B).
- Figura 5.19** Evolução do crescimento bacteriano na região submersa. (Coluna C).
- Figura 5.20** Evolução do crescimento bacteriano na região submersa. (Coluna D).
- Figura 5.21** Evolução do crescimento bacteriano na região aerada. (Coluna A).
- Figura 5.22** Evolução do crescimento bacteriano na região aerada. (Coluna B).
- Figura 5.23** Evolução do crescimento bacteriano na região submersa. (Coluna C).
- Figura 5.24** Evolução do crescimento bacteriano na região submersa. (Coluna D).

LISTA DE FOTOMICROGRAFIAS E FIGURAS

- Fotografia 5.1** Colunas utilizadas para realização dos experimentos: nas duas colunas da esquerda {A} e {B} foram simuladas as condições da zona de oxidação, e nas duas colunas da direita {C} e {D}, simulou-se a região anóxica.
- Fotomicrografia(1)** Grãos de pirita liberados (MEV).
.Figura(1) Espectro EDS da Foto (1).
- Fotomicrografia(2)** Detalhe ampliado do grão de pirita (A).
Cavidades associadas à atividade bacteriana.
- Fotomicrografia(3)** Grão de pirita liberado e detalhe (B).
- Fotomicrografia(4)** Detalhe (B) ampliado da Foto (3), onde se observa a atividade bacteriana.
.Figura(2) Espectro de EDS da Foto (3).
- Fotomicrografia(5)** Grão de pirita (C) da Foto (1) parcialmente recoberto com sulfetos de Cu e Zn.
.Figura(3) Espectro de EDS da Foto (5).
- Fotomicrografia(6)** Detalhe ampliado da Foto (5) parcialmente recoberto com sulfetos de Cu e Pb.
.Figura(4) Espectro de EDS da Foto (6).

- Figura 5.25** Valores médios mensais monitorizados na bacia de captação (Ponto 75).
- Figura 5.26** Evolução do alumínio para as condições estudadas.
- Figura 5.27** Evolução do manganês para as condições estudadas.
- Figura 5.28** Evolução do cálcio para as condições estudadas.
- Figura 5.29** Evolução do flúor para as condições estudadas.
- Figura 5.30** Evolução do sulfato nas condições estudadas.
- Figura 5.31** Evolução do zinco para as condições estudadas.
- Figura 5.32** Evolução do ferro para as condições estudadas.
- Figura 5.33** Evolução do urânio para as condições estudadas.

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO GERAL

I.1 - Situação Mundial

Os impactos ambientais causados pela mineração existem desde o início desse tipo de atividade. Sem dúvida, mesmo nos primórdios - durante as Idades do Ferro e do Bronze -, a mineração já causava poluição, muito embora em escala reduzida. Durante a Idade Média, a poluição ambiental correlacionada com a mineração na Europa foi registrada por AGRICOLA (1556), sendo que da mesma forma que a escala de produção foi aumentando, o mesmo ocorreu com o grau de poluição.⁽¹⁾

Os problemas ambientais gerados pelas drenagens ácidas das atividades de mineração (mina a céu aberto ou subterrânea, bacia de rejeitos, pilhas do estéril e estocagem do minério), têm-se constituído nos últimos anos em uma questão bastante séria e vêm requerendo a união de esforços de empreendedores, centros de pesquisas, universidades, governos, população adjacente e entidades ambientalistas em todo mundo - uma vez que esse e outros problemas ambientais não haviam merecido a devida atenção até a segunda metade do século⁽¹⁾ - no sentido de se administrar o problema e encontrar soluções que venham minimizar os danos causados ao meio ambiente.

Nesse particular, a disposição sem critérios de rejeitos e estéreis resultantes das atividades da mineração apresenta uma significativa contribuição para o problema, devido ao intemperismo natural que ocorre com esses materiais. Atualmente para que sejam concedidas licenças para novas instalações ou mesmo permissão para expansão das unidades existentes, tornou-se um pré-requisito a demonstração da magnitude e da importância dos impactos que os resíduos sólidos poderão causar ao meio ambiente.⁽²⁾

As minerações que operam com minerais sulfetados, ou quando estes se encontram disseminados na rocha encaixante, são os casos que merecem atenção especial, pois sob condições apropriadas, os sulfetos podem reagir com o oxigênio e a água, produzindo ácido sulfúrico, bem como espécies dissolvidas (Al, Fe, Cd, Zn, As, ²³⁸U, ²²⁶Ra, etc.). A

reação de oxidação é natural, e envolve fatores químicos e biológicos. O ácido sulfúrico formado geralmente cria condições hostis ao meio ambiente, inibindo o estabelecimento e crescimento da vegetação de cobertura, resultando na erosão e acidificação do solo e aquíferos adjacentes.⁽³⁾

ANTHONY (1993)⁽⁴⁾ descreve que em algumas localidades já existem sérios problemas com relação às drenagens ácidas, enquanto que em outros, o problema apresenta-se com grande potencial de se tornar grave, como é o caso de Lyon Lake (Noranda) e Gibraltar (Placer Dome) no Canadá, sendo que na Europa algumas das localidades afetadas são: Neves Corvo (Sominco) em Portugal; Skorovas na Noruega e Cyongyosoroszi na Hungria.

Problemas similares podem surgir devido à oxidação dos rejeitos do processamento e dos estéreis da mineração, resultando em possíveis descargas de metais dissolvidos para os cursos d'água. Situações dessa natureza ocorreram em várias localidades, dentre as quais citam-se: Sullivan (Cominco - Canadá); Ok Tedi (BHP - Papua Nova Guiné); Gunung Bijih (Free Port - Indonésia) e Andina (Codelco - Chile).

No Canadá, para poder enfrentar a magnitude do problema, uma vez que a produção de estéril e rejeito ultrapassa 500 milhões de toneladas/ano⁽⁴⁾ e somente na província de Ontário foram registradas mais de 2000 minas abandonadas e em Quebec outras 107 (sendo que a grande maioria apresenta o problema de drenagens ácidas), em 1988 foi criado o programa MEND (Mine Environmental Neutral Drainage). A finalidade desse programa foi a de iniciar e coordenar pesquisas no sentido de desenvolver novas tecnologias que viessem prevenir ou reduzir substancialmente o problema das drenagens ácidas. O MEND é um programa cooperativo financiado e administrado pela Indústria Mineira Canadense (17 companhias de mineração), Governo Canadense (CANMET - centro de pesquisas do Ministério dos Recursos Naturais do Canadá, Ministério do Meio Ambiente, e Ministério de Assuntos Indígenas e do Norte), e a participação direta dos governos das províncias da Columbia Britânica, Saskatchewan, Manitoba, Ontário, Quebec e Novo Brunswick, onde foram lavradas a maioria das minas contendo minerais sulfetados. Devido a uma especificidade envolvendo as volumosas pilhas de estéril, na Columbia Britânica estabeleceu-se paralelamente um programa de pesquisa,

compatível com a programação global, denominado B. C. Acid Mine Drainage Task Force.

O MEND é igualmente financiado pelas partes envolvidas e em 1992, o conselho de diretores aprovou uma expansão do programa de C\$12,5 milhões para C\$18,0 milhões até ao final de 1997. Por outro lado a indústria de mineração entende que os passivos ambientais, ou seja, o custo estimado vigente para recuperar as áreas degradadas pelas drenagens ácidas, da ordem de C\$6,0 bilhões, são exorbitantes e excessivos. Por outro lado, este mecanismo faz com que os investimentos em pesquisa e desenvolvimento prossigam, para que com o êxito do programa, ou seja, com desenvolvimento de tecnologia adequada, os problemas sejam minimizados acarretando naturalmente a redução das referidas obrigações.⁽⁵⁾

Indubitavelmente o Canadá é reconhecido como o país que lidera a tecnologia de controle das drenagens ácidas e questões correlatas. Muito embora o propósito inicial do MEND tenha sido o de resolver os problemas canadenses, algumas providências estavam sendo tomadas para que as tecnologias desenvolvidas naquele país, pudessem ser exportadas sob determinadas cláusulas de licenciamento.

Um exemplo bem característico dessa liderança, é o grande desafio a ser enfrentado com o fechamento da mineração e industrialização do urânio na ex-Alemanha Oriental. Um projeto iniciado em 1991 conta com a participação canadense através do Mineral Sciences Laboratories, CANMET, e SENES Consultants Limited, que prestam assistência técnica juntamente com a Golder Associates, Celle, Alemanha, ao Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - BMU (Ministério Federal para o Meio Ambiente, Defesa da Natureza e Segurança dos Reatores), nesse complexo programa ambiental.

Conforme relatado por WIATZKA et al.⁽⁶⁾, os desafios apresentados por esse programa de desativação são iguais ou maiores do qualquer um outro que tenha sido previamente elaborado pela indústria de mineração na antiga Alemanha Oriental, e são complicados devido à estreita proximidade da grande população que será afetada por todas as ações. Os pontos-chave que necessitam ser atacados de imediato, incluem, dentre muitos, os seguintes: reabilitação de mais de 300 milhões de toneladas de estéril; retorno ao "background natural" das águas, que foram alterados devido

à mineração por mais de 40 anos; reorganização e liberação de mais de 3561 hectares de superfície (solo); e estabilização em larga escala de bacias contendo aproximadamente 200 milhões de toneladas de rejeito apresentando contaminação química e radioativa.

Devido ao agravamento do problema no sudeste da Alemanha, onde foram detectadas mais de 1.600 localidades dentro da região mineira, que apresentavam níveis de radiação acima do *background*, o BMU, iniciou em 1992 o trabalho de reabilitação da área, iniciando pelo controle da drenagem ácida. Todavia, o alvo principal são os estados de Thüringen e Sachsen na antiga Alemanha Oriental, onde o urânio foi minerado em larga escala durante os anos de 1946 até 1991, pela Wismut Company, de propriedade à época, dos governos russo e alemão oriental. Com o advento da reunificação da Alemanha, as atividades mineiras foram encerradas e seguindo-se a esta fase, os esforços concentraram-se na realização da recuperação das áreas mineradas pela Wismut. A mineração e processamento nesta área atingiu uma produção acumulada que ultrapassou as 220 mil toneladas de U_3O_8 no período de 1946 até 1991, chegando a se constituir na terceira maior produtora de urânio do mundo, o que gerou durante estes anos as quantidades de resíduos sólidos anteriormente mencionados.

Além da recente mineração de urânio, desde a Idade Média a região vem sendo minerada para extração de ferro, prata e outros metais, inclusive o bismuto.⁽⁷⁾

Muito embora os autores não mencionem o capital a ser investido para reabilitar estas localidades, depreende-se que serão gastos alguns milhões de marcos, no empreendimento como um todo. Ainda segundo os autores, os custos com o projeto deverão ser alocados adequadamente dentro de uma complexa infra-estrutura resultante da reunificação das duas Alemanhas. Tomando-se como exemplo, somente em uma localidade próximo de Leipzig para recuperação de uma área de 60 quilômetros quadrados, impactada pela exploração do linhito (rejeitos com altos teores de enxofre - 3% ou mais), os custos giram em torno de DM 1,0 milhão, e os custos totais para recuperação das áreas abandonadas das minerações do linhito, ainda não foram totalmente quantificados^(8,9).

A componente central do plano de reabilitação na Alemanha para a área minerada pela Wismut, é a proposta de "aterrar"

as grandes cavas das minas com o máximo de estéril possível, seguido de inundamento e tratar o overflow. Apesar disto, já é de conhecimento que 30 milhões de metros cúbicos de material gerador de ácido permanecerão acima do nível da água após o inundamento.

Apesar dos pesquisadores canadenses prestarem consultoria em várias partes do mundo - recentemente em Fortaleza de Minas (MG), foi realizado todo um trabalho de pesquisa, com modelos preditivos de geração de ácido para a jazida de sulfeto de níquel que começará a ser minerada - vários países como por exemplo, Estados Unidos, Austrália, África do Sul e Suécia, que apresentam problemas semelhantes, tomaram a iniciativa de desenvolver seus próprios modelos, quer seja no aspecto político/legislativo ou tecnológico⁽¹⁰⁻¹⁹⁾. Ainda com relação aos países envolvidos com o problema procurarem soluções próprias, cita-se a associação dos chineses e japoneses (tecnologia e financiamento). Iniciado em 1993 o projeto (6 - 7 anos), conta com a participação da "China National Nonferrous Metals Industry Corp. (Beijin)" e "The Metal Mining Agency of Japan (Tóquio)". O objetivo do trabalho é o tratamento biológico das drenagens ácidas de uma mina de cobre em Wushan na Província de Jiangxi, tendo sido alocado em 1994 uma verba da ordem de 170 milhões de yens (US\$1,6 milhão), estando previsto para 1998 a conclusão da planta de tratamento de efluentes.⁽²⁰⁾

Por sua vez, as companhias de mineração estão aumentando a criatividade no que diz respeito à abordagem do problema de recuperação de locais degradados. A tendência em reabilitar as áreas abandonadas pelas minerações através da restauração pura e simples do solo, seguida de sementeira, a fim de propiciar facilidades para a agricultura, está cada vez mais sendo substituída por esquemas mais criativos. Exemplos no Canadá (Fording River Valley), África do Sul (Phalaborwa) e Austrália (Bridge Hill Ridge), incluem desenvolvimento industrial e residencial, parques com animais selvagens, atividades de recreação como pesca, campos de golfe, e outras atividades do gênero⁽⁸⁾, seguindo o exemplo das empresas de mineração de agregados implantadas em regiões urbanas.

A experiência no Canadá, bem como em outras partes do mundo, levou à conclusão de que a drenagem ácida é um dos principais problemas ambientais enfrentado pela indústria de mineração e autoridades de um modo geral, por ocasião da

desativação da mina e recuperação das áreas ocupadas pelos rejeitos e estéreis contendo sulfetos.

I.2 - Situação no Brasil

No caso brasileiro, o Complexo Mínero-Industrial de Poços de Caldas - CIPC, das Indústrias Nucleares do Brasil (INB) e a região carbonífera ao sul do país, contribuem significativamente para o referido problema, sendo as duas principais regiões mineiras onde o problema tem sido descrito.

I.2.1 - Região Sul

Em 1993 havia um total de treze companhias de mineração operando no estado de Santa Catarina, quatro no Rio Grande do Sul e duas no Paraná. Na Tabela 1.1 pode-se verificar a produção mineira dos três estados em 1993⁽²¹⁾ bem como o montante de resíduo piritoso gerado.

Tabela 1.1 - Produção de carvão por estado em 1993.

ESTADO	ROM	ENERGÉTICO	FINOS	TOTAL VENDÁVEL	RESÍDUO
SC	6.446.553	1.875.204	227.424	2.102.628	4.343.925
RS	3.308.136	2.425.455	-	2.452.455	855.681
PR	279.494	155.179	-	155.179	124.315
TOTAL	10.034.183	4.482.838	227.424	4.710.262	5.323.921

Fonte: Informativo Anual da Indústria Carbonífera - 1994 - DNPM.

Como se observa, para cada tonelada de material ROM lavrado o Estado Catarinense contribui com maior percentual de resíduos piritosos (>65%).

SÁNCHEZ et al.⁽²²⁾ (1994), abordaram os problemas ambientais em Santa Catarina, ocasionados pela mineração do carvão. Segundo os autores, provavelmente a importância de US\$ 112 milhões reivindicada pela Procuradoria da República, a título de indenização pelos danos causados ao meio ambiente, está subestimada. Em seu total, os resíduos com altos teores de enxofre acumulados desde os anos 60, aproximam-se de 200 milhões de toneladas, sendo a pirita a principal responsável pela geração de ácido e conseqüente solubilização dos metais.

No inquérito civil realizado pela PROCURADORIA DA REPÚBLICA NO ESTADO DE SANTA CATARINA⁽²³⁾ (1990), bem como em estudos realizados por MAEYAMA e USUI⁽²⁴⁾ (1990); MILIOLI⁽²⁵⁾ (1993); NIDECO⁽²⁶⁾ (1978), apud SÁNCHEZ et al. (1994) pode-se avaliar o porquê da região carbonífera de Santa Catarina estar oficialmente incluída na relação de "área crítica de poluição":

- a poluição das águas afeta quase dois terços dos cursos d'água da região, sendo que o baixo valor do pH, transporte de metais e sedimentos, são as principais fontes de poluição;
- dados recentes de monitorização dos efluentes das minas, registraram níveis de pH na faixa [2,5 - 3,2], sendo que nos rios encontrou-se valor de até 2,9 e concentrações de [Fe] da ordem de 20 mg/l e [Cu] entre 0,2 e 0,7 mg/l; e
- a vazão de efluente aumentou de 110 mil metros cúbicos/dia em 1978 para 300 mil metros cúbicos/dia em 1991.

Os principais impactos ambientais devidos a mineração, transporte e utilização do carvão de um modo geral são os seguintes:

- (i) drenagens ácidas das minas, pilhas de resíduo piritoso e poluição das águas;
- (ii) degradação do terreno devido à mineração e sobrecarga acarretada pelo peso das pilhas;
- (iii) desvalorização das áreas urbana e rural;
- (iv) perda da fertilidade do solo devido às pilhas;
- (v) poluição do ar; e
- (vi) impacto visual devido a degradação generalizada da área.

I.2.2 - Região Sudeste

Na região Sudeste, a principal mina onde foi detectado o problema de drenagem ácida é a mina de urânio situada no município de Caldas, MG.

O complexo Mínero-Industrial do Planalto de Poços de Caldas - CIPC compõe-se basicamente de:

- mina, de onde são extraídos os minérios contendo urânio;
- áreas para o beneficiamento físico do minério;
- áreas para o beneficiamento químico do minério;
- fábrica de ácido sulfúrico;
- área de utilidades com instalações para: tratamento e fornecimento das águas industrial e potável, produção de vapor e fornecimento de ar comprimido;
- áreas de estocagem de insumos; e
- depósito de materiais nucleares.

Considerando o esgotamento da mina do Complexo Mínero-Industrial do Planalto de Poços de Caldas para fins de 1996, quando até então ainda serão produzidas mais 600 toneladas de *yellowcake*, estão sendo efetuados estudos para o arrendamento das instalações e utilidades do referido complexo, o que permitirá a obtenção de recursos para os trabalhos de reabilitação da área.⁽²⁷⁾ Independentemente do término das atividades, já encontra-se em execução o Plano de Proteção e Controle Ambiental⁽²⁸⁾, cujo objetivo é reduzir a níveis aceitáveis o impacto ambiental decorrente das atividades mínero-industriais do CIPC. A abrangência desse plano envolve:

- Gerenciamento de rejeitos;
- Plano de monitorização de efluentes e rejeitos;
- Plano de monitorização ambiental; e
- Plano de recuperação ambiental.

Este último inclui a recuperação das seguintes áreas:

- i) cava da mina;
- ii) barragem de rejeitos;
- iii) estéreis da mina;
- iv) bacias de decantação; e
- v) represa de captação.

A presente dissertação, "Drenagens Ácidas do Estéril Piritoso de Poços de Caldas: Interpretação e Implicações Ambientais", aborda o problema gerado pelos **estéreis da mineração**, mais precisamente o problema da drenagem ácida do bota-fora 4 (BF-4).

Dentre os bota-foras existentes, os mais importantes com relação a interação com o meio ambiente, são os bota-foras 4 e 8, localizados em diferentes áreas do CIPC. Uma das alternativas iniciais para disposição dos estéreis da mina foi um bota-fora único, próximo à bacia de rejeitos, disposição esta que foi inviabilizada pela constatação da presença de terrenos turfosos. Em função disto optou-se pela construção de dois bota-foras principais: 4 e 8.

Quando do projeto da mina, a escolha dos locais, uma vez constatada a estabilidade das fundações, foi norteada pelos aspectos econômicos, sendo os principais fatores a distância e a topografia.

Como é de conhecimento geral, juntamente com o minério aproveitável de urânio, são geradas grandes quantidades de resíduos sólidos constituídos de minério de baixo teor (<200ppm U_3O_8 solúvel) e o estéril propriamente dito (rocha encaixante não mineralizada). Esse material foi disposto em aterros ou pilhas a céu aberto, recebendo a denominação de "bota-fora". Estes não só representam uma fonte permanente de drenagens ácidas carregadas de radionuclídeos - ^{228}Ra , ^{226}Ra , Th e ^{238}U , como também de outros metais indesejáveis em concentrações acima daquelas permitidas pela legislação⁽²⁹⁾.

Por outro lado, em Poços de Caldas existe todo um criterioso programa de monitoramento e controle, que abrange todos os rejeitos e efluentes sólidos e líquidos,

liberados pelas atividades de extração e beneficiamento do minério, não permitindo que o mesmo alcance o meio ambiente. Conforme citado por PRADO et al.⁽³⁰⁾, somente com a cal o custo do tratamento dos efluentes em Poços de Caldas atinge a cifra de U\$200.000/ano.

Na formação dos bota-foras foram adotados os métodos de avanço por ponta de aterro, ou em camadas horizontais, opções ditadas pela dinâmica das escavações, custo de transporte e disposição de estéreis para cada situação de lavra. A quantidade de estéril disposto nos diversos bota-foras soma cerca de 44,9 milhões de metros cúbicos, removida entre 1977 e ago/95, ocupando uma área de 172,6 hectares. Nas lavras posteriores a esta data, os estéreis resultantes da triagem vem sendo dispostos dentro da própria cava da mina. Estima-se que 92,6 milhões de toneladas ou 57,8 milhões de metros cúbicos de estéril piritoso estarão estocadas em diversos bota-foras até a paralisação das atividades previstas até o final de operação. A distribuição dos estéreis em cada bota-fora está representada na Tabela 1.2⁽³¹⁾.

Tabela 1.2 - Situação atual dos bota-foras.

Bota-Fora	Volume Estéril m ³ x 10 ⁶	Superfície (ha)	Origem Predominante
BF-1	4,4	25,5	material de decapagem
BF-3	9,8	20,5	material de decapagem
BF-4	12,4	56,9	material de decapagem + *triagem do corpo B
BF-7	2,4	5,3	material de decapagem
BF-8	14,8	64,4	material de decapagem + *triagem dos corpos A + E

Obs.: O estéril é material de triagem.

Fonte: Urânio do Brasil - Gerência da Mina de Caldas (1988).

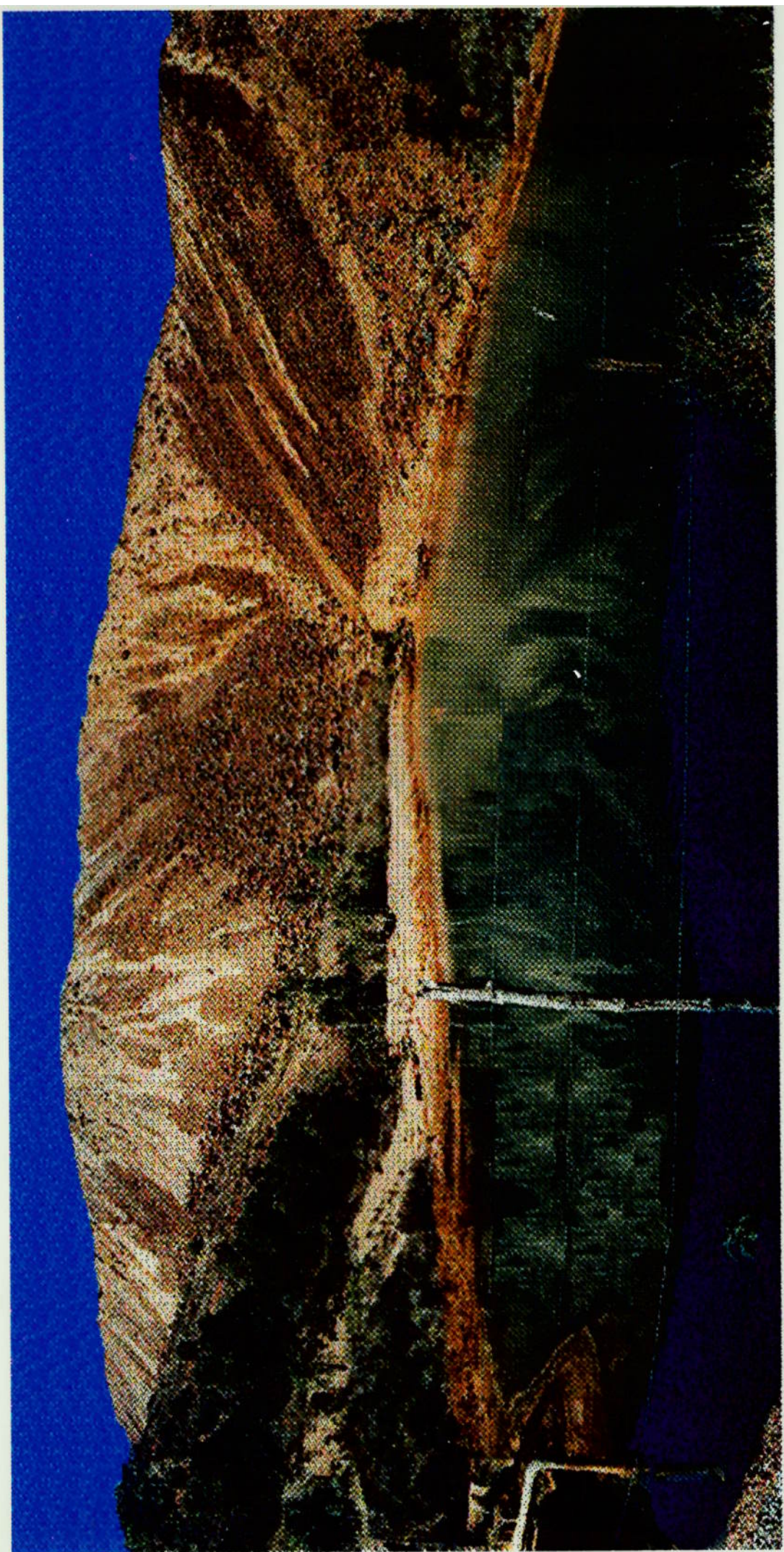
Pelos números apresentados tanto para o caso da Alemanha, como para o brasileiro, fica de fácil constatação que as minas e usinas de beneficiamento de minério de urânio produzem grandes quantidades de resíduos sólidos (rejeitos do processamento e estéreis da mineração) e efluentes líquidos, que contêm a maior parte dos radionuclídeos descendentes do urânio. Esses rejeitos e estéreis da mineração de urânio, freqüentemente são grandes produtores de ácido, muito embora os teores de minerais sulfetados no minério sejam baixos.

Além dos radionuclídeos, outros metais também foram ou serão lixiviados devido a formação de ácido sulfúrico, proveniente da oxidação dos sulfetos por via química e biológica.

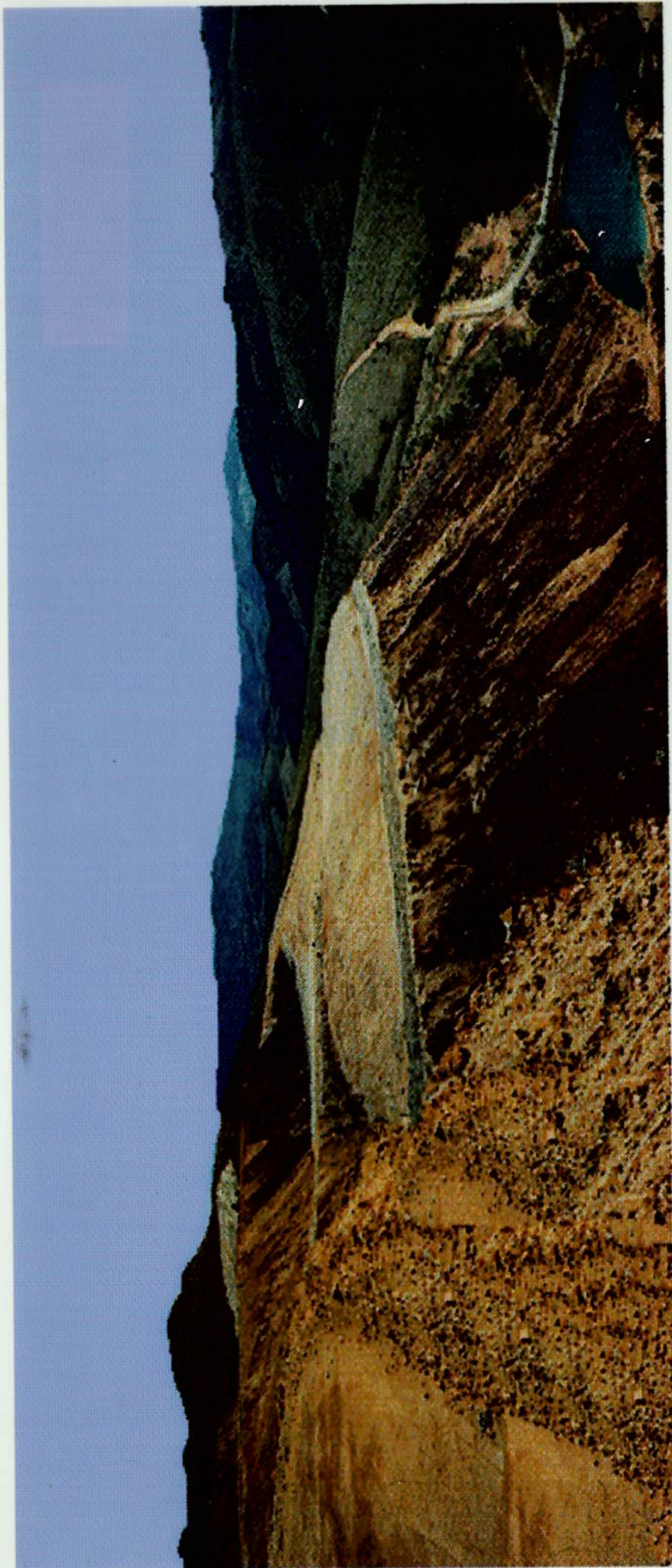
Segundo o relatório "Considerações sobre a evolução do bota-fora 4" - Relatório nº. 50, Jun. 1984, Nuclebrás/IPT, apud WIIKMANN (1994), o bota-fora projetado e construído para preencher o vale do córrego da Consulta, pelo método de avanço por ponta de aterro, intercepta o mesmo rio em um trecho do seu curso. Segundo considerações a respeito da estabilização do aterro e da lixiviação de material radioativo, este trecho do rio foi desviado, descarregando as suas águas em local além da influência do bota-fora. Este tem instalado no local do leito aterrado correspondente à antiga saída do Consulta, uma barragem denominada BNF que recolhe as drenagens provenientes das infiltrações e da percolação pluvial, que são bombeadas para a trincheira da mina (construída com a finalidade de recolher drenagens da cava da mina), e desta para a área de tratamento com cal hidratada, denominada AA-440. Os radionuclídeos presentes, principalmente o urânio, e outros elementos estáveis (Mn, Fe, Al), são eliminados por precipitação e decantação. O líquido sobrenadante é utilizado na preparação de polpa neutra de minério e o excedente é lançado no ambiente, na bacia do Antas. O precipitado decantado é enviado para a área de lixiviação de minério na usina de processamento químico, quando a unidade está em operação, ou encaminhado diretamente para a bacia de rejeitos (BR). O tratamento descrito tem como objetivo a não contaminação das águas do Consulta que, em caso contrário, receberia toda a carga contida nas drenagens recolhidas na bacia de coleta e de bombeamento das drenagens do bota-fora 4 denominada D-5.

Neste trabalho será abordado somente o bota-fora 4, uma vez que os problemas ambientais por ele causados, as medidas a serem tomadas, e estudos para a estabilização física, química e biológica são aplicáveis ao bota-fora 8.

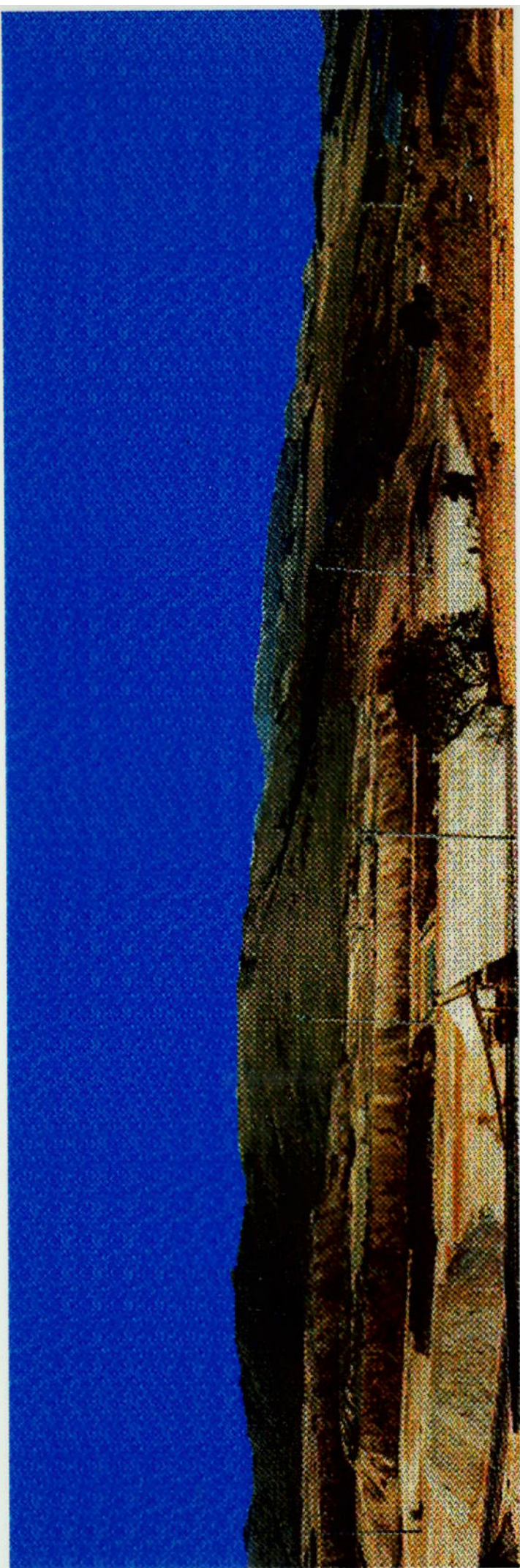
O bota-fora 4 (Transparências 1.1 e 1.2) foi selecionado para este estudo por apresentar condições mais favoráveis, objetivando futuramente sua estabilização. Por outro lado, com o conhecimento a ser adquirido nesse bota-fora, pretende-se futuramente estudar o comportamento do bota-fora 8 (Transparência 1.3).



Tranparência 1.1 - Vista frontal do bota-fora-4. Em primeiro plano a barragem da drenagem ácida e o sistema de bombeamento para a cava da mina.



Transparência 1.2 - Vista superior do bota-fora-4.



Transparência 1.3 - Vista lateral do bota-fora 8

Neste estudo que é parte de um programa de pesquisa mais abrangente sobre os bota-foras, e que em última análise objetiva à estabilização química e biológica dos mesmos, várias etapas terão que ser estudadas e desenvolvidas como: (i) estudo dos ciclos de chuvas e estiagem, a fim de que se estabeleça correlações com o fluxo da drenagem e conseqüentemente a carga química do efluente; (ii) estudos de estabilização física com cobertura e plantio da área, evitando dessa forma infiltrações das águas de precipitação bem como do oxigênio que favorecem em muito as reações química e biológica; (iii) instalação de piezômetros para determinação do nível ou grau de saturação; (iv) o estudo do problema das infiltrações dos córregos tanto o de superfície quanto aqueles soterrados, que favorecem as reações e transporte da drenagem e pressão hidrostática, dentre outros. Como é de fácil constatação, esse e outros problemas ambientais exigirão uma estreita interação multidisciplinar, bem como uma relação harmoniosa entre os órgãos governamentais reguladores, engenharia de projeto e operadores da mina. Tudo isso reforçado pela implantação e continuidade de uma política a longo termo de recuperação ambiental.

Uma vez que o processo de geração de ácido está em franca evolução, a primeira etapa, que é a finalidade deste estudo, é verificar os comportamentos: químico - concentração de cátions/anions Fe, Al, ^{226}Ra , Th, ^{238}U , ^{228}Ra , SO_4^- ; físico-químico - pH, Eh, condutividade; e biológico - atividade do Fe^{3+} que resulta na estabilização do ciclo entre oxidação da pirita pelo Fe^{3+} e oxidação bacteriana do Fe^{2+} (principalmente pelo *Thiobacillus ferrooxidans*), que estão ocorrendo no interior da pilha, procurando identificar as zonas reacionais.

Dessa forma os estudos foram realizados em colunas de laboratório, onde simulou-se as zonas de oxidação e saturação com amostras procedentes de nove trincheiras (80cm x 80cm x 30cm). Chama-se a atenção para o fato de que a desvantagem de se trabalhar somente com essa amostragem é que nem sempre as amostras obtidas são representativas do todo, podendo não fornecer uma imagem realística da evolução do sistema. Por outro lado, devido a problemas logísticos, não foi possível para esta etapa a obtenção de amostras com maiores volumes bem como a realização de amostragem com sondas rotativas, o que poderá ser feito a posteriori.

Ainda como parte da presente dissertação constam os seguintes capítulos:

CAPÍTULO II - REVISÃO DA LITERATURA /
CAPÍTULO III - DESCRIÇÃO DO CIPC /
CAPÍTULO IV - MATERIAIS E MÉTODOS /
CAPÍTULO V - DISCUSSÃO DOS RESULTADOS
CAPÍTULO VI - CONCLUSÕES
BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

CAPÍTULO II

REVISÃO DA LITERATURA

II.1 - Introdução

Os problemas a serem enfrentados por todos aqueles envolvidos nas questões relacionadas à reintegração, recuperação, reabilitação ou proteção do meio ambiente, deparam-se com situações bem distintas e às vezes com alto grau de complexidade. Isto se deve ao fato de que em determinados locais, a atividade mineira vem ou foi exercida por um longo período de tempo, sem que nenhuma providência fosse tomada ao longo desses anos. Embora cada local tenha gerado problemas distintos, a solução a ser encontrada tem que ser a mesma. Apesar da diversidade e complexidade dos problemas, existem alguns pontos em comum que permitem uma abordagem genérica no que diz respeito às fontes dos impactos ambientais.⁽¹⁾

Especificamente, o problema das drenagens ácidas proveniente de cavas das minas/galerias subterrâneas, pilhas de estéréis ou de estoque, bacias de decantação ou rejeitos, são, em última instância, causados pelo fenômeno do intemperismo natural ao qual esses corpos ficam submetidos ao longo dos anos. Como resultado, em todos os locais as medidas mitigadoras e de reabilitação são bastante dispendiosas para as indústrias de mineração girando em torno de milhões de dólares anuais.⁽²⁾

Segundo REICH (1950); OLLIER (1969); ROSE et al. (1979) apud RITCEY (1989)⁽³⁾, o intemperismo pode ser definido como sendo "a destruição e alteração de materiais localizados na superfície da Terra, formando produtos que estão mais proximamente em equilíbrio com a atmosfera, a hidrosfera, e a biosfera". O fenômeno ocorre de três maneiras: físico, químico e biológico. No processo de intemperismo físico, ocorre a desintegração ou destruição da rocha sem alterações em suas propriedades química e mineralógica. Tão logo este fenômeno tem início, novas superfícies vão se formando, propiciando e facilitando a decomposição química. Quanto à atividade biológica, esta pode contribuir para ambos os processos anteriormente mencionados, sendo que todos os fenômenos ocorrem simultaneamente.

O grau e a intensidade do intemperismo sobre um corpo mineral dependem de uma série de importantes fatores tais como:

(a) caracterização mineralógica - associações com os minerais de ganga, processo de lixiviação, tamanho de partícula, tipo e natureza do mineral sulfetado; para o caso de rejeitos de processo ainda entram os fatores natureza química da polpa, pH e Eh;

(b) influências hidrogeológica e geológica - método de disposição do material; quantidade de água no interior e no exterior; O₂ ou outros gases dissolvidos; porosidade e permeabilidade; processos geoquímicos de sorção, dessorção, precipitação e redissolução; interação química e biogeoquímica; concentração do eletrólito e formação de sais;

(c) reações de oxidação envolvidas na conversão dos sulfetos para ácido sulfúrico, seja por oxidação química ou bacteriológica;

(d) desempenho do tipo de bactéria presente, se ferro-oxidante ou sulfato-redutora, população dos microrganismos; e

(e) migração das espécies dissolvidas através do corpo da pilha, que é regulada pela disponibilidade de água bem como pelo fluxo.

No passado, quando ainda não havia legislação específica, e muito menos a preocupação ou cuidados com o meio ambiente, os rejeitos e estéreis eram dispostos sem levar em consideração os graves efeitos impactantes que causariam. Por essas razões, durante muitos séculos acumularam-se milhões de toneladas de rejeitos e estéreis que foram dispostos indevidamente em diversos locais pelo mundo. Como exemplo da magnitude dessas disposições, nos últimos 25 anos desse século, somente os rejeitos oriundos da mineração do urânio são estimados em 230 milhões de toneladas nos Estados Unidos; 140 milhões de toneladas no Canadá; 1.00 milhões de toneladas na África do Sul; 17 milhões de toneladas na Austrália e 70 milhões de toneladas em outros países⁽²⁾. Em função deste quadro e devido à elevação desses números com o decorrer dos anos, no início da década de 80, justamente esses países passaram a

reformular os conceitos e promoveram revisões em suas legislações, introduzindo rigorosas medidas preventivas, corretivas e de controles no que diz respeito principalmente ao problema das drenagens ácidas⁽³⁾.

Devido aos problemas ambientais hoje vivenciados por negligência no passado, para que seja permitido uma nova instalação ou mesmo expansão de um empreendimento de mineração, existe a necessidade de comprovar se os estéreis ou os rejeitos, causarão ou não impactos ambientais e, em caso positivo, qual a intensidade e magnitude desses impactos. A partir dessas considerações, providências tanto com relação aos estéreis quanto aos rejeitos poderão previamente serem tomadas no que diz respeito ao manuseio e gerenciamento durante a implantação e operação da mina, bem como medidas de controle visando a recuperação das áreas⁽²⁾.

Os metais pesados tais como chumbo, mercúrio, cobre, urânio e cádmio, dentre outros, nocivos às diversas formas de vida, são suscetíveis à lixiviação atmosférica quando o rejeito do processo de beneficiamento e estéreis da mineração são descarregados e expostos à ação natural do intemperismo. As soluções oriundas desse processo usualmente apresentam um pH na faixa [3,5 - 4,0] ou menos, e conseqüentemente são responsáveis pela contaminação das águas dos lagos e bacias hidrográficas. Tanto as águas de superfície quanto as subterrâneas são perturbadas pela lixívia ácida natural do material sulfetado, que às vezes causa danos irreversíveis ao ecossistema⁽⁴⁾. A migração dos metais pesados contidos nos estéreis e rejeitos que geram drenagens ácidas é uma séria preocupação em todos os locais que existe esse tipo de problema.

Reportando-se ao caso de Poços de Caldas, essencialmente a única diferença real existente entre os rejeitos e estéreis da mineração de urânio, e aqueles outros derivados das operações mínero-metalúrgicas dos outros metais, é a presença dos radionuclídeos. Como é de conhecimento geral, as instalações nucleares tais como minas de urânio, usinas de beneficiamento, centrais núcleo-elétricas e usinas de reprocessamento de elementos combustíveis de reatores nucleares, produzem quantidades variáveis de rejeitos radioativos. Porém, estes são submetidos a tratamentos em cada instalação, de tal forma que, somente os efluentes dos processos de tratamento contendo baixas concentrações e pequenas atividades são lançados no ambiente, sendo retidos

ou embalados e remetidos para locais de segregação, os resíduos de alta atividade (resíduos de alto nível).

As demais etapas do ciclo combustível nuclear, foram desde o início desenvolvidas sob rigoroso controle de segurança interna, dos efluentes lançados no meio ambiente e do isolamento dos rejeitos. No entanto, só muito recentemente foram impostas normas rígidas similares, de restrição das descargas de efluentes líquidos no meio ambiente e de estabilização de rejeitos sólidos resultantes da mineração do urânio e de sua extração de minérios⁽⁵⁾.

II.2 - Áreas de Pesquisa e Desenvolvimento

Os impactos ambientais devido a extração da matéria-prima do solo, podem ser bastante minimizados quando se tem um planejamento eficaz e criteriosa aplicação dos conceitos da engenharia de minas e da engenharia geotécnica. As tecnologias recentes são necessárias no que diz respeito ao manuseio e deposição de rejeitos e estéreis, bem como a recuperação dos locais degradados⁽¹⁾.

Por tratar-se de tema bastante amplo e que envolve um grau de complexidade relativamente alto, recentemente uma variedade muito grande de projetos de pesquisa vêm sendo desenvolvidos por diversos pesquisadores no sentido de desenvolver tecnologias mais adequadas às diferentes condições de recuperação de locais afetados por drenagens ácidas.

Genericamente as áreas de atuação subdividem-se em três fases distintas:

(1) Prognóstico - Modelos Preditivos:

Normalmente esta etapa é indicada antes de iniciar o empreendimento, quando são recomendados a realização de estudos interpretativos sob os aspectos químico, biológico, físico-químico e hidrogeoquímico, no sentido de desenvolver modelos que simulem o comportamento de um determinado corpo. Os estudos preditivos devem ser considerados como o primeiro estágio do desenvolvimento de um projeto de mineração, e é parte integrante de uma estratégia mais ampla que inclui exploração, desenvolvimento de processos metalúrgicos, aprovação do projeto, seleção dos locais e

métodos de disposição de estéreis e rejeitos, desenvolvimento da mineração e projeto dos sistemas de gestão e tratamento das águas. Por outro lado, os resultados servirão não só para predizer o potencial gerador de drenagens ácidas e produtos de migração, como também auxiliar na tomada de decisões com relação às medidas mitigadoras e respectivos custos.

(2) Prevenção e Controle:

Esta fase é conduzida quando o empreendimento encontra-se em operação, e tem por objetivo o emprego de medidas mitigadoras, visando à criar condições menos hostis e agressivas ao meio ambiente. Dentre algumas medidas citam-se: técnicas modernas de manuseio e disposição de estéreis e rejeitos; prevenção e controle da drenagem através da restrição de oxigênio e água através da cobertura da pilha com camadas de argila e plantio, o mesmo se aplicando para as bacias de rejeito sendo que nesse caso, faz-se a cobertura com lâmina d'água; inundamento da cava da mina ou das galerias subterrâneas; técnicas de tratamento de efluentes que tenham por finalidade diminuir os custos; inibidores químicos e bacteriológicos; redução do ferro férrico, controle do pH, etc.

(3) Recuperação da Área:

Antes da desativação das atividades mineiro-metalúrgicas, as empresas devem iniciar o planejamento de recuperação da área degradada, se possível dentro dos modernos conceitos do desenvolvimento sustentável, tornando-a apta para um novo uso após a desativação da atividade mineira.

II.2.1 - Prognóstico - Modelos Preditivos

Para um determinado corpo mineral o prognóstico sobre se o mesmo apresentará ou não potencial de geração de drenagens ácidas e o tempo de duração dessas drenagens, é um parâmetro importante para que se estabeleça previamente medidas visando evitar maiores perturbações futuras ao meio ambiente.

Diversos autores em todo mundo⁽⁶⁻¹⁵⁾ - principalmente Canadá e Estados Unidos, têm se preocupado com o tema que não é

muito simples, pois quase sempre os modelos não se aplicam para determinados locais, havendo mesmo situações em que diferentes métodos aplicados para a mesma amostra do mesmo local, apresentarem resultados distintos. As pilhas de estéreis constituem-se em complexos sistemas hidrogeológicos, e os atuais conceitos da hidrogeologia não são capazes de caracteriza-los adequadamente (MORIN et al. (1991)), apud MORIN & HUTT (1994)⁽¹⁶⁾. Em consequência dessa limitação dos conhecimentos dos aspectos físicos e geoquímicos das pilhas, um prognóstico mais elaborado da química aquática utilizando modelos matemáticos que poderia reduzir os danos ao ambiente bem como diminuir os custos com o tratamento, fica prejudicado pois ficam faltando - segundo os autores, "os dados de ajuste" para as equações matemáticas. Dessa forma emprega-se um modelo mais simples para uma estimativa grosseira do comportamento futuro, baseado em aproximações ou tentativas empíricas.

Em linhas gerais os métodos preditivos podem ser agrupados em duas categorias: estáticos e cinéticos, embora muitos outros testes são indicados para casos específicos de caracterização⁽²⁾.

LAWRENCE (1990) sugere esquematicamente uma estratégia de predição (prognóstico) representada no fluxograma apresentado na Figura 2.1. O autor menciona que as amostras da rocha - obtidas seja na fase de exploração seja durante a lavra assim como os rejeitos provenientes dos testes metalúrgicos, devam ser coletados segundo um criterioso programa de amostragem, seguidos de testes de caracterização para determinação do potencial de geração de ácido.

MARCHANT et al. (1989), descrevem a avaliação que fizeram de onze métodos preditivos para oito amostras de rejeitos e quatro de estéreis⁽¹⁷⁾. Desses métodos, quatro são estáticos, cinco cinéticos e dois tiveram por objetivo a obtenção de informações sobre a natureza do constituinte principal dos materiais: pirítica ou carbonática. Um grande número de técnicas preditivas foram desenvolvidas e encontram-se em uso na América do Norte e segundo os autores, a eficiência relativa desses métodos não está bem clara e nem todos são adequados por exemplo, para caracterizar os estéreis produzidos nas minas de ouro e de metais básicos.

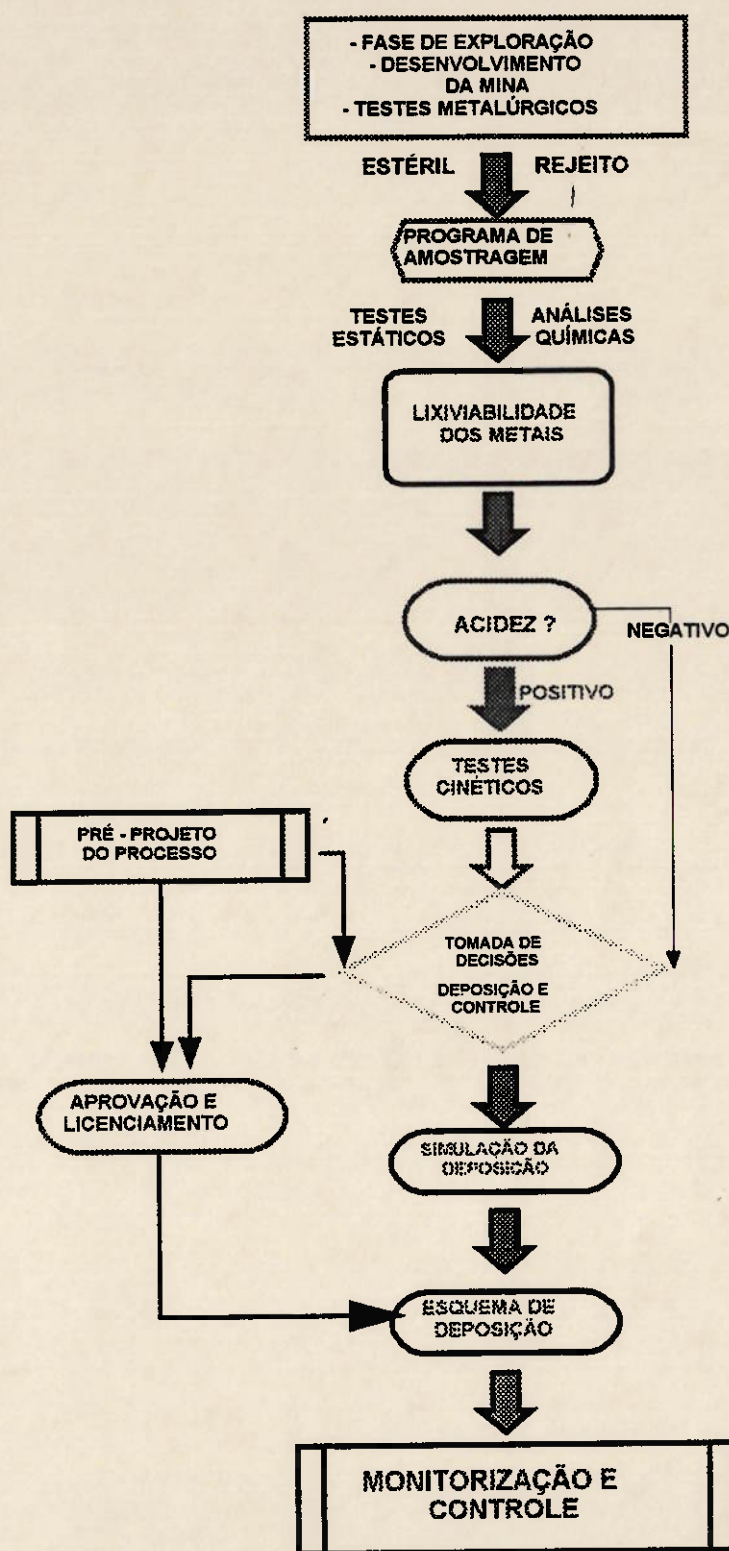


Figura 2.1 - Esquema do prognóstico de geração de acidez. Lawrence (1990).

Pelo que se depreende da literatura o assunto continua a gerar controvérsias como pode-se constatar em recente

trabalho publicado por CALOW et al. (1995), todos pesquisadores dos laboratórios analítico e ambiental da Falconbridge Ltd., Ontário⁽¹⁸⁾. O trabalho é um estudo comparativo entre o método desenvolvido por DUNCAN, D.W. e BRUYNESTEYN, A. (1979), denominado *B.ç. Research Initial Test* - Determinação do potencial de produção de ácido de materiais rejeitados, com o desenvolvido por SOBEK et al. (1978), denominado *EPA Acid-Base Accounting Acid Mine Drainage (AMD)* - Métodos de campo e laboratório aplicáveis para coberturas e solos de minas, Apud CALOW et al. (1995).

Uma vez que ambas as técnicas forneceram resultados distintos para a mesma amostra, os autores concluíram que os métodos não são absolutos, e somente devem ser empregados como indicadores preliminares. Existe a necessidade de interpretações mais sofisticadas dos dados obtidos nos testes estáticos com aqueles obtidos nos testes cinéticos. Por outro lado, uma boa caracterização mineralógica e análises dos metais, auxiliam em muito no prognóstico se determinada rocha (estéril) ou rejeito apresentará ou não potencial gerador de ácido.

LEFEBVRE e GÉLINAS (1995) desenvolveram um modelo matemático para representar os principais processos envolvidos na produção da drenagem ácida em pilhas de estéril: hidrologia, transferências de gás e calor, geoquímica e transporte de massa⁽¹⁹⁾. Os estudos fazem parte de um projeto mais amplo iniciado em 1991, e neste caso os resultados serviram para mostrar que o transporte de calor efetuado pelas correntes de ar, controla a taxa de produção das drenagens. Além desse parâmetro, concluíram os autores que foi possível um melhor entendimento dos processos físicos acoplados que ocorrem nas pilhas de estéril.

Recentemente na província de Colúmbia Britânica (Canadá) e em Thüringen (Alemanha)⁽²⁰⁾, foi desenvolvido um modelo matemático para simular a geração de ácido de um processo de "heap leach", para urânio, considerando as taxas cinéticas das oxidações químicas e biológicas dos sulfetos presentes na amostra, processo químico de dissolução das espécies, formação e precipitação de complexos de minerais secundários. Além destes, outros parâmetros importantes foram levados em consideração, e para o caso da Alemanha ficou demonstrado que ocorrerá uma drenagem ácida carregada de metais indesejáveis após o encerramento das atividades mineiras, por várias centenas de anos, havendo evidentemente a necessidade de tratar o efluente não só

para acidez, como também para os metais de um modo geral. A experiência também demonstrou que havendo uma cobertura da pilha certamente com argila seguida do plantio, ocorreria uma significativa redução de tempo, havendo contudo a necessidade de tratamento por um período de pelo menos 100 anos.

Em estudo conjunto (U.S. Bureau of Mines/University of Utah Chemical and Fuels Engineering Department)⁽²¹⁾, pesquisadores dessas duas instituições estão desenvolvendo um modelo de prognóstico geoquímico para drenagens ácidas geradas a partir de estéreis associados com os metais. O modelo visa identificar o potencial de geração de drenagens ácidas durante a exploração e desenvolvimento do empreendimento mineiro que facilitará o planejamento de manuseamento dos estéreis.

Dentro desta mesma linha, MILLER et al. (1994) desenvolveram o modelo conhecido como NAG - *net acid generation*, utilizando amostras (rejeito e estéril) de 17 minas da Austrália, Nova Guiné e Indonésia⁽²²⁾. Os estudos iniciaram-se em setembro de 1993 e terminaram 18 meses após. Uma das principais conclusões a que chegaram os autores, foi a de que até o momento não existe nenhum processo de laboratório suficientemente rápido que possa estimar a cinética de geração de ácido a partir dos estéreis sulfetados. Os testes de coluna ou de bateladas podem ser usados, necessitando contudo de um período de 12 meses ou mais para que se possa obter dados significativos. Em função disto, esse tipo de estudo encontra uma certa relutância, principalmente na fase inicial do empreendimento.

Por ocasião em que SOUZA (1981) coordenou o desenvolvimento e implantação do projeto Lixiviação em pilha do minério oxidado de cobre para a Caraíba Metais (1981 - 1983), três etapas distintas tiveram que ser realizadas: (i) estudos em coluna no laboratório; (ii) estudo semi-piloto no campo, em colunas modulares de maior porte e (iii) confecção de pilha de 2.500 toneladas, com 570m² de área superficial. A partir dessa última foi possível a obtenção de parâmetros tecnológicos, sendo que as duas fases anteriores auxiliaram em muito a implantação da fase piloto.

Os modelos matemáticos auxiliam no processo, porém sem os dados de campo fica bem dificultada a resolução do problema, pois somente durante o trabalho de campo uma

série de dados de processo podem ser observados e analisados como por exemplo: formação de sais no interior da pilha que, associados aos finos (fração silte e argila), provocam entupimento e formação de canais preferenciais; diluição causada pelas chuvas e taxas de evaporação que estão intimamente associadas à taxa de molhabilidade (aplicação da solução lixiviante); fenômeno de empacotamento devido ao peso próprio do minério, dentre outros.

Dentro desta perspectiva, para um melhor entendimento dos fenômenos que estão ocorrendo nas pilhas de estéril de Poços de Caldas, os trabalhos naturalmente deverão obedecer esta seqüência.

II.2.2 - Prevenção e Controle

Recentemente muitos autores têm examinado com maior dedicação a questão dos solos contaminados, e de uma maneira mais ampla aos locais impactados pela mineração. Fundamentalmente a reabilitação dessas áreas contaminadas, pode ser direcionada para dois enfoques distintos, a saber⁽¹⁾:

- (i) remoção dos contaminantes - *ex situ*, ou
- (ii) modificação do ambiente local - *in situ*

Para o primeiro caso, além da natureza e distribuição do material contaminado, que são fatores importantes, o custo da remoção e posterior tratamento também é um fator determinante. Evidentemente se houver mercado para colocação desse material contaminado, como no caso de rejeitos e ou estéreis das minas de metais preciosos, a remoção e tratamento podem se apresentar como uma alternativa vantajosa. Neste caso incluem-se algumas antigas minerações de ouro em Johannesburg. De qualquer forma, mesmo sendo uma solução ambientalmente mais aceitável do que os processos *heap* ou *dump leaching in situ*, terá que haver um rigoroso controle da solução lixiviante (cianeto), pois poderá causar sérios problemas no caso de ocorrer fuga da lixívia. Por outro lado, o efluente final também terá que sofrer tratamento, além de extensiva manutenção do controle da operação.

O segundo caminho a ser seguido, ou seja, modificação do ambiente impactado através de medidas mitigadoras de prevenção e controle, inclui uma variada gama de técnicas e medidas que vêm sendo aplicadas, aperfeiçoadas, adaptadas e desenvolvidas. Como anteriormente mencionado, a origem do problema é a mesma e para distintas localidades a solução tem que ser única, muito embora sendo obtida por caminhos distintos.

Uma série de fatores que estão intimamente inter-relacionados contribuem para a oxidação e conseqüente geração de ácido. Há muitos anos diversas alternativas vêm sendo estudadas no sentido de impedir o acesso do oxigênio ao corpo sulfetado. Alguns métodos apresentam resultados eficientes porém existe a necessidade se verificar ao longo do tempo qual será a resposta desses métodos. A literatura registra situação em que os resultados satisfatórios surgiram somente após 12 anos, enquanto em outro caso, o resultado deixou de ser satisfatório após 10 anos⁽³⁾. Aqueles que têm-se mostrado mais eficientes para evitar a oxidação dos sulfetos por longos períodos, incluem basicamente a cobertura seca acompanhada de plantio, e a cobertura úmida através do inundamento. Os processos de inibição química e biológica ainda não estão suficientemente dominados, principalmente no que diz respeito às conseqüências que poderão advir, quando aplicados em grande escala. No quadro que se segue (Tabela 2.1) são apresentados algumas dessas técnicas e locais de aplicação.

Tabela 2.1 - Técnicas de prevenção e controle de drenagens ácidas.

Técnica	Aplicação	Fonte
Controle e tratamento químico.	Drenagem ácida - Heath Steele Mines Ltd., Novo Brunswick - Canadá.	BUSSE (1974) (23)
Tratamento químico.	Drenagem ácida - Wedge Mine, Novo Brunswick - Canadá.	KUIT et al. (1977) (24)
Troca iônica.	Efluentes de mineração contaminados com metais pesados.	RITCEY et al. (1978) (25)
Controle da infiltração da água para a mina subterrânea através de cobertura e plantio.	Minas subterrâneas de carvão.	HERRMANN (1980) (26) apud RITCEY (1989)
Inundamento e construção de vedamento a seco (<i>dry seals</i>).	84 minas subterrâneas de carvão.	BUCEK et al. (1976) (27) apud RITCEY (1989)
Inibição química do crescimento bacteriano com benzoato de sódio dentre outros.	Rejeitos piritosos de carvão, E.U.A.	DUGAN (1987) (28)
Cobertura e plantio.	Rejeito piritoso - Noranda Waite Amulet Site, Ontário - Canadá.	VELDHUIZE, BLOWES et SIWIK (1987) (29)
Bio-remoção de U, Se, Ra e Mo.	Drenagem ácida da mina subterrânea de Urânio - Ambrosia Lake, Novo México - E.U.A.	BRIERLEY, BRIERLEY e DREHER (1980) (30)

Técnica	Aplicação	Fonte
Estudos de avaliação de técnicas de cobertura.	Rejeitos piritosos de carvão. Upsur Complex of Island Creek Mining Inc. West Virginia - E.U.A.	MEEK (1991) (31)
Remoção de sulfato pelo novo processo de troca iônica - GYP - CIX.	Tratamento de drenagens de distintas localidades - Canadá.	ROBERTSON et RÖHRS (1995) (32)
Tratamento biológico amostras de sedimento.	Rejeito piritoso polimetálico. Kidd Creek e Kam Kotia Mines, Timmins, Ontário.	DAVIS et al. (1995) (33)
Cobertura orgânica propiciando ambiente redutor.	Estéreis e rejeitos piritosos de distintas localidades do Canadá.	PIERCE et al. (1994) (34)
Inibição química da oxidação da pirita com acetil acetona, ácido oxálico, e outros.	Estéril piritoso de Kidd Creek Mine e pirita pura de Nanucivik, Timmins - Canadá.	MAKI et al. (1995) (35)
Cobertura de pirrotita com rocha fosfática.	Rejeito piritoso de flotação de Strathcona mill, Ontário - Falconbridge Ltd.	GEORGOPOULOU et al. (1995) (36)
Inundação.	Estéril piritoso de Stratmat Heath Steele Mines, Novo Brunswick - Canadá.	AUBÉ et al. (1995) (37)
Uso de detergentes como inibidores do crescimento bacteriano.	Barnes and Tucker Coal Co. - Carrolltown PA e Markleys Burg - West Virginia - E.U.A.	KLEIMANN et al. (1988) (38)
Cobertura orgânica e inorgânica - estudo comparativo.	Rejeito piritoso de Strathcona em misturas com diversos compostos.	STOGRAN et WISEMAN (1995) (39)

Técnica	Aplicação	Fonte
Inundação.	Rejeito piritoso de Cu, Zn, Pb. - Buttle and Benson Lakes BC, Anderson and Mandy Lakes, Manitoba.	FRASER et ROBERTSON (1994) (40)
Inundação.	Rejeito piritoso polimetálico Virginia formation hornfels rock - EUA.	LAPAKKO (1994) (41)
Inundação.	Rejeitos piritos de diversas minas canadenses.	St. ARNAUD (1994) (42)
Inundação.	Rejeitos piritosos Zn, Cu, Pb. Anderson Lake, Manitoba - Canadá.	PEDERSEN et al. (1994) (43)
Inundação.	Rejeitos piritosos da mineração de urânio Ontário - Canadá.	DAVÉ et VIVIURKA (1994) (44)
Tratamento microbiológico (anaerobióse) de drenagens ácidas.	Halifax International Airport, Nova Scotia - Canadá.	BÉCHARD et al. (1995) (45)
Emprego de inibidores químicos.	Brunswik Mining and Smelting Corp. Ltd. Bathurst - Canadá.	STICHBURY et al. (1995) (46)
Avaliação de técnicas de cobertura.	Stratmart Heath Steele Mine New Castle - Canadá.	PAYANT et al. (1995) (47)
Substrato orgânico como sulfato redutor.	Remoção de metais pesados.	EGER et WAGNER (1995) (48)

Técnica	Aplicação	Fonte
Remoção dos sulfetos (diversas técnicas de beneficiamento mineral).	Rejeitos piritosos de 2 minas. O Material dessulfurado usado como cobertura Quebec - Canadá.	BUSSIÉRE et al. (1995) (49)
Remoção dos sulfetos (diversas técnicas de beneficiamento mineral).	Rejeitos piritosos das minas de Lac Minerals Ltd., Les Mines Selbaie e Placer Dome Inc., Canadá.	HUMBER et al. (1995) (50)
Remoção de sulfetos (técnicas de beneficiamento).	Rejeito piritoso do circuito de moagem da INCO, Ontário - Canadá.	STUPARYK et al. 1995 (51)

II.2.3 - Recuperação de Áreas Degradadas

Genericamente, os objetivos a serem alcançados pelo projeto de desativação são os seguintes:

- evitar que a área retorne à condição de principal fonte emissora de acidez e metais;
- remoção das instalações que possam de alguma forma prejudicar aos seres humanos e causar danos à biota; e
- retorno do local à sua condição inicial, e, em alguns casos anterior ao empreendimento.

O principal problema a ser resolvido dentro do projeto, é o de evitar o intemperismo do material sulfetado causado pela ação do oxigênio ou das bactérias. Convenientemente solucionado, o sucesso da execução das etapas seguintes apresentam duas outras barreiras à serem transpostas:

- de natureza técnica; e
- de natureza econômica (envolvendo o custo efetivo).

A execução do projeto muitas vezes fica dificultada pela falta de consenso entre as partes envolvidas (planejamento, executor e órgãos oficiais). O trabalho de reabilitação de áreas degradadas envolve uma extensa gama de atividades envolvendo várias áreas de conhecimento, e tempos prolongados para que se tenha uma resposta. Mesmo nos países desenvolvidos, até há bem pouco tempo ainda não havia uma atitude responsável das companhias de mineração, com relação às implicações ambientais de suas operações.

O projeto de recuperação da extinta mina de carvão Fording River Valley situada do sudoeste da Colúmbia Britânica pode ser mencionado como um caso típico do que foi retro mencionado. Conforme citado pelo próprio autor "há cerca de vinte anos passados no Canadá muito pouco ou quase nada se sabia sobre reabilitação de áreas abandonadas da mineração". Por outro lado, as necessidades de se desenvolver um método ou uma medida que fornecesse o custo efetivo para estabilização das pilhas de estéril, proteger os cursos de água e regenerar a fauna e flora, estavam bem claras e sem dúvida, contribuíram em muito para a

implantação e evolução das pesquisas. KENNEDY (1992)⁽⁵²⁾ ainda ressalta que atualmente é de conhecimento geral que as pesquisas iniciadas em 1969 nas pilhas de estéril de carvão de River Valley (6 milhões de toneladas/ano) e que ainda prosseguem, contribuíram substancialmente para o desenvolvimento da tecnologia de recuperações de áreas degradadas na Colúmbia Britânica.

Na fase do planejamento foram definidos os principais objetivos ambientais a serem atingidos: estabilização das pilhas de estéril, controle das drenagens ácidas, da sedimentação nos cursos d'água, da perda do *habitat* natural dos peixes e fauna e da perda da área florestal. É importante salientar que as pesquisas não tinham por objetivo somente soluções a curto prazo, mas principalmente aquelas de longa durabilidade, principalmente no que diz respeito às pilhas de estéril.

O programa foi composto de quatro fases assim denominadas:

- pré-produção: 1969/1973;
- estudos de curto prazo para as pilhas de estéril: 1973/1977;
- estudos de longo prazo para as pilhas de estéril - 1977 até o presente; e
- estudos específicos para usos da terra - 1980/até o presente.

• **Fase de pré-produção**

Durante esse período, as pesquisas estiveram voltadas para soluções mais imediatas no que diz respeito: (i) ao uso da vegetação para controlar a erosão nas pilhas de estéril, bem como nos solos danificados pela exploração e construções; (ii) a promover medidas visando prover alimentação e pastagem para os animais selvagens; (iii) a reduzir os impactos visuais, recriando uma paisagem agradável.

Dentro desse escopo, toda uma pesquisa foi desenvolvida buscando melhores condições de crescimento de raízes, plantas, etc., estudos de campo para caracterizar a propriedades físicas e químicas das pilhas de estéril e

barragem rejeitos, identificação dos fatores limitantes do crescimento das plantas, dentre outras.

• **Estudos de curto prazo para as pilhas de estéril**

Os dados obtidos na fase laboratorial serviram de base para os estudos de campo. Espécies de gramíneas e leguminosas nativas foram selecionadas, bem como espécies de árvores foram plantadas tanto no topo como nas fraldas das pilhas (taludes). O efeito do cultivo alternativo, composição das espécies e procriação foram monitoradas durante as seis estações seguintes. Os estudos desta fase concluíram qual o tipo de vegetação que seria capaz de manter a estabilidade tanto no topo quanto nas inclinações por um período de quatro estações.

• **Estudos de longo prazo para as pilhas de estéril**

Entre os anos de 1976 e 1978 foram desenvolvidos estudos que permitissem um melhor acesso aos taludes das pilhas e os efeitos da estabilidade e produtividade da vegetação na cobertura do solo. Seções completas de duas pilhas tiveram seus ângulos de repouso alterados de 26° (ângulo de repouso biológico) para 32°. Uma das pilhas recebeu cobertura de 30cm de solo glacial com raízes de plantas o que permitiu o controle por um longo período da capacidade de fecundidade e auto-sustentação da vegetação pela fixação do nitrogênio.

Essas localidades foram intensivamente monitorizadas por mais de dez anos, tendo em linhas gerais demonstrado os seguintes resultados:

- ocorreu uma predominância da vegetação leguminosa que estabeleceu-se e manteve o crescimento nas pilhas e dentro do *open pit*, acrescentando ainda ao solo da pilha, uma grande quantidade de matéria orgânica - 32,5t/ha, e nitrogênio orgânico - 899Kg/ha em um período de 11 anos; vegetações diversificadas podem se auto estabelecer e manter o crescimento em inclinações superiores a 37° sem a necessidade da aplicação de fertilizantes; a parte coberta com solo glacial não melhorou o desempenho da produtividade das leguminosas (31,8t/ha contra 32,5t/ha durante os 11 anos), não havendo portanto a necessidade de se recobrir a pilha com o solo original (glacial).

• Usos específicos para a terra e reflorestamento

Nos estudos iniciados em 1980 e ainda em andamento, a tônica tem sido o desenvolvimento de tecnologia para a reabilitação das pilhas no sentido de propiciar o estabelecimento e reprodutibilidade de florestas e ambientes adequados para os animais. O procedimento de sementeira de leguminosas, gramíneas ou pastagens concomitantemente à sementeira de árvores, perturbou o crescimento dessas últimas em até 40%. Em função disto, faz-se a sementeira das árvores em primeiro lugar, até que as mesmas estejam suficientemente adaptadas, para em seguida dar início ao plantio das demais espécies. De 1979 até 1990 foram plantadas mais de 350.000 mudas de árvores e em paralelo, outros métodos de replantio e sementeira foram utilizados: helicópteros para sementeira em locais muito íngremes, sementeira manual, fertilização e irrigação do solo para que em última instância a terra retorne às condições primitivas, tornando-se própria para o desenvolvimento e estabelecimento da vida animal.

BROMAN e GÖRANSSON (1994)⁽⁵³⁾ registraram a experiência da desativação de uma mina de cobre/zinco na região de Stekenjokk na Suécia. Tendo suas atividades paralisadas em 1988, após 12 anos de operação, essa mineração deixou como saldo 110 hectares ocupados com rejeitos e bacias de decantação, uma pequena cava, pilhas de estéril e instalações industriais. As bacias de rejeito contêm cerca de 4,4 milhões de toneladas de material com 20% de enxofre.

A fase conceitual do projeto de desativação foi aprovado em 1983, durando três anos para seu término, sendo que a parte de detalhes iniciada em 1986, levou mais três anos para sua concepção. A quase totalidade dos trabalhos de desativação foram concluídos em 1991 e durante os dois anos seguintes perduraram os trabalhos de complementação.

Este trabalho é bastante interessante, pois apresentava quatro opções distintas para o problema da bacia de rejeitos:

(i) inundamento;

(ii) cobertura com material inerte proveniente de morenas glaciais, de qualidade apropriada segundo os autores;

(iii) despiritização, uma vez que o material já encontrava-se cominuído e com alto teor de enxofre; e

(iv) tamponação.

Essas quatro opções, estavam atreladas a duas alternativas - a primeira delas seria a de eliminar o par oxigênio/pirita de modo a inibir a reação geradora de ácido, e a segunda seria alterar a composição do rejeito, formando um sistema mineral tamponado, de forma que o intemperismo não viesse a causar danos em sua vizinhança.

Após considerações sobre as quatro opções iniciais, o projeto levou em conta como parâmetro central, a proteção ao meio ambiente. Os demais parâmetros também importantes foram os seguintes:

- a necessidade de desenvolvimento de métodos e outros estudos;
- o tempo necessário para implementação;
- a necessidade de medidas de proteção suplementares;
- as conseqüências para com relação às medidas de preservação para outras áreas;
- incertezas e limitações dos vários métodos; e
- o parâmetro mais crítico - o custo.

Após análise crítica dos parâmetros envolvidos, as opções restringiram-se a duas, ou seja: inundação ou cobertura com morenas glaciais (a região de Stekenjokk fica muito distante dos depósitos desse material). Porém, segundo os autores, o método de inundação era altamente favorecido em todos os aspectos, e acabou prevalecendo.

Importante salientar que a decisão foi tomada em comum acordo com os organismos governamentais, planejadores e executores; e conforme ressaltado no início deste tópico, quando não existe o consenso, fica muito difícil a implementação do projeto.

A reabilitação da área foi realizada conforme o cronograma previsto, tendo sido gastos 25 milhões de coroas suecas (1991), sendo que somente a bacia de rejeitos consumiu 60% desse montante.

A literatura registra vários estudos em andamento, visando à reabilitação de áreas degradadas pela mineração. Pelo que se depreende as técnicas em uso não variam muito e a aplicação de uma delas ou combinação de algumas vai depender em muito das condições locais. Por outro lado, para que se alcance resultados positivos, alguma premissas básicas têm que ser levadas em consideração, a saber:

- real preocupação e comprometimento com a proteção ao meio ambiente, sendo esta "de fato" a meta principal;
- estabelecimento de um programa bem estruturado e que contemple as soluções a longo prazo;
- concordância de idéias e interesses entre as partes envolvidas; e
- disponibilidade financeira para arcar com os custos do projeto.

II.3 - Mecanismos de Oxidação

A oxidação da pirita, é um processo complexo no qual participam diversos tipos de reações de oxiredução, hidrólise e formação de íons complexos, controles de solubilidade e efeitos cinéticos⁽⁵⁴⁻⁵⁵⁾. Ambos mecanismos de oxidação participam - o biológico e o químico. Porém, sob condições ótimas de pH e temperatura, as velocidades das reações assistidas pela presença da bactéria (Figura 2.2) são várias vezes superiores àquelas promovidas pelo mecanismo químico⁽⁵⁶⁾, (Figura 2.3).

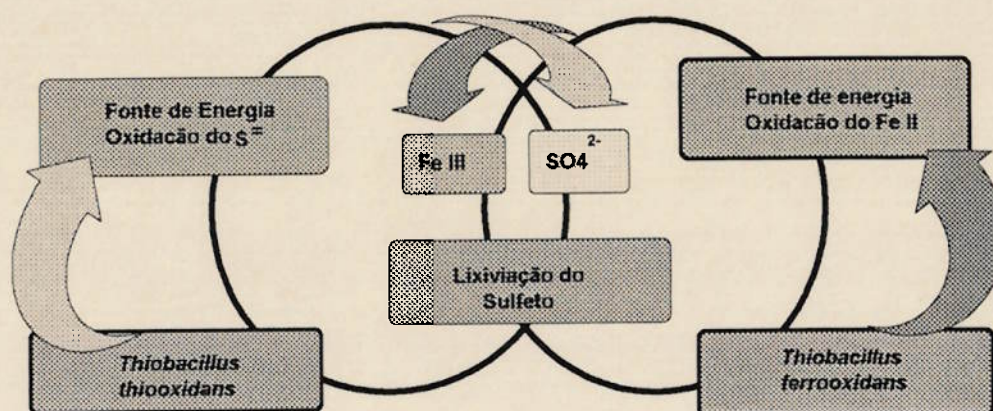


Figura 2.2 - Representação esquemática da oxidação bacteriana dos sulfetos.

Numa visão geral, o processo de lixiviação bacteriana consiste de uma série de reações bioquímicas e químicas, que solubilizam o metal de forma direta, quando a própria bactéria ataca o sulfeto, ou de forma indireta, quando os produtos do metabolismo bacteriano atuam sobre o sulfeto metálico. Nos estudos efetuados por SILVERMAN e EHRLICH⁽⁵⁷⁾ (1964), ficou demonstrado que uma série de agentes podem participar da oxidação dos minerais sulfetados: oxigênio, sulfato férrico e o *Thiobacillus* responsável pela oxidação do ferro. Uma série de outras pesquisas, KNAPP⁽⁵⁶⁾ (1987), KLEINMANN et al.⁽⁵⁸⁾ (1981), KARKESTEYN⁽⁵⁹⁾ (1979), DAVIS⁽⁶⁰⁾ (1987), confirmam que na verdade os dois mecanismos oxidantes - direto e indireto, ocorrem simultaneamente em um sistema, sendo que a presença da bactéria, conforme já mencionado, acelera em muito a velocidade da reação, em relação àquela que se passa somente na presença dos agentes químicos.

LYALIKOVA (1962); STUMM e MORGAN (1970); TEMPLE e DELCHAMPS (1953) apud KLEINMANN et al. (1981), mostram resumidamente na Tabela 2.2, as principais reações responsáveis pela oxidação da pirita. Acrescentam os autores, que o processo reacional ocorre em estágios múltiplos seqüenciais (Tabela 2.3), dependendo da atividade do *T. ferrooxidans*, bem como dos valores do Eh e pH da solução.

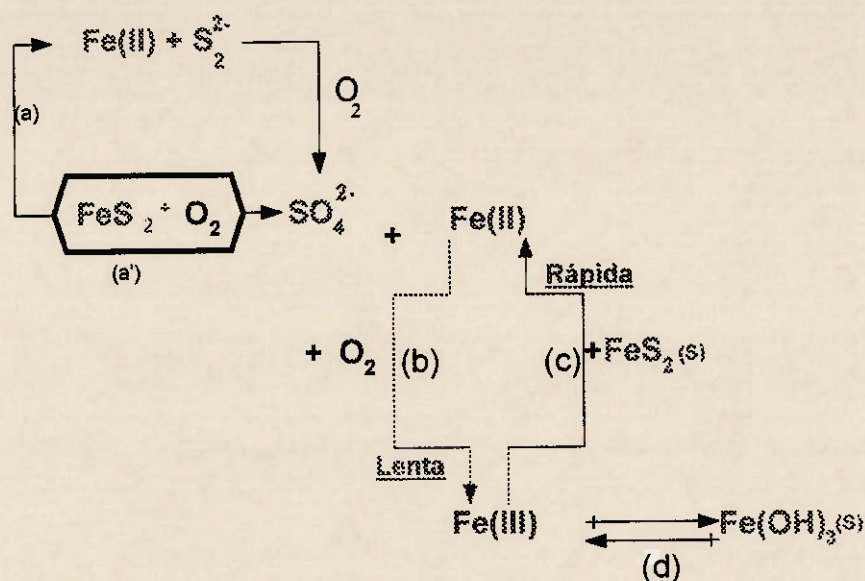


Figura 2.3 - Mecanismo de oxidação química da pirita.

Fonte: STUMM e MORGAN (1981)

Tabela 2.2 - Reações responsáveis pela oxidação da pirita.

Eq. (1)	$\bullet \text{FeS}_2 + 7/2 \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$
Eq. (2)	$\bullet \text{Fe}^{2+} + 5/2 \text{H}_2\text{O} + 1/4\text{O}_2 \rightleftharpoons \text{Fe(OH)}_3(\text{s}) + 2\text{H}^+$
Eq. (3)	$\bullet \text{Fe}^{2+} + 1/4\text{O}_2 + \text{H}^+ \rightleftharpoons \text{Fe}^{3+} + 1/2 \text{H}_2\text{O}$
Eq. (4)	$\bullet \text{FeS}_2 + 14\text{Fe}^{3+} + 8\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons 15\text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 16\text{H}^+$

Fonte: KLEINMANN et al. (1981).

KNAPP (1987), desdobra as equações da Tabela 2.2 em outras intermediárias (Tabela 2.4), e menciona que estas reações são simplificações de um complexo conjunto de reações que devem apresentar um grande número de passos intermediários e meias reações, envolvendo a formação de peróxido, vários compostos de enxofre incluindo sulfito, enxofre elementar e tiosais.

Tabela 2.3 - Estágios sequenciais da oxidação da pirita.

ESTAGIO I	
Mecanismo	Reação (1): ocorre abioticamente e por ação oxidante direta da bactéria. Reação (2): processa-se abioticamente, velocidade decrescente com queda do pH.
Quimismo	pH quando aproximadamente acima de 4,5; alta concentração de sulfato, baixa de ferro total e pouca ou nenhuma acidez.
ESTAGIO II	
Mecanismo	Reação (1): ocorre abioticamente e por ação oxidante direta da bactéria. Reação (2): ocorre a uma taxa determinada primeiramente pela atividade do <i>T. ferrooxidans</i> .
Quimismo	pH na faixa de 2,5 - 4,5; alta concentração em sulfato, acidez e ferro total crescentes e razão Fe^{3+}/Fe^{2+} baixa.
ESTAGIO III	
Mecanismo	Reação (3): ocorre a uma velocidade totalmente determinada pela atividade do <i>T. ferrooxidans</i> . Reação (4): ocorre principalmente a uma velocidade determinada pela velocidade da reação (3).
Quimismo	pH relativamente baixo $\cong 2,5$; alta concentração de sulfato, acidez elevada e razão Fe^{3+}/Fe^{2+} , também alta.

Fonte: KLEINMANN et al. (1981).

Tabela 2.4 - Reações envolvendo a oxidação da pirita.

Eq. (1)	$2FeS_2 + 7O_2 + 2H_2O \leftrightarrow 2FeSO_4 + 2H_2SO_4$
Eq. (2a)	$2FeSO_4 + \frac{1}{2}O_2 + H_2SO_4 \leftrightarrow Fe_2(SO_4)_3 + H_2O$
Eq. (2b)	$FeSO_4 + Ca(OH)_2 \leftrightarrow Fe(OH)_2 + CaSO_4$
Eq. (2c)	$Fe(OH)_2 + O_2 \leftrightarrow Fe(OH)_3$
Eq. (3)	$Fe_2(SO_4)_3 + 6H_2O \leftrightarrow 2Fe(OH)_3 + 3H_2SO_4$
Eq. (4)	$FeS_2 + 7 Fe_2(SO_4)_3 + 8H_2O \leftrightarrow 15FeSO_4 + 8H_2SO_4$
Eq. (5)	$2FeS_2 + 7/2O_2 + 7H_2O \leftrightarrow 2Fe(OH)_3 + 4H_2SO_4$

Fonte: KNAPP (1987).

A equação 5 é o resumo estequiométrico das reações de oxidação da pirita levando à oxidação do hidróxido de ferro e produção de ácido sulfúrico. Ocorrendo a oxidação completa da pirita serão produzidos 2 moles de ácido sulfúrico para cada mol de pirita. A reação pode ser subdividida em duas partes, uma envolvendo a oxidação da pirita para formar íon ferroso e a segunda, a oxidação do íon ferroso a íon férrico sendo que a reação global da pirita é fortemente dependente do pH. Essa dependência resulta do quimismo envolvendo o ferro, e condições ótimas de pH para a oxidação microbiológica. Sob condições alcalinas, a oxidação química predomina e a oxidação da pirita processa-se lentamente.

Por outro lado, ressalte-se que os fatores mineralógicos: ganga, textura, tamanho de partícula, policristalinidade, porosidade, estrutura cristalina do mineral, dentre outros, são fatores de grande importância no processo de oxidação. CARUCCIO⁽⁶¹⁾ (1968) demonstrou que a pirita de forma *framboidal* é a mais reativa devido à presença de grânulos com $d < 0.5\mu\text{m}$. SOUZA⁽⁶²⁾ (1981) concluiu que o baixo desempenho das bactérias no processo de biolixiviação dos sulfetos de cobre de baixo teor da Mina Caraíba, foi devido principalmente ao fato de que a maioria dos minerais encontravam-se ilhados ou envolvidos por uma massa compacta, sem porosidade e ausência de fraturas ou linhas de clivagem, além da presença de carbonatos que reconhecidamente contribuem para neutralizar o meio.

Muito embora ainda não se tenha o conhecimento mais pormenorizado das condições das pilhas de estéril do CIPC, o fato é que por tratar-se de um sistema que opera de forma aberta, desenvolveram-se populações naturais de microrganismos. Conforme descrito por TOUVINEV e KELLI (1972) apud GARCIA (1989)⁽⁶³⁾, o ambiente natural de lixiviação por sua própria natureza é um potente agente para selecionar não só espécies, mas também linhagens mais eficientes nessas condições ambientais rigorosas (alta acidez, concentrações elevadas de metais, etc.). Por outro lado, conforme constatado neste estudo, mesmo apresentando a encaixante uma alcalinidade de grau intermediário, o processo encontra-se em franca evolução.

As drenagens ácidas são geradas nas minas de carvão, níquel, zinco, cobre, chumbo, ouro e urânio, pois geralmente a pirita e/ou outros sulfetos também encontram-se presentes. A geração de ácido tanto pode ser causada

pelos estéreis da mineração como pelos rejeitos produzidos durante o processo GOULD et al. (1994)⁽⁶⁴⁾ mencionam que as condições precisas em que o processo tem início, ainda não estão de todo elucidadas, e que ainda não é possível prever com completa exatidão os locais que serão ou não geradores de ácido. WALSH e MITCHELL (1972)⁽⁶⁵⁾, BRIERLEY (1978)⁽⁶⁶⁾, KLEIMANN et al. (1981)⁽⁶⁷⁾, , LUNDGREN e SILVER (1980)⁽⁶⁸⁾, McCREADY e GOULD (1990)⁽⁶⁹⁾ apud GOULD (1994), sugerem e/ou defendem alguns mecanismos, objetivando explicar a atuação bacteriana na geração das drenagens:

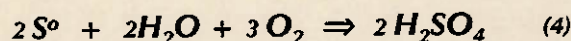
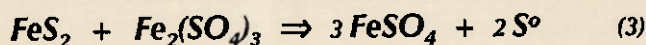
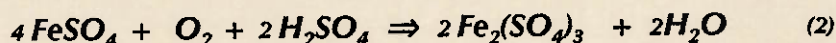
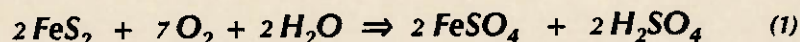
- (i) a sucessão das atividades microbianas (pH-dependente), foram as responsáveis para o estabelecimento da acidez que propicia as condições favoráveis ao crescimento da bactéria oxidante do ferro e enxofre;
- (ii) a acidificação da pirita ocorre em três estágios, com as reações abióticas predominando no primeiro estágio (pH acima de 4,5);
- (iii) as atividades microbianas que catalisam a geração das drenagens ácidas também estão associadas com a biolixiviação dos metais; e
- (iv) em valores de pH inferiores a 4,5 a bactéria oxidante do ferro (*Thiobacillus ferrooxidans*) catalisa a oxidação do íon ferroso (contido no mineral ou em solução) para íon férrico.

A produção de ácido e altas concentrações de metal por estes mecanismos são as principais características do processo de geração de drenagens ácidas.

O processo acima descrito é baseado na habilidade natural das bactérias acidofílicas quimioautotróficas, em utilizar substâncias inorgânicas como fontes de energia para o seu metabolismo. Na prática o que ocorre é uma cooperação ainda não bem conhecida entre os diferentes tipos de bactéria na oxidação dos sulfetos (*Leptospirillum ferrooxidans*, *Thiobacillus thioparus*, *Thiobacillus denitrificans*, *Thiobacillus novellus*). Contudo, os principais responsáveis pela dissolução dos metais são as bactérias das espécies *Thiobacillus ferrooxidans* e *Thiobacillus thiooxidans*.

Essas bactérias são gram-negativas, em forma de bastonetes com capacidade de locomoção, morfologicamente similares e diferem com relação às suas capacidades em oxidar as substâncias inorgânicas. O *T. ferrooxidans* obtém energia facilmente a partir da oxidação de uma série de sulfetos metálicos, bem como de compostos que apresentam o enxofre em sua forma reduzida como por exemplo: tiosulfato, enxofre elementar e os sulfetos de um modo geral. Além destes, o *T. ferrooxidans* também é capaz de obter energia através da oxidação do íon ferroso para íon férrico.

O *T. thiooxidans* difere da bactéria anteriormente descrita pela sua incapacidade em oxidar o íon ferroso, sendo porém capaz de oxidar os sulfetos, enxofre elementar, tiosulfato e tiocianato, para ácido sulfúrico. A sua atividade metabólica sobre as espécies minerais pode ser exemplificada nas reações que se seguem (Reações 1 - 4).



- (1) *Thiobacillus ferrooxidans* e *Thiobacillus thiooxidans*;
 (2) *Thiobacillus ferrooxidans*;
 (3) Oxidação química;
 (4) *Thiobacillus ferrooxidans* e *Thiobacillus thiooxidans*.

As Reações de 1 a 4 mostram a atuação das bactérias acidófilas, sendo que as reações (1), (2) e (4) ocorrem pela atuação biológica. Por sua vez, a reação (3) é governada quimicamente, ocasionando a oxidação do(s) sulfeto(s) pela atuação do sulfato férrico.

A reação (1) é baseada na atividade das duas bactérias sobre a matriz sulfetada: o *T. ferrooxidans* oxida o íon ferroso para íon férrico, e o sulfeto é simultaneamente atacado pelos dois microrganismos. O passo seguinte - reação (3), o íon ferroso é oxidado pelo *T. ferrooxidans*, produzindo o íon férrico que atua como oxidante químico, gerando enxofre elementar precipitado e sulfato ferroso que são fontes de energia para as bactérias gerando o ácido sulfúrico reação (4).

KARAVAIKO et al.⁽⁷⁰⁾ descrevem que as condições geoquímicas de um depósito são radicalmente alteradas durante o processo de exploração. A abertura de poços e galerias, bem como furos de sondagens criam condições para penetração do oxigênio do ar e daquele contido nas águas, criando condições favoráveis para que o processo de oxidação se processe em praticamente todo o corpo mineral que foi trabalhado.

No caso dos depósitos de minerais sulfetados ou em que esses façam parte da rocha encaixante, uma vez iniciado o processo de oxidação, que envolve inclusive a liberação de calor, não existe espontaneamente nenhuma possibilidade de paralisação do mesmo. Na zona de oxidação onde existe o livre acesso do oxigênio, a reação que toma lugar neste processo, pode resumidamente ser representada pela fórmula: $RS + 2O_2 \Rightarrow RSO_4$.

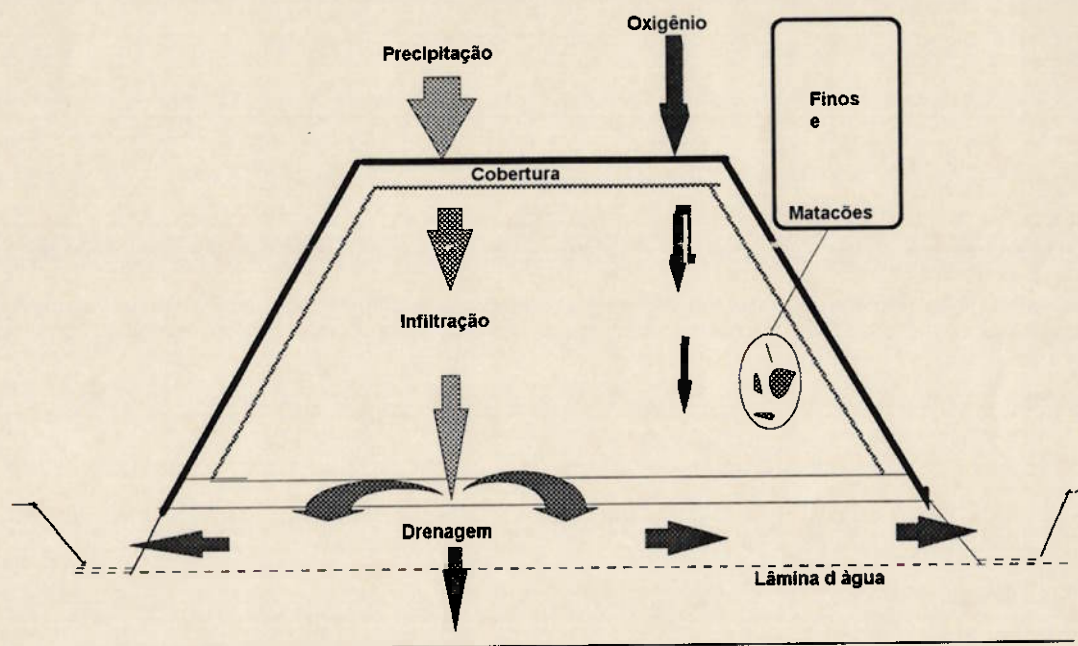


Figura 2.4 - Esquema simplificado da oxidação dos sulfetos em pilha de estéril.

A profundidade da zona de oxidação dos depósitos de sulfetos é determinada pelo limite inferior de alcance do oxigênio livre (Figura 2.4). Por outro lado, nos depósitos de sulfetos naturalmente ocorrem bactérias (principalmente do gênero *Thiobacillus*), que são catalisadoras da reação de

oxidação, acelerando ainda mais o processo. É um consenso geral que para que se processe a oxidação dos sulfetos, dois elementos-chave têm que estar presentes: água e oxigênio. Na ausência de um desses elementos, a oxidação não ocorrerá⁽⁷⁾. Em decorrência disso, o controle sobre um desses fatores acarretará alterações na taxa de oxidação.

BENNET et al. (1994) realizaram um estudo sobre drenagens ácidas e carga de poluição na Mina de Aitik, localizada próximo da cidade de Gällivare ao norte da Suécia, distando 100km do Círculo Ártico⁽⁷¹⁾. A temperatura média na referida Mina, é de 0°C, variando de -13,5°C em janeiro à +13,2°C em julho, sendo que a precipitação pluviométrica média é de 680mm/ano, e a taxa de infiltração para o interior da pilha de 500mm/ano (AXELSSON et al. (1992), apud BENNET et al. (1994)). O período da nevada ocorre de outubro a abril, sendo que no final de maio a neve começa a derreter.

Por outro lado, SOUZA (1980), por ocasião em que desenvolvia o Projeto Lixiviação de Minério Sulfetado de Cobre de Baixo Teor na Mina da Caraíba Metais⁽⁶²⁾ no Município de Jaguararibe interior da Bahia, verificou que naquela localidade, não ocorria o fenômeno das drenagens ácidas na pilha do *minério marginal* (minério com percentagem de sulfeto de cobre abaixo do teor de corte - 23 milhões de toneladas com 0,30% S).

Sendo uma região bastante carente de chuva praticamente o ano todo (temperatura média superior aos 35°C), não se verificava a oxidação química e/ou biológica do minério, pois, como mencionado anteriormente, faltava um dos elementos fundamentais, no caso a água.

Esses dois extremos servem para ilustrar o fato de que dependendo das condições climáticas da região, como por exemplo clima seco tropical, com estações de chuva e estiagem bem definidas, o processo fica altamente favorecido.

Em Poços de Caldas essas condições são verificadas, e além disso ainda apresenta o agravante da infiltração do córrego do Consulta e mais três pequenos córregos que ficaram soterrados sob a pilha de estéril (BF-4). Por essas razões, mesmo na época da estiagem a drenagem é permanente, embora o fluxo diminua de intensidade. PRADO et al.⁽⁷²⁾ citam que no CIPC as mais importantes fontes de poluição ambiental são as pilhas de estéril (BF-4 e BF-8), a cava da

mina e a bacia de rejeitos, uma vez que, dessas fontes, os radionuclídeos, bem como os elementos não-radioativos, são remobilizados havendo a necessidade de bombeamento diário e tratamento para que as drenagens não alcancem o meio ambiente.

Para o caso das pilhas de estéreis sulfetados, a geração espontânea de ácido só chegará ao seu término quando todo o material sulfetado tiver sido oxidado ou, dependendo das reações envolvidas no interior da pilha, venha a se formar uma camada intermediária impermeável (*hardpan*), bloqueando dessa forma o acesso do oxigênio às regiões mais baixas da pilha. Embora as reações químicas nesta camada sirvam para fazer decrescer o nível dos metais pesados mais tóxicos - em particular cobre e zinco - as concentrações dos metais ainda permanecem altas para despejo no meio ambiente. Neste caso, a pilha apresenta três regiões distintas: uma zona superior de oxidação, uma intermediária, e a inferior denominada zona de redução. Uma outra situação seria a capacidade inerente da própria rocha em neutralizar a acidez quando esta contém em sua formação minerais alcalinos.

Uma vez estabelecido o processo de drenagem ácida, já não cabe mais a identificação do problema para que se manuseie apropriadamente os estéreis procurando minimizar o problema futuro. Nestes casos, tornam-se necessárias medidas corretivas.

A primeira medida a ser tomada quando o problema já existe, é o estudo do comportamento da referida pilha, para que se possa ter uma noção da melhor decisão a ser tomada no que diz respeito ao tratamento do efluente por determinado tempo e seu respectivo custo, ao estudo de alternativas de reabilitação da área, e as opções para minimizar a oxidação da pirita, tais como técnicas de cobertura com plantio, inundamento da cava da mina ou uma associação dessas e/ou outras medidas mitigadoras adequadas à realidade local.

Para o caso das minerações de urânio, os radionuclídeos como rádio e tório são os que despertam maior interesse no que diz respeito às suas liberações para o meio ambiente. Chama-se a atenção para o fato de que em função dos radionuclídeos apresentarem maior periculosidade, despertam grande interesse, mas os efeitos adversos e acumulativos ao longo dos anos de vários elementos como arsênio, selênio, molibdênio, vanádio e níquel presente nos sulfetos que

encontram-se associados aos estéreis da mineração do urânio, também são objeto de preocupação.

Freqüentemente, em toda parte do mundo, as jazidas de chumbo, prata, níquel, cobre, ouro, zinco, urânio e carvão são constituídas de minerais sulfetados desses metais ou a rocha encaixante contém pirita ou outros sulfetos. No presente caso, o minério de urânio está associado principalmente com pirita finamente disseminada, sendo que através da técnica de microscopia eletrônica, detectou-se também sulfetos de cobre e zinco em menores quantidades. Em função das características mineralógicas do material estéril, e por ter este ficado exposto às intempéries, estabeleceu-se o processo de geração de ácido no interior das pilhas, e conseqüente drenagem para o meio ambiente.

A validade desse estudo interpretativo reside no fato de que o processo primário que conduz à geração de ácido em uma pilha de material piritoso é a oxidação química e biológica desse material. Por esta razão é importante o conhecimento da taxa que esta reação em particular ocorre na pilha, pois em última instância, a taxa global de oxidação da pilha, é uma medida do fluxo de contaminantes nesta pilha, e que vem a ser o principal fator determinante da carga de poluição nas drenagens oriundas desta pilha.

A taxa de oxidação intrínseca para qualquer tipo de estéril deste gênero é uma função que relaciona a taxa de oxidação aos parâmetros que devem ser considerados relevantes, tais como as concentrações de oxigênio e pirita, temperatura da pilha, pH local e assim por diante. Na grande maioria dos estudos de modelagem que visam estudar o comportamento de pilhas de estéril, faz-se necessário levar em conta a interação entre estes parâmetros⁽⁶⁵⁾.

Em relação aos estéreis piritosos, KALIN⁽⁷³⁾ através da interpretação das observações hidrogeoquímicas em uma pilha de estéril piritoso de uma mina de zinco em Ontário, estudou as taxas de oxidação do sulfeto e de retenção de ferro e outros metais pesados devido à precipitação de minerais secundários dentro (ou na base) da pilha.

GARGA et al. (1983), apud RITCEY (1989), distinguiram duas zonas distintas: a primeira denominada zona de oxidação que situa-se próximo à superfície, sofrendo portanto a influência do oxigênio atmosférico e uma segunda região logo abaixo desta, denominada zona redox, onde as reações

químicas processam-se em ausência do oxigênio. Por outro lado, BOORMAN e WATSON (1976)⁽⁷⁴⁾, interpretando os resultados analíticos usando um diagrama de estabilidade do tipo Pourbaix, para pilhas de estéril de polissulfetos no Novo Brunswick (Canadá), distinguiram uma zona intermediária (*hardpan*) entre as duas anteriormente referidas, parcialmente constituída de óxidos e hidróxidos de ferro, bem como de cobre cementado como covelita e precipitados de zinco e chumbo.

AHMED (1994)⁽⁷⁵⁾ também descreve a formação natural dessa zona intermediária freqüentemente encontrada em pilhas de resíduos piritosos que se encontram expostas ao ar e às chuvas, normalmente consistindo de grãos de pirrotita (FeS) e pirita (FeS₂) cementados na estrutura da goethita. Segundo ainda o mesmo autor, o fenômeno se deve à oxidação do Fe²⁺ a oxidrato férrico, formando essas camadas em áreas seletivas no interior da pilha.

Levando-se em consideração a afirmativa desse autor retro mencionado, para o caso das pilhas de estéril de Poços de Caldas, onde não temos pirrotita na rocha encaixante, provavelmente não deve estar ocorrendo a formação dessa zona intermediária. De qualquer forma, nos estudos interpretativos dos fenômenos químicos, físico-químicos e biológicos que serão realizados nas colunas de laboratório, e em estudos posteriores teremos, a oportunidade de verificar o comportamento do estéril.

CAPÍTULO III

COMPLEXO MÍNERO-INDUSTRIAL DE POÇOS DE CALDAS (MG)

III.1 - Localização e Descrição

O Complexo Mínero-Industrial do Planalto de Poços de Caldas - uma das unidades industriais da INB - está implantado no município de Caldas, no Planalto de Poços de Caldas, na região sudoeste de Minas Gerais, ocupando uma área em torno de 15km². O principal acesso rodoviário ao CIPC é feito através de uma rodovia asfaltada, com aproximadamente 10km, iniciando no Km 20,5 da BR-146, que liga Poços de Caldas à Andradas. Assim, o CIPC, pelas principais rodovias, está distante, aproximadamente, 30km de Andradas, 30km de Poços de Caldas, 70km de Caldas (a sede do município está a 35km de Poços de Caldas, pela BR-459), 170km de Campinas, 271km de São Paulo, 490km de Belo Horizonte e 496km do Rio de Janeiro. Por estrada de terra a distância até a sede do município de Caldas é cerca de 12km.

A região apresenta clima tropical com duas estações bem nítidas, sendo que a primeira ocorre entre os meses de outubro e março, evidenciando-se por pluviosidade intensa (índice pluviométrico anual médio de 1700mm) e temperaturas brandas. O segundo período, caracteriza-se por forte estiagem e baixas temperaturas, entre os meses de abril e setembro. A vegetação natural encontrada na região é composta basicamente por campos de altitude e por uma vegetação arbórea e arbustiva disseminada em pequenas manchas de arvoredo. Os campos são constituídos de gramíneas, dentre as quais predomina a "barba de bode", localizando-se extensivamente nas áreas que recobrem os topos de montanhas e colinas. Ao longo das vertentes predomina a vegetação arbórea e arbustiva.

Na Figura 3.1, pode-se observar as duas bacias hidrográficas do Planalto: a bacia do Ribeirão das Antas e a bacia do Rio Verde. O CIPC está localizado sobre o divisor superficial das duas bacias e compõe-se basicamente de: cava da mina, áreas do beneficiamento físico e processamento hidrometalúrgico do minério, áreas de disposição dos estéreis provenientes da mineração (BF-1A, BF-1B, BF-3, BF-4, BF-7, BF-8N, BF-8S), áreas de tratamento

e estocagem dos rejeitos e efluentes resultantes do beneficiamento físico e processamento químico do minério.

O local objeto de estudos fica situado entre as bacias do Ribeirão das Antas e a do Rio Verde. O Ribeirão das Antas tem início com as águas da lagoa formada pela barragem construída pelo CIPC, que recebe os córregos do Cercado, Pitangueiras, Anta, Cachoeirinha e Aterrado, fluindo livremente, até a Represa Bortolan, na área urbana de Poços de Caldas, distante 20km do CIPC. Quanto ao uso de suas águas, destaca-se a irrigação agrícola, praticada com intensidade nos seus 10km iniciais, além de algum emprego na dessedentação de bovinos e na recreação, em especial a pesca e passeios de barco, na represa Bortolan. Deve-se observar que suas águas não são utilizadas para abastecimento público.

Quanto à bacia do Rio Verde, estão na área do CIPC, com maior significado, três afluentes do Ribeirão Soberbo, sendo dois córregos sem nome e o Córrego da Consulta. O Ribeirão Soberbo desagua no Rio Taquarí, que é afluente do Rio Verde. Às margens do Rio Verde, a montante da confluência com o Rio Taquarí, está a cidade de Pocinhos do Rio Verde e as cidades mais próximas, a jusante, são Caldas e Santa Rita de Caldas. Com relação ao uso de suas águas, observa-se pouca irrigação agrícola e dessedentação bovina. Ocorre, ainda, algum uso recreativo, isto é, a pesca e o banho direto, principalmente nas áreas de acampamento de Pocinhos do Rio Verde. Não é observado, desde o CIPC até um raio de 20km, o uso doméstico das águas do Rio Verde e de seus afluentes⁽¹⁾.

III.2 - Atividades Mínero-Metalúrgicas no CIPC

A ocorrência de urânio no Planalto de Poços de Caldas foi descoberta em 1948; os primeiros trabalhos de prospecção e investigação geológica tiveram início no ano de 1964. A partir de 1971 as atividades de prospecção e pesquisa foram concentradas na área da atual mina e envolveram a realização de 14.000 metros de sondagem e 2.500 metros de galerias de pesquisa, que conduziram à opção por mineração a céu aberto.

A lavra foi iniciada em 1977 com decapagem da mina e a primeira pilha de minério foi construída em 1981. Na mina existem três corpos mineralizados, operacionalmente

denominados de A, B e E. Na Tabela 3.1 são apresentados os dados sobre remoção do minério, material de decapagem e estéril de triagem.

Tabela 3.1 - Produção Mineira do CIPC.

Ano	Estéril m ³ x 10 ⁵	Minério ton x 10 ⁵	Observações
1977-1981	337,0	-	material de decapagem
1981	4,0	1,5	estéril é material de triagem
1982	36,7	4,1	"
1983	27,3	3,9	"
1984	11,6	2,9	"
1985	11,5	2,9	"
1986	2,8	5,7	"
1987	6,9	2,9	"
1988	4,6	1,1	"
1993*	1,5	1,2	"
1994*	3,7	1,7	"
Ago/95*	1,2	0,3	"
Total	448,8	23,1	"

Fonte: Urânio do Brasil. Síntese dos Trabalhos/RI - Gerência da Mina de Caldas. 1988. Dados obtidos junto à GEMAQ.M/INB (1995).

O complexo Mínero-Industrial do Planalto de Poços de Caldas - CIPC - única instalação no país que produz concentrado de urânio sob a forma de diuranato de amônio $(\text{NH}_4)_2\text{U}_2\text{O}_7$, através da lavra, processamento físico e químico do minério⁽²⁾ - até a presente data produziu cerca de 2,3 milhões de toneladas de minério e 44,9 milhões de metros cúbicos de estéril, e compõe-se basicamente de:

- Mina, de onde são extraídos os minérios contendo urânio;
- Áreas para o beneficiamento físico do minério, contendo: instalações de britagem primária, pátio para estocagem das pilhas de minério britado, instalações da britagem secundária, moagem e preparo da polpa de minério e mineroduto;
- Áreas para o beneficiamento químico do minério, contendo as instalações para: lixiviação do urânio, filtração para separação do licor contendo urânio, clarificação, extração e reextração do urânio,

precipitação, secagem e embalagem do Diuranato de Amônio (DUA) e estocagem do DUA;

- Fábrica de ácido sulfúrico;
- Área de utilidades, com instalações para: tratamento e fornecimento das águas industrial e potável, produção de vapor e fornecimento de ar comprimido;
- Áreas de estocagem de insumos; e
- Depósito de materiais nucleares.

O complexo Mínero-Industrial de Poços de Caldas retomou suas atividades em fins de 1994, após alguns anos de virtual paralisação entre 1989 e 1993, com o tratamento do material denominado "torta dois", um subproduto do processamento de areias monazíticas, misturada com o minério de urânio na proporção minério: torta II aproximadamente de 60:1⁽²⁾. De 1983, quando o minério começou a ser extraído, até 1989, o CIPC produziu cerca de 960 toneladas de yellowcake.

Já a partir de 1993, depois da reestruturação da INB, o CIPC lançou-se num esforço de detalhamento geológico de suas jazidas, quando foram identificadas novas áreas⁽⁴⁾. Dessa forma as quantidades de minério e torta II a serem processadas anualmente são⁽³⁾:

- Minério: 100.000t/ano, com teor geológico de 0,11% de U_3O_8 ; e

- Torta II: 1.670t/ano, base seca, com teores de 1,8% de U_3O_8 e 42% de ThO_2 .

Conforme anteriormente mencionado, o CIPC será desenvolvido até 1996 e nesse período serão produzidos 660 toneladas de concentrado, incluindo as 100 toneladas oriundas do tratamento da "torta dois"⁽⁴⁾. Os estéreis gerados nesta operação estão sendo depositados principalmente dentro da cava da mina e uma pequena parte no bota-fora 8⁽⁵⁾.

III.3 - Plano de Proteção e Controle Ambiental

O objetivo deste Plano de Proteção e Controle Ambiental⁽¹⁾ é reduzir a níveis aceitáveis o impacto ambiental decorrente das atividades minero-industriais do CIPC. Com essa finalidade são estabelecidos procedimentos que abrangem:

- Gerenciamento de Rejeitos;
- Plano de monitoração de efluentes e rejeitos;
- Plano de monitoração ambiental; e
- Plano de recuperação ambiental.

O plano foi elaborado com base na experiência obtida da execução de outros planos correspondentes às fases pré-operacional, experimental e operacional com minérios de urânio e outros concentrados contendo urânio e tório.

III.4 - Áreas de Disposição dos Estéreis

Os estéreis da mineração, isto é, todo o material de decapeamento tirado da mina para a exposição dos corpos mineralizados e material de triagem com um teor inferior a 200 ppm em U_3O_8 solúvel na usina, são depositados em áreas previamente selecionadas para "bota-fora"⁽⁴⁾. Esses bota-foras ficam sujeitos à ação das águas de drenagem, dos córregos e de precipitação, que se infiltram através da massa de material ali disposta, tornam-se ácidas devido à oxidação química/bacteriana do(s) sulfeto(s) e provocam a lixiviação de vários íons. Essas águas, contendo em maiores concentrações SO_4 , Al, Ca, Mn, F, Zr, Mg, K e elementos da série do ^{238}U , poderão contaminar a bacia do Ribeirão das Antas e a bacia do Rio Verde.

Conforme consta no Relatório nº 50 IPT/NUCLEBRÁS, 1984, apud FIGUEIREDO et al. (1995), o bota-fora 4 foi construído sobre o vale do Córrego do Consulta, área contígua à cava da mina. Quanto aos problemas de fundação, nos levantamentos de campo executados na área de ocupação, não foram observados quaisquer indícios de feições geológico-geotécnicas insatisfatórias, que viessem a promover instabilidades e rupturas do aterro; o vale é constituído exclusivamente por uma superfície contínua de solo de

alteração (saprólito) de rochas alcalinas, de elevada rigidez, chegando a exibir resistência de uma rocha branda. Geralmente, capeando essa superfície, existe uma camada quase contínua, com espessura aproximada de 0,30cm de cascalho limonítico com argila e areia, com diâmetro variando de 3 a 10cm. Nos talvegues e nas margens do córrego e tributários, não foi detectada a ocorrência de turfas ou outros solos moles. O vale apresentou cascalheiras e mesmo afloramentos de rocha sã.

O fundo do vale foi previamente preparado com construção de drenos profundos para possibilitar o escoamento das águas, drenos estes constituídos de matacões de rochas estéreis, recobertas com material de transição (rochas estéreis com granulometria fina) e argilas.⁽⁵⁾

No bota-fora 4, atualmente esgotado, o Córrego da Consulta, que antes atravessava a área ocupada pelo bota-fora, foi desviado de modo a evitar sua infiltração através do material proveniente da mina. Contudo, devido à infiltração existente na barragem do Consulta, situada a montante do bota-fora, o referido problema foi apenas minimizado, mas não evitado. A exemplo do bota-fora 8, na superfície do bota-fora 4, também foi instalado um sistema de drenagem, através de canaletas, para encaminhar as águas de precipitação ao córrego da Consulta, evitando assim, a infiltração através da massa de estéril. As drenagens são represadas em uma bacia D5, e desta, através de bombeamento, são enviadas para a cava da mina juntando-se às drenagens ácidas aí existentes, sendo então bombeadas para a Área de Tratamento de Águas Marginais.

O bota-fora 8 já encontra-se com sua área total e com sua capacidade quase esgotada, foi feito o desvio do Córrego do Cercado, que desagua na cabeceira do Ribeirão das Antas, de modo a evitar sua infiltração através do material da mina ali depositado. Além do desvio das águas, foi feito, em toda a superfície do bota-fora, uma impermeabilização com camada de argila compactada e implantado um sistema de drenagem para que as águas de precipitação não se infiltrem e possam escoar livremente para o Córrego do Cercado. As águas do Córrego do Cercado e de precipitação são encaminhadas para duas bacias em série: D3 e D4. Entretanto as drenagens são represadas em uma pequena bacia D6, sendo desta bombeada para a Área de Tratamento de Águas Marginais. Ocasionalmente, por algum problema no sistema, poderá ocorrer um transbordo da bacia D6, sendo este

transbordo direcionado para a bacia D3. Essas bacias são formadas por pequenas barragens de onde escoam através de um extravasor para a bacia de captação de águas que dá origem ao Ribeirão da Antas. No escoamento da bacia D3 para a D4, é feito o controle de pH pela adição de "suspensão de cal", de modo a provocar a insolubilização e precipitação de contaminantes presentes. As bacias D3 e D4, possibilitam a precipitação de contaminantes que atingiriam a bacia de captação de Águas Claras⁽¹⁾.

Na Tabela 3.2, é possível verificar as concentrações dos principais íons em solução, constituindo-se os estêreis em fonte permanente de poluição, principalmente para o ambiente aquático, requerendo dessa forma um plano efetivo de estabilização.

Tabela 3.2 - Concentrações dos metais e urânio nas águas superficiais adjacentes.

Local de Amostragem	Al (mg/l)	Fe (mg/l)	F (mg/l)	Mn (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	U (Bq/l)
Controle (n = 88)	0,08-0,66	0,2-1,8	0,2	0,05-1,3	20	0,01
Drenagem Pilhas (n= 4)	62-80	29-51	99	60-93	1100-1300	64-74
Água da Mina (n = 4)	41-71	12-18	57	39-54	630-800	45-70
Rio das Antas (n = 88)	0,1-2,6	0,3-1,9	0,3-1,9	0,5-2,4	20-56	0,1-0,3

Fonte: PRADO et alii (1993).

Pelos dados da Tabela 3.2, observa-se que a drenagem ácida dos estêreis, apresenta os mais altos valores de metais dissolvidos, e esses valores encontram-se muito acima daqueles permitidos pelo CONAMA, principalmente Al e Mn, que são de 0,1 e 0,5mg/l, respectivamente para rios de classe 2.⁽⁷⁾

III.4.1 - Característica do material da Pilha de Estéril BF-4.

Este bota-fora contém 12,4 x 10⁶m³ de material estéril com área de topo de 57ha e diferença máxima de cota entre a base e o topo de cerca de 90m.

O material que constitui o bota-fora é oriundo, quase na sua totalidade, de estéril de triagem da lavra do corpo B, que foi basicamente uma massa de brechas de um "pipe" com sua origem aliada à intrusão sienítica que se observa na área da mina. A matriz mostrava uma textura tinguaitica constantemente impregnada por produtos hidrotermais tais como pirita, fluorita, minerais de urânio, molibdênio e zircônio. Em pequenas quantidades foram encontradas galena, esfalerita e alguma barita⁽²⁾. A caracterização mineralógica do material amostrado nas trincheiras e que serviu para os estudos de laboratório, detectou através microscopia eletrônica a presença dos referidos sulfetos, sendo que os de cobre, chumbo e zinco, em quantidades ainda menores do que a pirita. Freqüentemente foi detectada a presença de caulim preenchendo fraturas, ou de forma disseminada em zonas porosas das brechas. O urânio aí encontrado e extraído do material que apresentou um teor, equivalente em U_3O_8 , acima de 200ppm solúvel, era tanto de natureza primária, ligado aos processos hidrotermais ascendentes que invadem os corpos de brechas, quanto de reconcentração secundária oriunda da ação dos fenômenos de oxi-redução.⁽⁵⁾

As dimensões deste corpo são, aproximadamente, de 400 x 500m de extensão. A lavra deste corpo denominado B superior, restringiu-se à cota 1.332m, por razões econômicas.

A triagem estéril/minério é executada de acordo com os planos de lavra. O material da mina é extraído através do desmonte de bancadas de 4 metros, sobre as quais estão implantados, topograficamente, blocos unitários de 5m x 5m x 2m. A granulometria do material é de, no máximo, 1m de diâmetro, sendo o minério enviado à britagem primária, o estéril aos bota-foras (dispostos pelo método de avanço por ponta de aterro ou em camadas horizontais, conforme ditado pela dinâmica da escavação). Na Tabela 3.3 encontra-se a composição química média dos bota-foras⁽²⁾.

Após constatação "in loco" das condições das pilhas dos estéreis (BF-8 e BF-4), decidiu-se que o bota-fora 4, apresentava condições mais favoráveis para se desenvolver um estudo, visando a interpretação do mecanismo químico/biológico que ocorre no interior do mesmo.

O direcionamento dos trabalhos para esta pilha de estéril deveu-se principalmente ao fato da mesma encontrar-se

localizada em um vale encaixado, o que não ocorre com o bota-fora 8 que encontra-se espalhado, ocorrendo o surgimento das drenagens em vários pontos. Por sua vez, o bota-fora 4 como depositado no vale (Figura 3.2b) propiciou a formação dos "dumps" (montes de *run of mine*) tal qual no processo de "dump leaching", (lixiviação em montes), com as drenagens convergindo para a bacia de decantação.

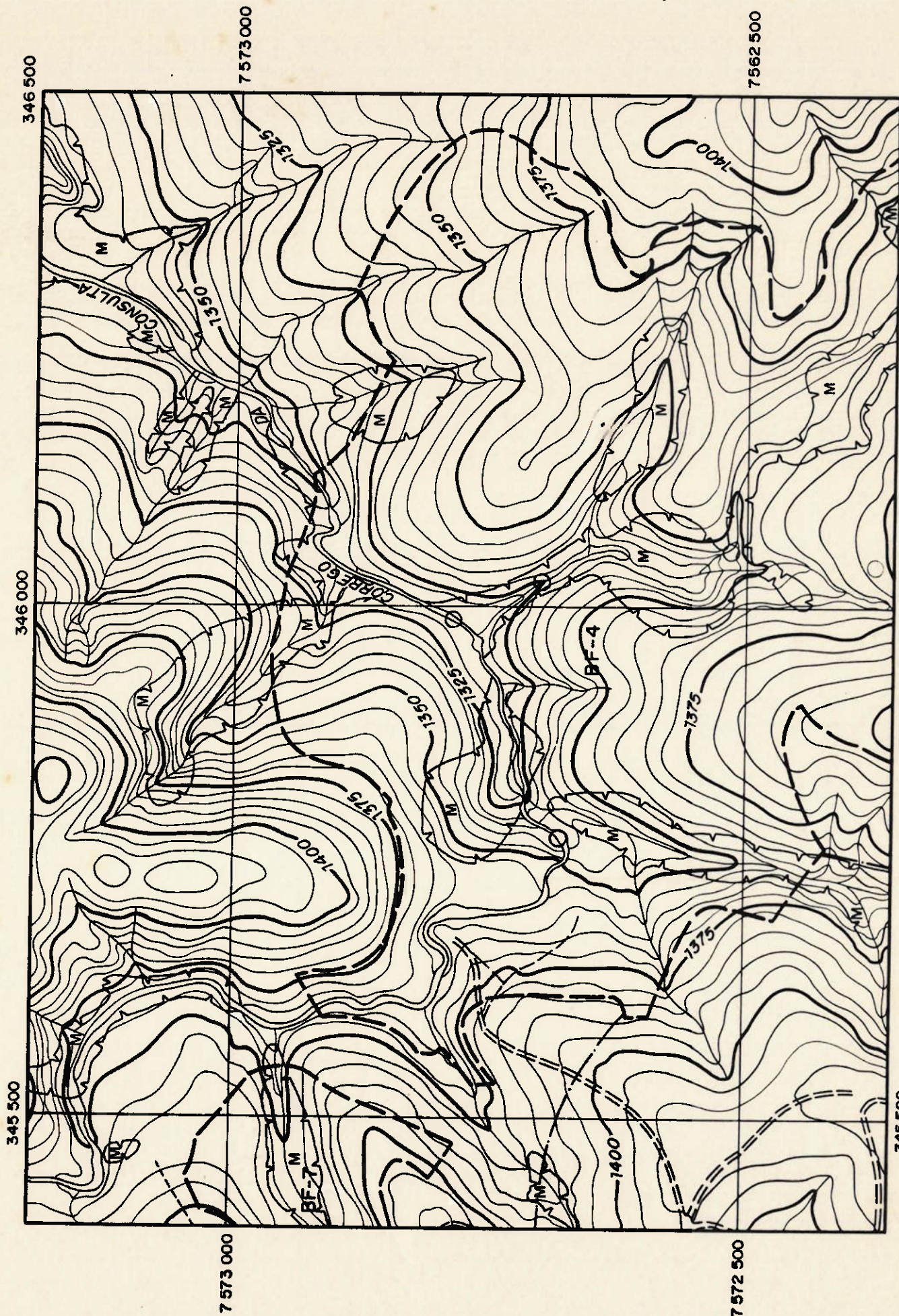
Tabela 3.3 - Composição química do estéril de triagem.

Elemento	Teor %	Elemento	Teor %
U ₃ O ₈ (geológico)	0,03	SiO ₂	54,0
U ₃ O ₈ (solúvel)	<0,02	ZnO	0,01
ZrO ₂	0,25	CuO	0,01
Al ₂ O ₃	22,0	TiO ₂	0,53
Fe ₂ O ₃	3,0	As ₂ O ₃	0,02
K ₂ O	12,0	Nb ₂ O ₅	0,17
SO ₄	2,0	Ga ₂ O ₃	<0,017
P ₂ O ₅	0,1	Y ₂ O ₃	0,01
CaO	0,1	Rb ₂ O	0,09
BaO	<0,1	ThO ₂	<0,01

Fonte: Figueiredo. et al. (1995).

(a) monitorização de águas de superfície

No decorrer da monitorização das águas do córrego do Consulta desviado (ponto 76 da Figura 3.2b), foi detectado um aumento significativo no teor de urânio e de elementos estáveis, devido à drenagem sob o bota-fora que a ele se juntava, carreando os metais dissolvidos. Essas águas são aciduladas pelo processo de oxidação da pirita presente no estéril. Na Tabela 3.4 são apresentados as espécies dissolvidas bem como suas concentrações e respectivos



346 500

346 000

345 500

Figura 3.2a - PERCURSO ORIGINAL DO CÓRREGO DA CONSULTA
Fonte: Des. DIPLC - PC REF. 88-02-01-013

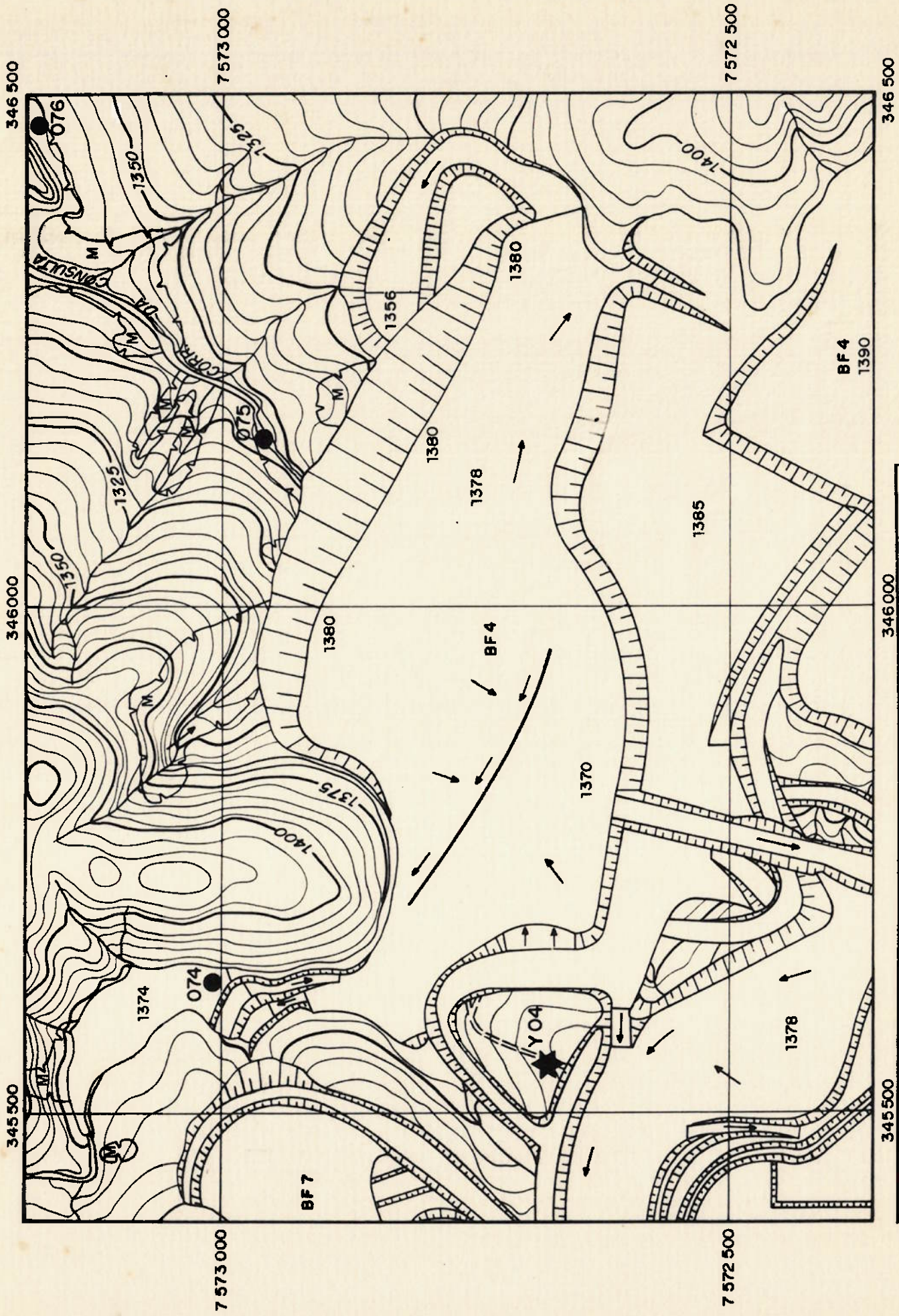


Figura 3.2b - QUADRO ATUAL COM A OCUPAÇÃO PELO BOTA - FORA 4
 Fonte: Des. n.º CIPC / 24 REF. 88-02-00-007

limites de tolerância estabelecidos por lei, para os efluentes industriais.

Simbologia para a Figura 3.3b:

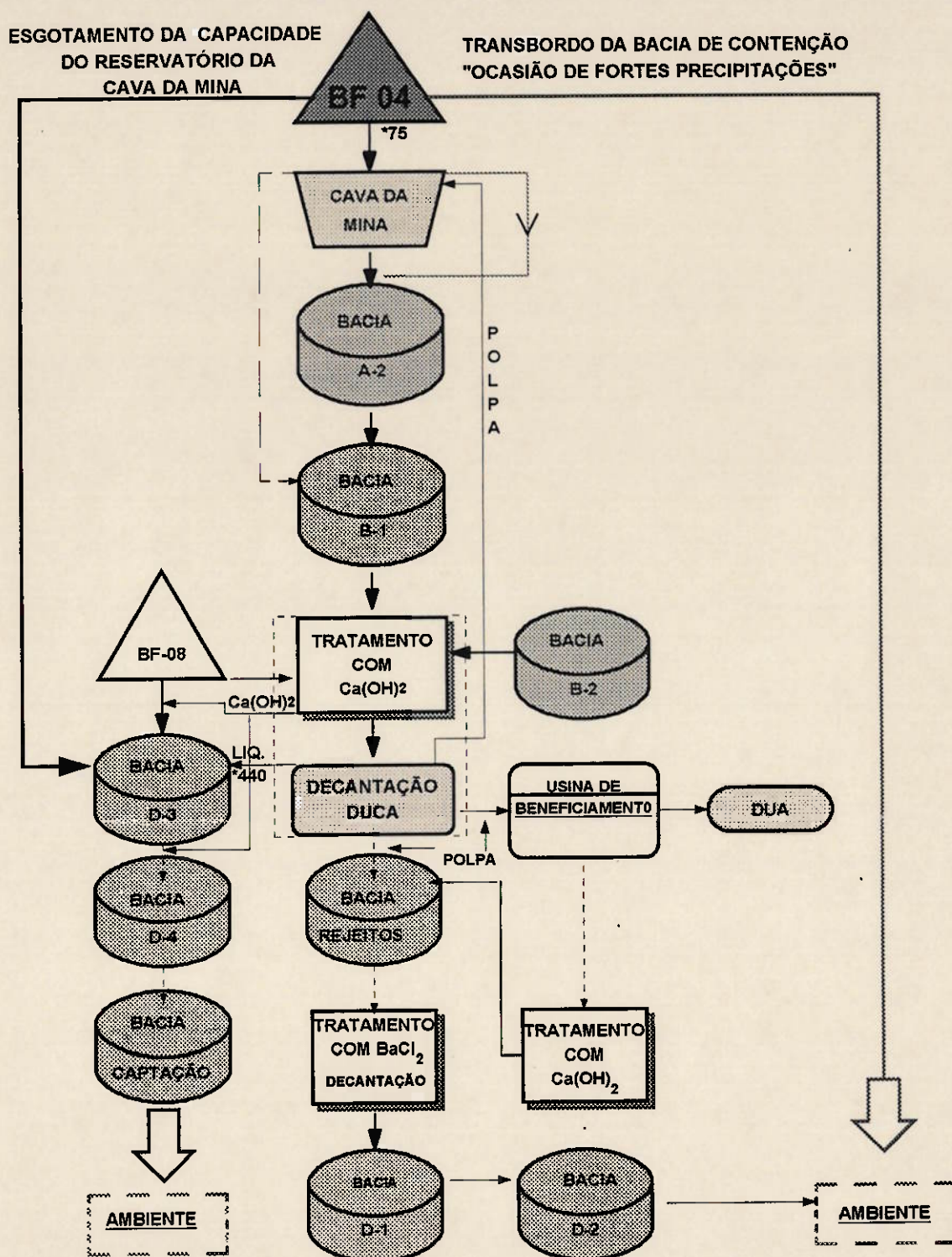
- - direcionamento da drenagem superficial; ●74 monitorização da represa do Consulta a montante do BF-4;
 ●75 monitorização da bacia de retenção da drenagem ácida do BF-4; ●76 monitorização do córrego da Consulta desviado; e
 ●γ04 monitorização de radiação gama

Tabela 3.4 - Composição química da drenagem ácida do BF-4 e os limites de lançamento ao ambiente⁽²⁾.

Elemento	mg/ℓ	Bq/ℓ	Limites*
²²⁶ Ra	-	0,30	1,0 Bq/ℓ ^(a)
²²⁸ Ra	-	0,20	
²³⁸ U	6,5	79,3	1,0 Bq/ℓ ^(a)
²³² Th	0,20	0,81	-
Mn	80,0	-	1,0 mg/ℓ ^(b)
Al	170,0	-	0,1 mg/ℓ ^(c)
Fe	2,1	-	15,0 mg/ℓ ^(b)
Ca	95,0	-	-
SO ₄	1300	-	250 mg/ℓ ^(c)
F	100,0	-	10 mg/ℓ ^(b)
pH	3,5	-	6,0-9,0

(a) - Limites estabelecidos pela CNEN (1990) e adotados pela INB. (b) - Resolução CONAMA n^o. 20 Art. 2 de 18/06/86. (c) - Resolução CONAMA n^o. 20 Art. 4^o. de 18/06/86.

Os resultados de monitorização das drenagens (ponto 75 da Figura 3.2b) mostraram a necessidade de implantação de um sistema de coleta e bombeamento das mesmas para a área de tratamento com a cal hidratada, onde o pH é elevado para a faixa de [8,0 - 11,0], os precipitados decantados e enviados para a usina de processamento químico ou para a bacia de contenção de rejeitos sólidos, sendo que o líquido sobrenadante é liberado para o ambiente. O volume de água tratado em 1994 proveniente do BF-4 totalizou $8,9 \times 10^5 \text{m}^3$ sendo o total de águas marginais tratadas de $2,2 \times 10^6 \text{m}^3$. O esquema de bombeamento pode ser verificado na Figura 3.3.



Fonte: Gerenciamento de rejeitos da lavra de minério de urânio CIPC/INB.

Figura 3.3 - Gerenciamento das águas marginais - Mineração.

O ponto 075, localizado na bacia de bombeamento do BF-4, monitora águas originárias de precipitação e da represa do Consulta que infiltram-se através da massa do estéril e surgem no pé do bota-fora (Figura 3.4), com altos teores de urânio e baixo pH. O ponto é dotado de limnógrafo e faz-se o bombeamento de suas águas para a área de tratamento de águas marginais.

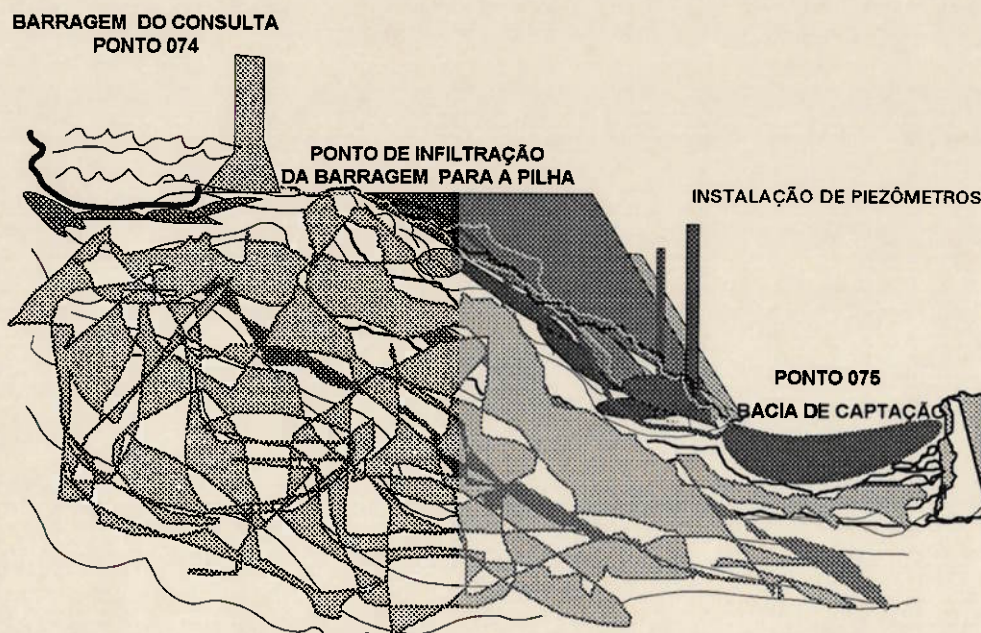


Figura 3.4 - Ilustração esquemática das infiltrações no Bota-Fora 4.

Durante a primeira visita ao campo, em setembro de 94, alguns pontos chamavam a atenção:

(i) o dreno da barragem do Consulta antes de penetrar na pilha, infiltra-se pela estrada que dá acesso à mesma, forma um pequeno lago, daí percolando pelo corpo da pilha; nesse ponto coletou-se amostra da água denominada 074'; e

(ii) com relação ao comportamento do corpo da pilha, não foram observadas trincas na crista ou "estufamento" do pé dos taludes, bem como verificou-se a inexistência de marcos superficiais que pudessem indicar deslocamentos não perceptíveis a olho nu, e piezômetros para medida do nível da água no maciço ou fundação da pilha. As demais inspeções visuais constataram a existência de pequenas ravinas das pilhas, formando canais preferenciais

superficiais quando por ocasião das chuvas. Conforme anteriormente mencionado, devido às condições extremamente favoráveis, a drenagem se dá em um só local, o que sem dúvida, já facilita um pouco os trabalhos.

O esquema de amostragem realizado durante a visita, pode ser visualizado no fluxograma que se segue (Figura 3.5). Quanto à metodologia foi a mesma empregada para as amostras líquidas dos pontos 074 e 075 e encontra-se descrita no Capítulo IV - MATERIAIS E MÉTODOS.

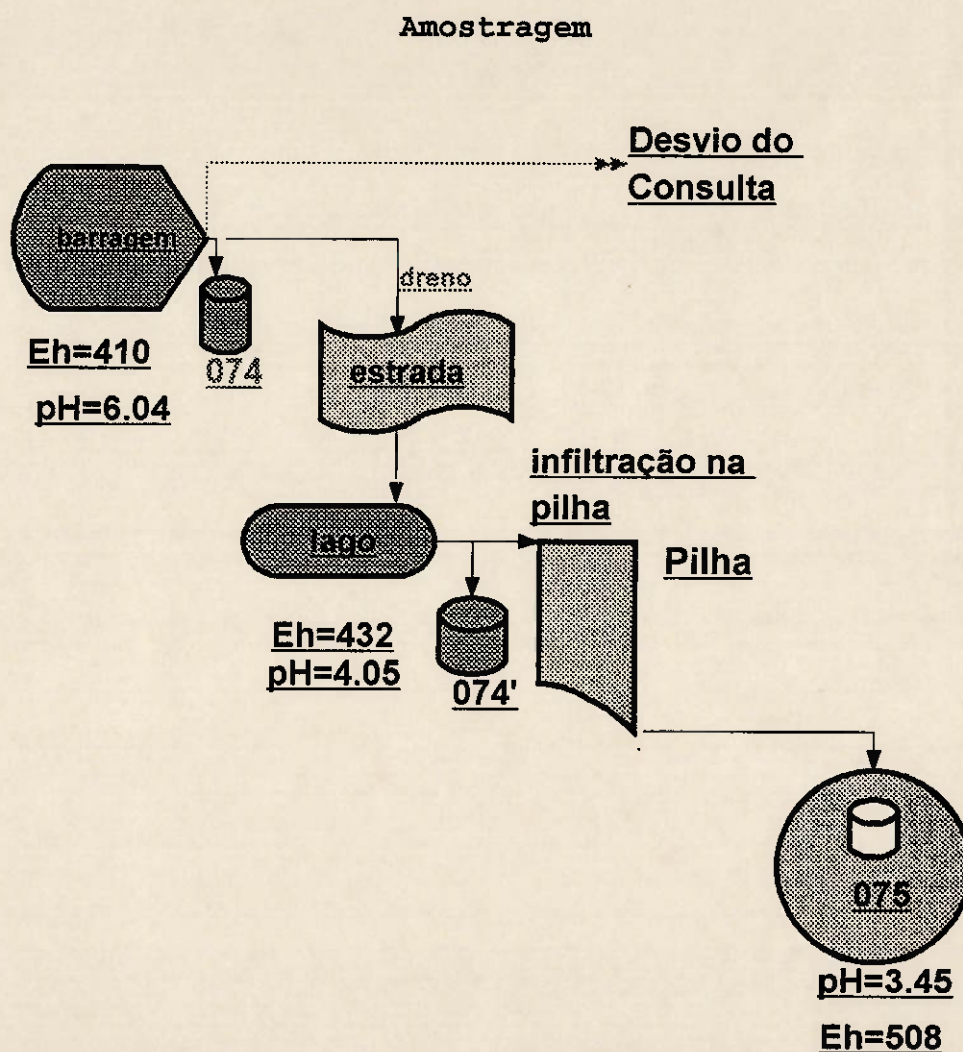


Figura 3.5 - Esquema de coleta de amostras líquidas no Bota-Fora 4.

Na Tabela 3.5, podemos observar os resultados das análises efetuadas nas amostras líquidas.

Tabela 3.5 - Resultados dos Pontos de Amostragem.

PONTO DE COLETA	Eh	Ph	Fe mg/l	SO ₄ mg/l	K mg/l	Mn mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l
074 Barragem do Consulta	410	6.04	0.17	200	2.5	<0.05	0.15	0.36
074' Ponto de infiltração na pilha	432	4.05	0.51	200	2.6	1.0	0.15	0.98
075 Sopé da pilha	508	3.45	1.5	900	8.4	60.3	5.9	68.0

Por esses resultados, verifica-se que a água que penetra na pilha (074') apresenta características distintas do ponto inicial (074) devido à sua percolação pelo aterro da estrada (provavelmente constituído do mesmo material depositado no bota-fora).

(b) Impactos ambientais

Os principais impactos causados por esses bota-fora, são:

(i) modificação total da paisagem através de uma profunda alteração na topografia do terreno;

(ii) o soterramento do terreno natural por material abaixo do teor de corte, contendo metais e elementos da série do urânio que podem ser liberados para o meio ambiente;

(iii) os desvios dos córregos do Consulta e do Cercado;

(iv) a pressão sobre o terreno, provocando a surgência de águas sob as pilhas que em contato com o material ali depositado, favorece o processo de solubilização; e

(v) carreamento dos íons metálicos que podem vir a contaminar a Bacia do Rio Verde.

Além disso, os córregos que ficaram soterrados favorecem em muito o perene processo de drenagem, observado mesmo durante o período de estiagem.

III.4.2 - Medidas Mitigadoras

As Indústrias Nucleares Brasileiras implementaram algumas medidas mitigadoras visando minimizar os impactos ambientais decorrentes da disposição inadequada de estéreis.

Objetivando minimizar as infiltrações pluviométricas, toda área superficial dos bota-foras 4 e 8 foi impermeabilizada com argila compactada, e implantado um sistema de drenagem superficial com o objetivo de direcionar as águas de precipitação para fora da barragem no ponto 75. Contudo, em alguns locais observa-se falhas no sistema, permitindo a infiltração.

Outra medida foi a própria captação das drenagens ácidas no sopé da pilha e águas dos córregos soterrados, que por entrarem em contato com os estéreis, contribuem principalmente para a oxidação química no interior da pilha, e conseqüente produção de ácido sulfúrico. As águas são bombeadas e tratadas com leite de cal, como já foi descrito anteriormente.

Dentro da programação de Recuperação Ambiental da Área do CIPC, está previsto um plano de pesquisa para as drenagens, com o intuito de se verificar a influência dos córregos soterrados (estudos hidrogeológicos), que somar-se-à ao estudo do comportamento químico, físico-químico e biológico do material no interior das pilhas. Esta pesquisa faz-se necessário, para que se possa planejar medidas a longo prazo, uma vez que é de consenso geral que a operação de tratamento das plantas de tratamento de efluentes por períodos muito longos de tempo, não é uma solução desejável devido a seu custo e ao longo prazo de operação necessário,

que extrapola em muito o período de operação da mina. Acrescido a isto, a tecnologia de tratamento convencional com o emprego da cal, produz uma lama com baixa percentagem em peso de sólidos. Para as situações mais drásticas, em poucas décadas o volume da lama gerada, excederá o volume de rejeitos do processo de extração do metal de interesse, e simplesmente não haverá espaço suficiente para deposição dessa lama⁽⁸⁾.

Apesar de se observar, em alguns pontos das superfícies do bota-fora, alguns indícios de estabilidade do ecossistema: aparecimento de espécies de plantas pioneiras, estabelecimento de ninhos de formiga, presença de ácaros, colêmbolos, larvas de insetos e nematóides, (probabilidade de estabelecimento de uma cadeia alimentar de decomposição, fundamental para a reciclagem de nutrientes), os baixos valores do pH ($\cong 3,0$) e altos teores de urânio ($7,9\text{mg}/\ell$) registrados no ponto de coleta das drenagens do bota-fora 4 por exemplo⁽⁴⁾, são característicos de que as reações de oxidação do(s) sulfeto(s) no interior da pilha continuam ocorrendo, exigindo-se portanto medidas mais eficazes e duradouras.

CAPÍTULO IV

MATERIAIS E MÉTODOS

IV.1 - Amostragem e Preparação da Amostra

IV.1.1 - Coleta no Campo

As amostras da pilha de estéril do bota-fora 4 para esta etapa, foram obtidas abrindo-se trincheiras na superfície da pilha medindo 80 x 80 x 20cm. Todo o material recolhido foi quarteado pelo método do cone e reduzido a fração de 20kg. Partículas com diâmetros superiores a 10cm foram propositadamente descartadas, devido ao diâmetro das colunas utilizadas no laboratório. Em função disto, o tamanho máximo girou em torno de 6cm de diâmetro. Nos pontos A, B, C, D e CR, onde existe a cobertura de argila compactada, esta foi removida (cerca de 20cm de camada) e nos pontos A', B', C' e D' onde não existe a cobertura, o material superficial foi raspado e descartado. Os pontos de amostragem podem ser vistos na Figura 4.1 (reprodução de um trecho do Desenho CIPC nº 30/GEMAQ.M - Localização de Furos para Estudos de Estabilização do Bota-Fora-4) sendo que estes foram definidos de forma a que posteriormente, através de furos de sondagem, se obtenha amostras que também estejam sobre os córregos soterrados. O material foi embalado em sacos plásticos resistentes, sendo as contra-amostras arquivadas no CIPC para uma eventual necessidade posterior. As amostras líquidas dos pontos 074 - Barragem do Córrego do Consulta e 075 - Bacia de Captação ao pé do bota-fora 4, (vide Figura 3.2b), foram coletadas em 19/12/94 sendo analisadas na CNEN logo a seguir (22/12/94), por espectrometria por plasma - ICP. Alguns elementos foram também analisados no CETEM (Espectrofotômetro de Absorção Atômica VARIAN - A6 e espectrometria por plasma - Perkin Elmer Emission Spectrometer Plasma 2000-ICP/AES). Até o início dos testes, as bombonas de plástico perfazendo um total de 100 litros para cada ponto de amostragem, ficaram armazenadas no CETEM a 5°C.

A amostragem do estéril da mina bem como das amostras líquidas dos pontos 074 e 075 foram realizadas pelo pessoal técnico da INB.

IV.1.2 - Preparação das Amostras Líquidas

As amostras sólidas A', B', CR, C e D, apresentavam-se com maior teor de umidade do que as demais. Retirou-se aproximadamente 300g de amostra de cada embalagem, que foram colocados em balde plástico em contacto com 10 litros da água do ponto 75 (pH = 3.29; Eh = 730mV). Esta polpa teve seu pH ajustado para 2,3 com adição de H₂SO₄, tendo sido também acrescentado sulfato ferroso (50g/l). O objetivo deste procedimento foi o de proporcionar condições favoráveis ao crescimento da(s) bactéria(s), sendo posteriormente utilizadas como inóculos para semeadura em meio de cultura apropriado.

A literatura descreve o uso de diversos meios de cultura para a manutenção das bactérias das espécies *Thiobacillus ferrooxidans* e *Thiobacillus thiooxidans*, sendo contudo mais utilizados os meios 9K SILVERMAN e LUNDGREN (1959) e T&K TOUVINEN (1990), apud COSTA e SOUZA (1995). Esses meios de cultura permitem verificar a atuação das bactérias que utilizam o ferro II e/ou enxofre elementar como fonte de energia. Desta forma, suas atividades podem ser detectadas pela presença do ferro III (para o caso do *T. ferrooxidans*) nos meios de cultura 9K-Fe ou T&K-Fe. Analogamente, a presença do *T. thiooxidans* pode ser detectada através do decréscimo do pH do meio de cultura, com a utilização do meio 9K-S ou T&K-S. Os dois apresentam os mesmos nutrientes, diferindo nas concentrações e valor inicial do pH (o meio T&K é mais ácido do que o meio 9K).

O vasilhame ficou exposto ao tempo (a temperatura máxima no Rio de Janeiro em janeiro de 1995, oscilava entre 35°C e 40°C). Após decantação a solução apresentava-se transparente, sendo que após 8 dias notava-se nitidamente a mudança para uma coloração acastanhada devido à oxidação do Fe²⁺ para Fe³⁺, indicando com isso o crescimento das bactérias. Deste material partiu-se para a semeadura primária em meio de cultura modificado a partir do meio de SILVERMAN e LUNDGREN. Este meio consiste de duas soluções: solução ("A") e solução ("B"). Na primeira participam os seguintes sais: K₂HPO₄-0,1g; (NH₄)₂SO₄-3g; KCl-0,1g; MgSO₄.7H₂O-0,5g; sendo o volume completado para 700ml com água destilada. O valor do pH desta solução deverá ser igual a 2,0, sendo ajustado com H₂SO₄, pois logo após o preparo e sem a adição do ácido, o valor do pH é em torno de 6,85. A solução ("B") contém FeSO₄.7H₂O na proporção de

44,22g para 300ml de água destilada e o pH ajustado para 1,8, com H_2SO_4 concentrado densidade 1,84.

A solução ("A") é esterilizada a 120°C por 20 minutos em autoclave. Após esterilização procede-se à mistura das duas soluções na proporção de 70ml da primeira ("A") para 30ml da segunda ("B") em frascos erlenmeyer de 250ml.

- 70ml da solução nutriente ("A") + 30ml da solução ("B") + 5ml do inóculo do "balde";
- 70ml da solução nutriente ("A") + 30ml da solução ("B") + 5ml da água do ponto 75; e
- 70ml da solução nutriente ("A") + 30ml da solução ("B") + 5ml da água do ponto 74.

Estes inóculos foram repicados em duplicata e quando as bactérias atingiam a fase "log" (crescimento acelerado) efetuava-se a semeadura em meio de cultura novo, sendo mantidas a 35°C em estufa bacteriológica. Estes repiques tiveram por finalidade manter as bactérias ativas para os testes com o estéril da mina. O controle do crescimento bacteriano foi realizado através das medidas de pH e Eh(mv). Para as medidas dos valores do pH, utilizou-se um aparelho ANALION - Ion-Analisador digital IA/601, com eletrodo de vidro Analion - SENSOTEC/V-620 combinado. Para as medidas do potencial REDOX Eh(mv), foi empregado um aparelho da ORION RESEARCH - Digital pH/millivolt meter 611, com eletrodo de vidro combinado ANALION ROX 673A. A calibração dos equipamentos foi efetuada com o equipamento pH/mV CALIBRATOR da COLE PARMER e soluções tamponadas MERCK e ANALION.

IV.1.3 - Preparação das Amostras Sólidas

Após retirada de material para crescimento das bactérias, as amostras foram espalhadas individualmente para secar ao tempo, tendo sido coletadas um total de seis amostras de mão ($\cong 5,0 - 6,0$ cm de diâmetro) para os estudos petrográficos. No fluxograma da Figura 4.2 pode-se observar o esquema utilizado para a preparação das nove amostras das trincheiras.

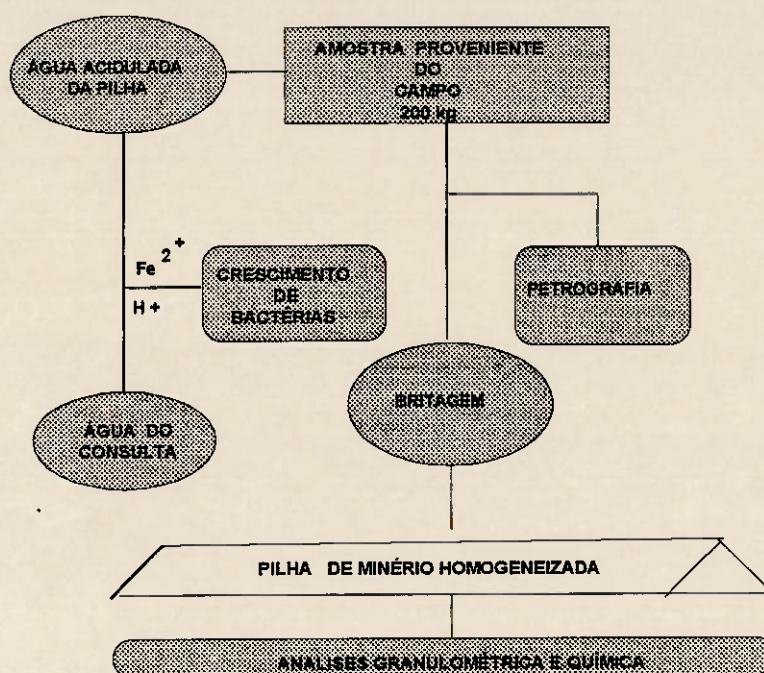


Figura 4.2 - Fluxograma de preparação para cada uma das amostras provenientes do BF-4.

As análises granulométricas foram realizadas a úmido utilizando-se série de peneiras TYLER e as análises químicas das amostras sólidas foram realizadas nos laboratórios da INB para os elementos ^{238}U , ^{226}Ra , Th, Mo e Zr, sendo os demais elementos analisados no LAMIN - Laboratório de Análises Mineralógicas/CPRM e CETEM.

A preparação da Amostra Composta (AC) para os estudos de laboratório obedeceu ao esquema ilustrativo da Figura 4.3. No que diz respeito às análises granulométrica e química, foi adotado o mesmo procedimento ao utilizado para as amostras anteriores. Chama-se a atenção para o fato de que somente na amostra composta o enxofre foi analisado utilizando-se a análise por forno de indução. A análise foi realizada no LAMIN/CPRM no equipamento LECO - Sulfur determination SC-232.

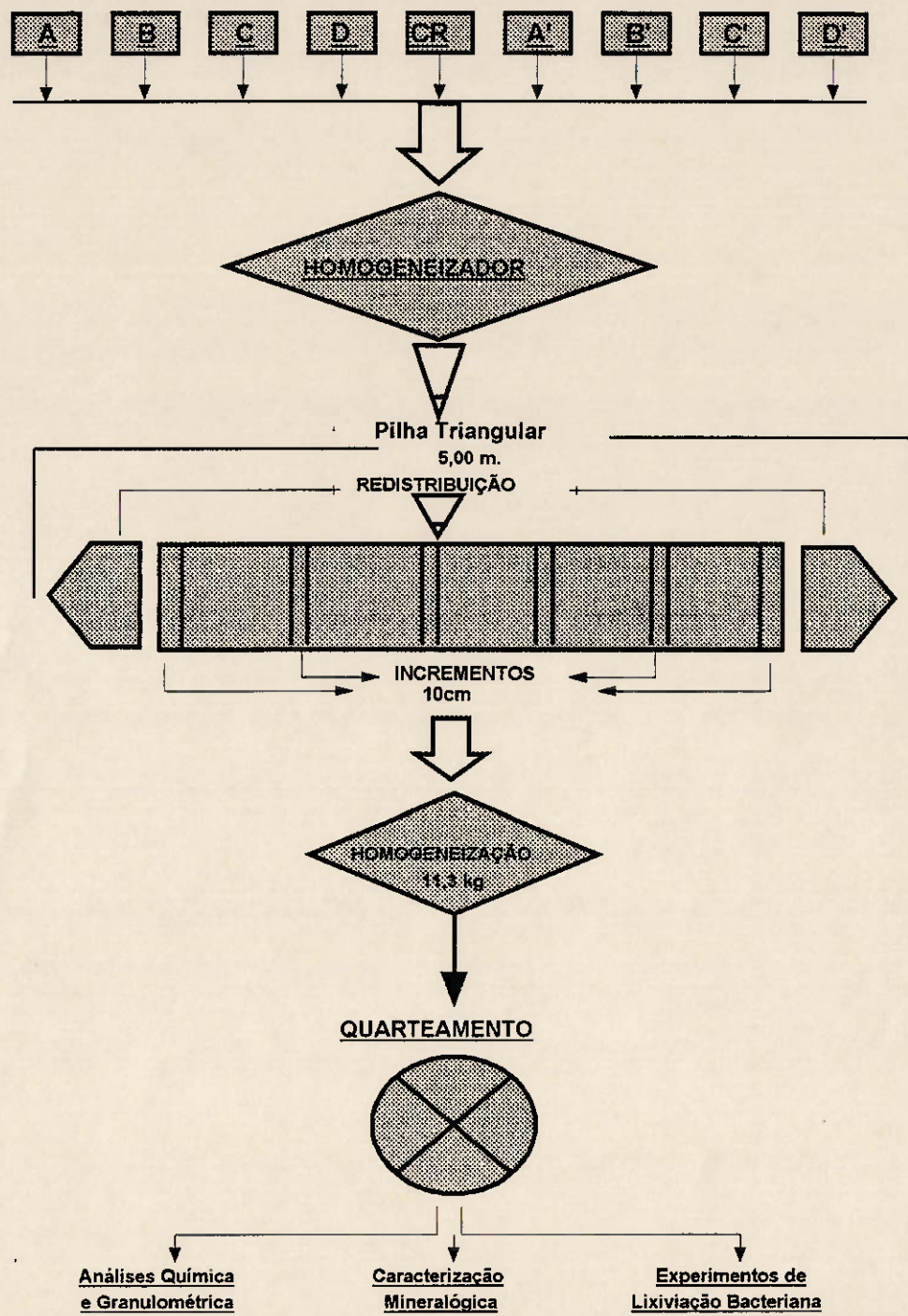


Figura 4.3 - Fluxograma de Preparação da Amostra Composta.

IV.2 - Caracterização Mineralógica

No CETEM , as nove amostras foram secas ao ar livre, tendo sido coletadas seis amostras de mão (\cong 5,0 - 6,0cm de diâmetro) para a confecção de lâminas delgadas e posterior descrição petrográfica.

Depois de secas, as amostras foram reduzidas a uma granulometria de diâmetro máximo igual a 1", e a seguir juntou-se as nove amostras e homogeneizou-se em homogeneizador mecânico em forma de "V". Foi construída uma pilha triangular, da qual retirou-se duas amostras de 1kg, sendo uma para análises química e a segunda para análise granulométrica e caracterização mineralógica (Figura 4.3).

A metodologia empregada na caracterização mineralógica e determinação dos sulfetos no estéril da mina de urânio de Poços de Caldas, consistiu nas etapas de preparação, concentração e análise dos sulfetos. O fluxograma adotado nesse estudo está apresentado na Figura 4.4.

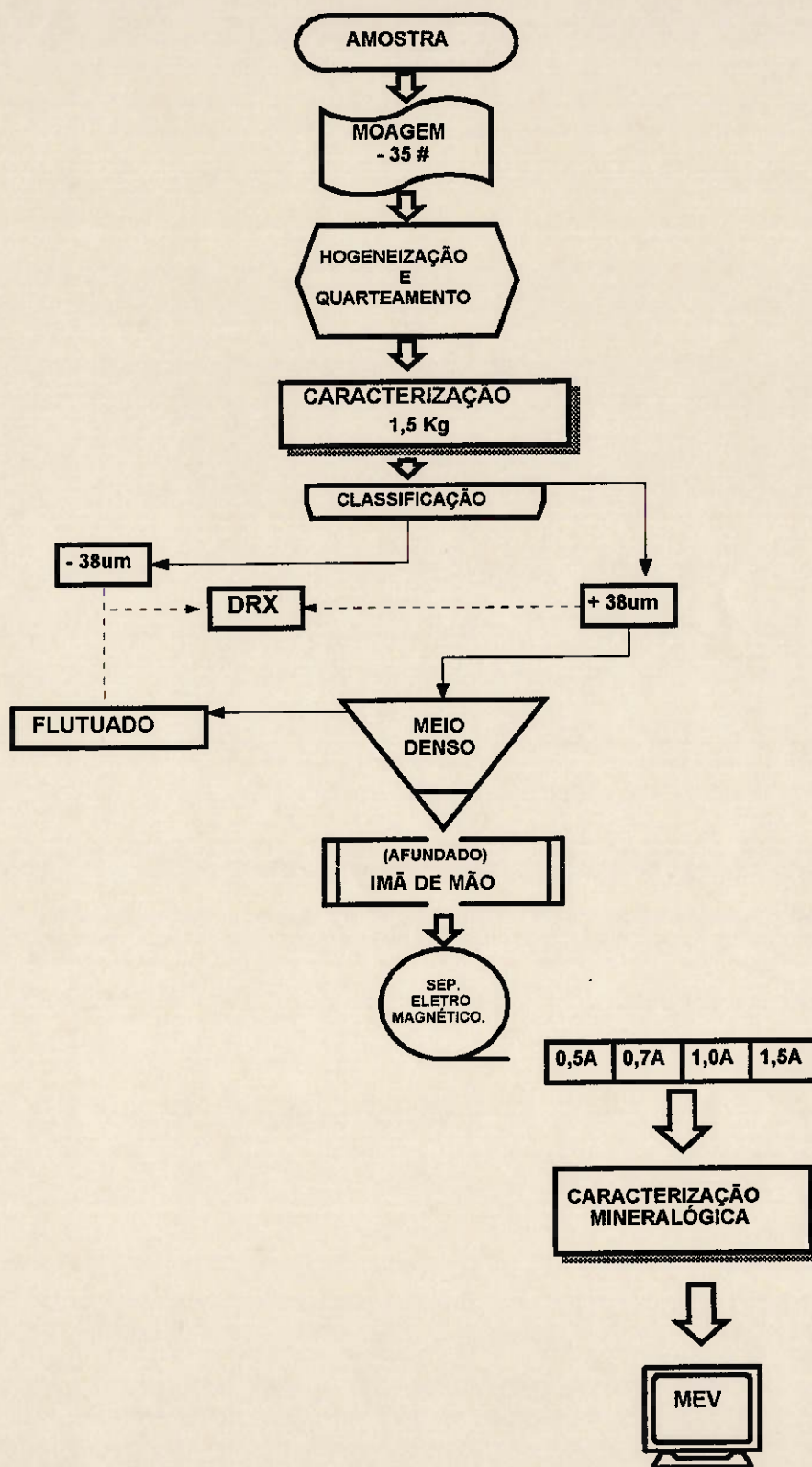


Figura 4.4 - Fluxograma da Caracterização Mineralógica

IV.3 - Estudo Experimental

Os experimentos foram conduzidos em colunas de acrílico (módulos de 50cm de altura), com altura total de 150cm e diâmetro de 10cm (Figura 4.5). Este sistema modular foi para facilitar a retirada de amostra sólida para estudos interpretativos (químico, biológico e mineralógico), após os experimentos.

No total foram quatro colunas denominadas [A], [B], [C] e [D], sendo que nas colunas [A] e [B], simulou-se as condições de aeração da zona de oxidação e nas colunas [C] e [D], simulou-se as condições de saturação da zona anóxica. Ao fundo de cada módulo, colocou-se uma camada de cristal de rocha, britado a uma polegada com 10cm de espessura. A finalidade dessa camada foi a de evitar prováveis entupimentos devido a presença de considerável percentual de material fino.

Cada coluna foi carregada com 12kg de estéril ($\rho = 2,07\text{t/m}^3$), sendo que o estéril apresentou uma retenção de líquido de 165ℓ/t. A relação sólido/líquido foi de 4,16 e relação ϕ coluna/ ϕ da maior partícula = 4,0. A recirculação da solução foi realizada com bombas peristálticas MASTERFLEX-COLE PARMER, equipadas com cabeçotes nº 7014 de baixa vazão (1,25ml/min). As medidas dos valores de pH e Eh(mV) foram realizadas nos equipamentos retro mencionados, sendo que os valores da condutividade ($\mu\text{S/cm}$ e/ou mS/cm) foram obtidos utilizando-se os equipamentos pH/conductivity da MYRONYL COMPANY e CHECK*MATE 90 da Corning Incorporated. A calibração desses equipamentos foi realizada com padrões ANALYON, MYRONYL e CORNING que variavam de 1413 $\mu\text{S/cm}$ a 12,88 mS/cm .

As análises químicas, foram realizadas no CETEM e nos laboratórios da INB para os metais básicos e urânio respectivamente (métodos analíticos já mencionados). Os demais radionuclídeos não foram analisados por dois motivos: (i) necessidade de aproximadamente um litro de amostra para a realização das determinações; (ii) tempo de retorno dos resultados muito longo uma vez que as determinações teriam que ser realizadas na mina (CIPC) em Poços de Caldas.

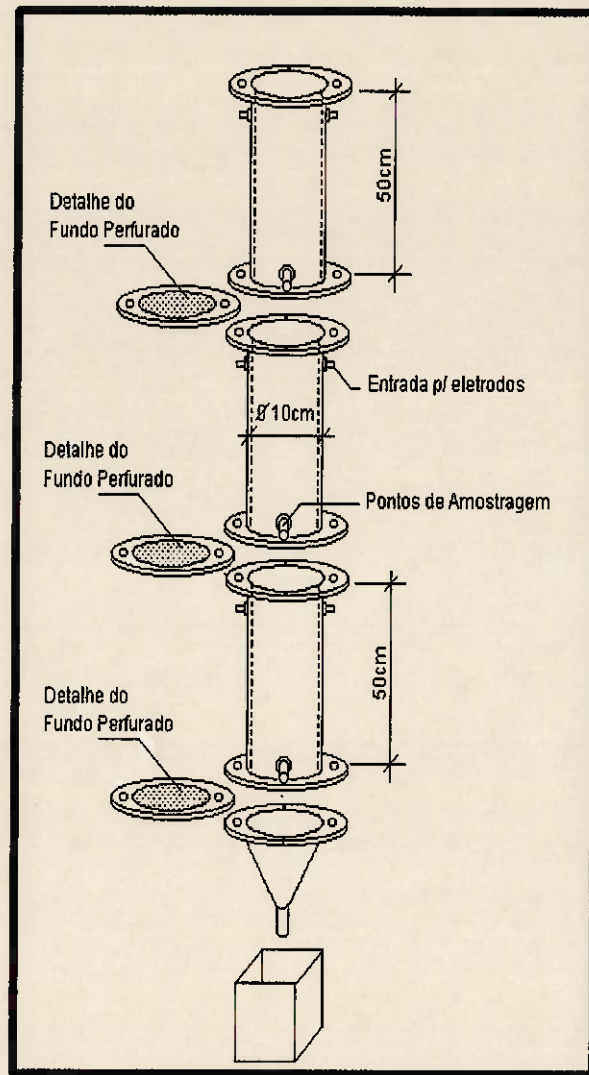


Figura 4.5 - Detalhes das colunas de laboratório.

CAPÍTULO V

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

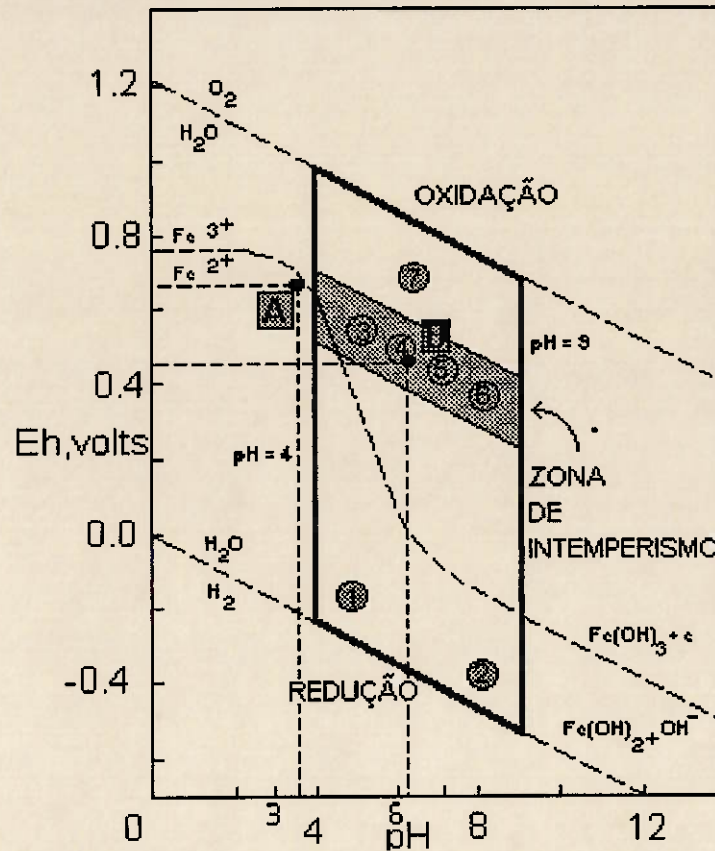
V.1 - Caracterização das Amostras Líquidas

Água da Barragem do Consulta (ponto 74) e Drenagem da Bacia de Captação (ponto 75).

As amostras líquidas dos pontos acima mencionados foram coletadas com as finalidades de caracterizar a presença de bactérias e realização dos testes em colunas com água do próprio local. Na Figura 5.1 (diagrama Eh - pH), podemos observar as regiões de oxidação e redução, bem como as condições da drenagem ácida (ponto 75 \Rightarrow A) e da água do córrego do Consulta (ponto 74 \Rightarrow B), conforme recebida. Como se observa, as amostras líquidas apresentam valores de Eh e pH que as incluem dentro das regiões das drenagens ácidas e água dos rios, indicadas no diagrama Eh-pH, ou sejam os pontos 3 e 5 respectivamente.

As duas amostras foram analisadas na CNEN, e alguns elementos analisados no CETEM. Os resultados das análises químicas encontram-se na Tabela 5.1.

É interessante notar a presença do zinco em solução, indicando uma provável existência de esfalerita (que posteriormente veio a se confirmar). Dentre os sulfetos, esse mineral é o que apresenta um dos mais baixos potenciais de oxidação (Ep), tornando-o mais facilmente oxidável pelas bactérias.



- (A) - Drenagem ácida no ponto 75.
 (B) - Córrego do Consulta ponto 74.

Figura 5.1 - Representação esquemática do diagrama Eh-pH, onde se observa os limites mais usuais de Eh e Ph próximos à superfície. (Limite superior da zona de intemperismo está em contato direto com o ar, enquanto o limite inferior considera-se como a linha d'água. Os números indicam os demais ambientes: (1) pântanos e solos encharcados; (2) sedimentos marinhos redutores; (3) águas ácidas de mina; (4) chuva; (5) águas dos rios; (6) água dos oceanos; (7) depósitos de sulfetos de chumbo oxidados. O potencial de oxi-redução para os íons simples e hidróxidos de ferro estão indicados ($25^{\circ}C$ e $1atm$). A porção tracejada no topo da linha, representa a reação do $Fe^{2+} \rightarrow Fe^{3+} + e^-$, a porção sólida ao fundo, $Fe(OH)_2 + OH^- \rightarrow Fe(OH)_3 + e^-$, e a maior inclinação da linha tracejada $Fe^{2+} + 3H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3H^+ + e^-$ (Levinson, 1980).

Tabela 5.1 - Resultados das análises realizadas nas duas amostras líquidas da mina (expressos em mg/ℓ e Bq/ℓ).

ELEMENTO	Ponto 74	Ponto 75
Mg	0,14	6,24
Al	<0,05	87,1*
Si	2,88	18,5
Zn	<0,2	8,9*
Cd	<0,01	0,04
Cr	<0,30	<0,3
Mn	0,20	34,0*
Fe	0,06	0,3*
Ca	0,43	79,5
Pb	<0,01	0,5
SO ₄ ⁼	200	1000*
Th	<0,001	0,13
²³⁸ U	0,002	5,12
		(Bq/ℓ)
²²⁶ Ra	<0,012	0,5
²²⁸ Ra	<0,17	0,34

* Análises efetuadas no CETEM.

Isolamento e Crescimento Bacteriano.

O *Thiobacillus ferrooxidans* quase sempre é encontrado com o *Thiobacillus thiooxidans*, que é uma bactéria oxidante do enxofre. O *Thiobacillus ferrooxidans* é o mais utilizado uma vez que é o único capaz de oxidar tanto enxofre quanto sulfeto a ácido sulfúrico e íons ferrosos a íons férricos (Tabela 5.2).

Tabela 5.2 - Atuação das bactérias autotróficas.

OXIDAÇÃO				
Bactéria	Fonte de Nitrogênio	Enxofre	Tiosulfato	ÍON Fe ²⁺
<i>T. thiooxidans</i>	NH ⁴⁺	+	+	-
<i>T. ferrooxidans</i>	NH ⁴⁺	+	±	+

(+) atuação positiva

(-) atuação negativa

Uma vez que este trabalho não teve por objetivo principal aprofundar os estudos visando a identificação da flora bacteriana, utilizou-se somente o meio de cultura 9K-Fe (SILVERMAN e LUNDGREN) como meio de cultura para os inóculos denominados de "água do balde", "drenagem do ponto 75" e "água do ponto 74".

O íon ferroso presente no meio de cultura, vai sendo gradativamente oxidado pelo *Thiobacillus ferrooxidans* a íon férrico. Na Figura 5.2, que é uma curva ideal LUNDGREN et al., (1965) pode-se observar as quatro fases distintas do ciclo da bactéria em função do tempo.

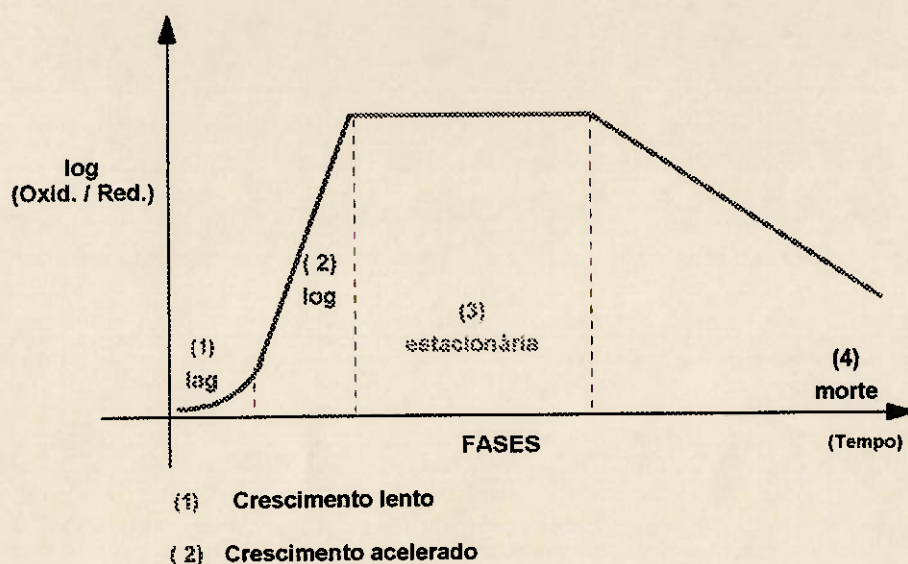
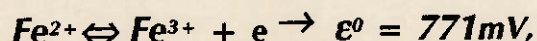


Figura 5.2 - Concepção da curva ideal sobre a evolução bacteriana.
(Lundgren et al. 1965)

Experimentalmente o crescimento bacteriano pode ser constatado pela análise química do íon ferroso e ferro total presentes na solução. Uma outra opção, que foi utilizada neste estudo, é a medição dos valores do Eh(mV), em função do tempo. Em função da reação de oxirredução:



que vai ocorrendo, o potencial redox vai se deslocando para a região superior do diagrama Eh-pH correspondente à região do Fe^{3+} (Figura 5.3).

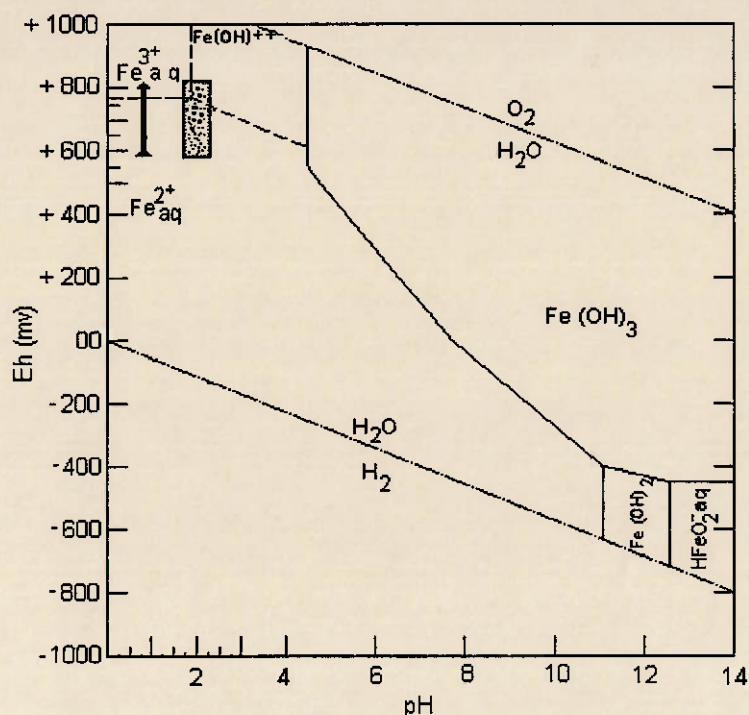
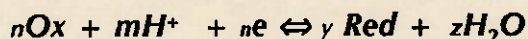


Figura 5.3 - Diagrama Eh-pH e região $\{Fe^{2+} \leftrightarrow Fe^{3+} + e\}$, correspondente aos valores medidos para os inóculos.

O potencial do eletrodo depende do sistema de oxidação-redução envolvido, mas ele depende também das atividades dos componentes do sistema. NATARAJAN e IWASAKI (1974) descrevem que uma reação eletroquímica consiste do par de reações de oxidação e redução acompanhadas respectivamente, pela perda ou ganho de elétrons. Todas as reações de oxidação-redução devem ser subdivididas em reações parciais (meias-reações), indicando a transferência dos elétrons. Geralmente uma reação parcial pode ser expressa como:



e o potencial a 25°C desta reação em relação ao eletrodo padrão de hidrogênio é dado pela equação (1).

$$eh = \epsilon^0 + 0,0591/n \times \log [Ox]^x / [Red]^y - 0,0591 m/n [pH] \quad (1)$$

Os termos "Red" e "Ox" representam, respectivamente, um metal em contato com seus próprios íons em solução (eletrodo de primeira espécie), ou os íons reduzidos e oxidados de um determinado par redox em solução, sendo o potencial medido com um eletrodo de platina (eletrodo

redox). Quando um eletrodo comporta-se reversivelmente, isto é, a reação é capaz de ocorrer em qualquer das direções, não existe uma diferença considerável nas respostas do eletrodo. No equilíbrio, o potencial eletroquímico de um elétron em um eletrodo metálico, deve ser o mesmo dos íons hidratados em solução, a partir do qual a diferença do potencial interno, e conseqüentemente a diferença do potencial de Nernst deve ser definida.

Nos experimentos ora descritos, utilizou-se um eletrodo de platina combinado que apresentava o potencial de 199mV, e os resultados obtidos para os quatro inóculos podem ser observados nas Figuras 5.3 e 5.4.

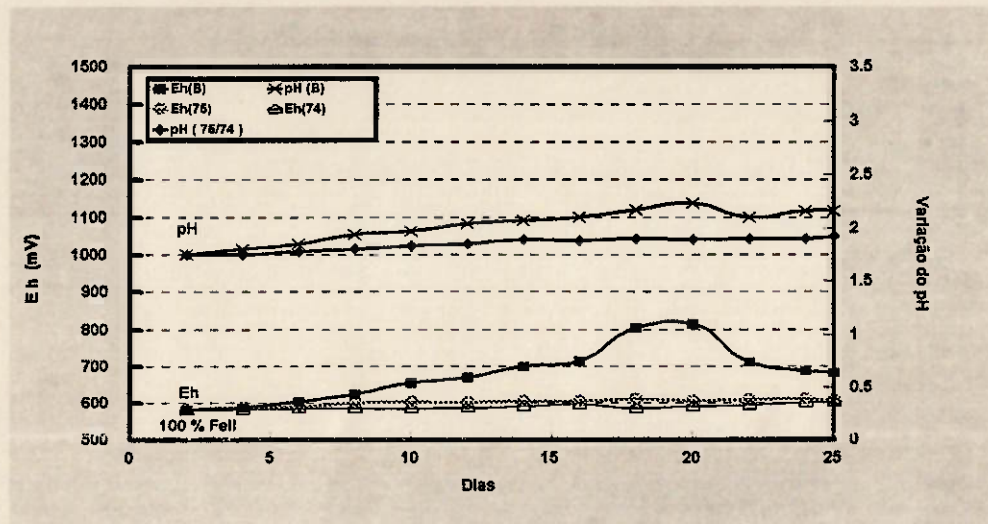
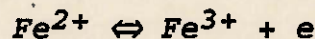


Figura 5.4 - Evolução do crescimento bacteriano nas amostras da mina.

O meio de cultura 9K-Fe apresenta uma concentração $\cong 0,5 [M] Fe^{2+}$, sendo que o valor teórico do Eh da solução é calculado em função da equação:



$$Eh = 771 + 0,0591 \times \log [Fe^{3+}]/[Fe^{2+}] \quad (2)$$

No início do experimento, o valor (medido) do Eh da solução foi de 578mV, uma vez que, somente encontrava-se em solução o íon ferroso. Na fase estacionária o valor do potencial (medido), era de 815mV indicando com isso (Figura 5.4), que o íon ferroso em solução havia sido oxidado para íon férrico. SATO (1960), descreve que quando o valor do Eh encontra-se no entorno de 600mV, o ferro em solução existe

predominantemente como íon Fe^{2+} , muito embora o coeficiente de atividade seja levado em consideração para as duas espécies. Isto permite uma aproximação de que a concentração dos íons ferrosos corresponda à mesma concentração de ferro total. Desprezando-se o coeficiente de atividade para o íons ferroso e férrico, as equações para o cálculo dos valores teóricos dos potenciais no início e ao final do experimento, podem ser escritas da seguinte forma:

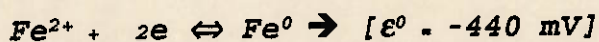
Reação	ϵ^0 (mV)	$n\epsilon^0$ (mV)
$Fe^{3+} + e \rightleftharpoons Fe^{2+H+}$	771	771
$Fe^{2+} + 2e \rightleftharpoons Fe^0$	-440	-880

$$\epsilon_{hi} = -440 + (0,0591/2) \times \log 1/[Fe^{2+}] \quad (3)$$

$$\epsilon_{hf} = 771 + (0,0591) \times \log [Fe^{3+}] \quad (4)$$

Os valores calculados para o início e final do experimento foram respectivamente:

- (i) conforme anteriormente mencionado, considera-se que a concentração do íon ferroso em solução corresponde à concentração de ferro total do sistema.

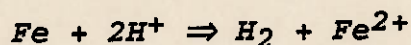


$$\epsilon_{hi} = \epsilon^0 - 0,0295 \times \log 1/[Fe^{2+}]$$

$$\epsilon_{hi} = \epsilon^0 - 0,0295 \times \log 1/[0,53M] \quad \text{Concentração do meio } 9KFe$$

$$\epsilon_{hi} = -449 \text{ mV}$$

O sinal do potencial indica a direção da meia reação quando a célula parcial se encontra associada ao eletrodo padrão de hidrogênio. O sinal negativo revela que a reação espontânea é a seguinte:



(ii) cálculo do potencial ao final do experimento, considerando-se que somente o íon Fe^{3+} se encontra em solução. Nessa situação, a curva representa a evolução bacteriana na fase estacionária (Figura 5.4).

$$E_{h_f} = E^0 + (0,0591) \times \log [Fe^{3+}] \rightarrow [E^0 - 771]$$

$$E_{h_f} = E^0 + (0,0591) \times \log [0,53M] \quad \text{Concentração do meio } 9KFe$$

$$E_{h_f} = 754mV$$

Esses valores - como era de se esperar (em função da alta concentração do eletrólito), estão em desacordo com aqueles que foram encontrados na prática, respectivamente $E_{h_i} = 582$ mV e $E_{h_f} = 815mV$.

Em estudo realizado por DRY e BRYSON (1988), os autores descrevem que o problema encontrado na utilização da equação de Nernst numa situação como esta - alta concentração do eletrólito - é que a atividade de qualquer uma das espécies em solução, geralmente não está relacionada às concentrações de uma maneira muito simples. DRY (1984), apud DRY e BRYSON (1988) tentou sem sucesso, as seguintes aproximações:

(i) razão das concentrações igual à razão das atividades;

(ii) razão das atividades proporcional à razão das concentrações; e

(iii) razão das atividades proporcional à alguma outra grandeza da razão da concentração total.

SAPIESZKO et al. (1978) apud DRY e BRYSON (1988) estudaram uma outra possibilidade: a formação de complexos ferrosos e férricos, e consideraram que a razão das atividades seria fornecida pela razão das concentrações de íons ferrosos e férricos não complexados. Por sua vez DRY (1984), combinou essa possibilidade com as tres primeiras (i), (ii), (iii), obtendo contudo, resultados insatisfatórios. Em função disto os autores partiram para o estudo utilizando a equação do coeficiente de atividade de Debye-Huckel

$[-\log \gamma_i = \frac{Az_i^2 \sqrt{I}}{1 + \beta_i B \sqrt{I}}]$, que é expressa em função das espécies iônicas em solução, e onde temos:

- γ_i Coeficiente de atividade das espécies i ;
- A, B Constantes de Debye-Hückel para a água;
- Z_i Carga das espécies i ;
- β_i Tamanho dos íons da espécie i .

Os resultados encontrados para o cálculo do potencial redox, foram bastante razoáveis sendo que os autores trabalharam com valores para a força iônica na faixa de 0,1 até próximo de 4. BARNER e SCHEUERMAN (1978), apud DRY e BRYSON (1988), ponderam que em estrito senso, o uso do coeficiente de atividade de Debye-Hückel não se justifica nessa faixa de força iônica; porém outros autores, WILLIX (1963) e MORRIS (1983) apud DRY e BRYSON (1988), encontraram resultados bastante satisfatórios para valores mais altos do que aqueles em que a equação usualmente é aceita e justificada - desde que se leve em consideração a formação de complexos.

Observando-se a Figura 5.4 um fato interessante que desperta a atenção, é que o não crescimento de bactéria na água do ponto 74 estava dentro do esperado, por tratar-se da água do Córrego do Consulta, que até então não havia tido qualquer contato com o corpo mineralizado. Porém a ocorrência do mesmo fato com a drenagem do ponto 75 (bacia de captação no sopé da pilha Eh = 740mV; pH = 3,3), conduz ao raciocínio de que a população bacteriana neste local é bastante diminuta ou praticamente inexistente. Isto pode ser um forte indício de que as bactérias encontram-se na região superior da pilha em contato direto com o ar, uma vez que as amostras sólidas foram coletadas no topo da mesma.

Dessa forma, as reações principais estariam ocorrendo de fato no que poderíamos denominar "região de oxidação". Aprofundando-se em direção ao interior da pilha, o acesso do oxigênio fica dificultado, o que diminui em muito ou mesmo impossibilita a atuação das bactérias, por tratar-se de uma região saturada (anóxica).

O crescimento ocorreu somente quando a drenagem do ponto 75 se pôs em contato com o estéril úmido, como se verifica na Figura 5.4. A curva obtida experimentalmente apresenta configuração bastante próxima da curva ideal (Figura 5.2),

conforme concepção de LUNDGREN et al. (1965). Após a caracterização bacteriana, com a constatação da existência do *Thiobacillus* no estéril, partiu-se para sementeiras em novos meios de cultura usando como inóculo as bactérias que cresceram no primeiro experimento.

V.2 - Preparação e Caracterização das Amostras Sólidas.

Análise Granulométrica:

Macroscopicamente observou-se que as amostras eram bastante homogêneas no que diz respeito ao seu aspecto geral, com acentuada predominância de material fino, o que para estudos de percolação em colunas pode constituir-se em problema devido aos entupimentos.

As poucas partículas acima de 1" foram reduzidas para este diâmetro, e a seguir as nove amostras foram individualmente homogeneizadas em homogeneizador mecânico em forma de "V". Foram construídas pilhas triangulares de onde retirou-se 1kg de cada uma delas para análises química e granulométrica.

Nas Tabelas 5.3a a 5.3j e respectivos gráficos (Figuras 5.6a, 5.6b e 5.6c) que se seguem, podemos observar os resultados das análises granulométricas efetuadas nas nove amostras coletadas no BF-4.

Tabela 5.3a - Análise granulométrica da amostra BF-4{A}.

FRAÇÃO	ABERTURA		PESO (%)	PASSANTE Acumulado (%)	RETIDO Acumulado (%)
	mm	Tyler (mesh)			
Cascalho	>5,60	3 1/2	39,01	60,90	39,01
	>4,75	4	6,72	54,18	45,73
	>1,70	10	18,50	35,68	64,23
Areia	>0,600	28	8,79	26,89	73,02
	>0,425	35	1,55	25,34	74,57
	>0,212	65	2,42	22,92	76,99
	>0,150	100	1,17	21,75	78,16
	>0,075	200	2,38	19,37	80,50
Silte	>0,045	325	2,29	17,08	82,83
	>0,038	400	1,47	15,61	84,30
Argila	<0,038	-400	15,61		

Tabela 5.3b - Análise granulométrica da amostra BF-4{B}.

FRAÇÃO	ABERTURA		PESO (%)	PASSANTE Acumulado (%)	RETIDO Acumulado (%)
	mm	Tyler (mesh)			
Cascalho	>5,60	3 1/2	17,11	82,83	17,11
	>4,75	4	3,76	79,07	20,87
	>1,70	10	15,50	63,57	36,37
Areia	>0,600	28	9,67	53,90	46,04
	>0,425	35	3,49	50,41	49,53
	>0,212	65	5,12	45,29	54,65
	>0,150	100	2,69	42,60	57,34
	>0,075	200	7,64	35,96	64,98
Silte	>0,045	325	10,08	24,88	75,06
	>0,038	400	4,39	20,49	79,45
Argila	<0,038	-400	20,49		

Tabela 5.3c - Análise granulométrica da amostra BF-4{C}.

FRAÇÃO	ABERTURA		PESO (%)	PASSANTE Acumulado (%)	RETIDO Acumulado (%)
	mm	Tyler (mesh)			
Cascalho	>5,60	3 1/2	15,22	84,72	15,22
	>4,75	4	2,94	81,78	18,16
	>1,70	10	11,62	70,16	29,78
Areia	>0,600	28	10,93	59,23	40,71
	>0,425	35	2,68	56,55	43,39
	>0,212	65	5,13	51,42	48,54
	>0,150	100	2,95	48,47	51,49
	>0,075	200	7,36	41,11	58,85
Silte	>0,045	325	5,80	35,31	64,65
	>0,038	400	5,84	29,47	70,49
Argila	<0,038	-400	29,47		

Tabela 5.3d - Análise granulométrica da amostra BF-4{D}.

FRAÇÃO	ABERTURA		PESO (%)	PASSANTE Acumulado (%)	RETIDO Acumulado (%)
	mm	Tyler (mesh)			
Cascalho	>5,60	3 1/2	3,34	96,59	3,34
	>4,75	4	0,83	95,76	4,17
	>1,70	10	4,21	91,55	8,38
Areia	>0,600	28	7,36	84,19	15,74
	>0,425	35	2,60	81,59	18,34
	>0,212	65	4,45	77,14	22,79
	>0,150	100	3,11	74,03	25,90
	>0,075	200	7,23	66,80	33,13
Silte	>0,045	325	6,06	60,74	39,19
	>0,038	400	3,29	57,45	42,48
Argila	<0,038	-400	57,45		

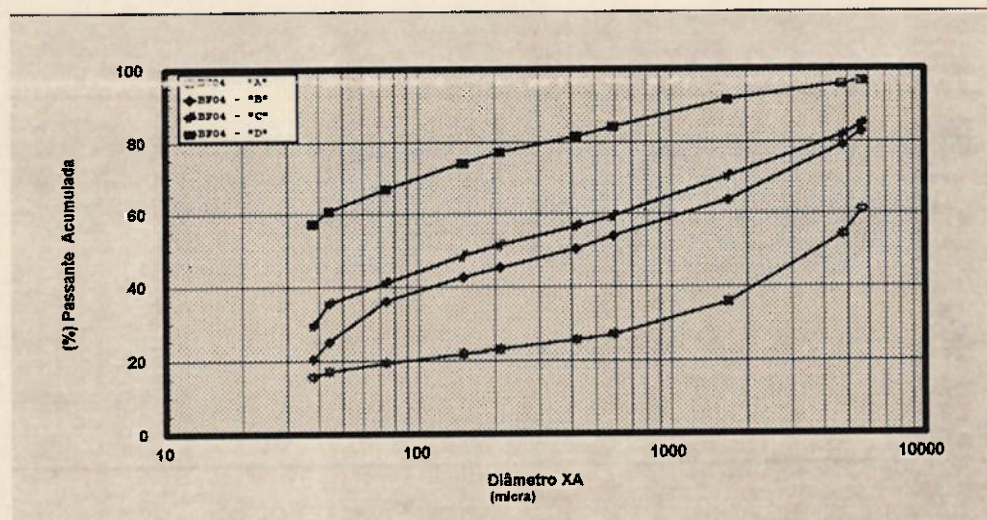


Figura 5.5a - Curvas de distribuição granulométrica das amostras dos pontos {A}, {B}, {C} e {D}.

Tabela 5.3e - Análise granulométrica da amostra BF-4{CR}.

FRAÇÃO	ABERTURA		PESO (%)	PASSANTE Acumulado (%)	RETIDO Acumulado (%)
	mm	Tyler (mesh)			
Cascalho	>5,60	3 1/2	11,98	87,96	11,98
	>4,75	4	2,24	85,72	14,28
	>1,70	10	13,48	72,24	27,70
Areia	>0,600	28	16,48	55,76	44,18
	>0,425	35	6,54	49,22	50,72
	>0,212	65	8,29	40,93	59,01
	>0,150	100	4,01	36,92	63,02
	>0,075	200	6,80	30,12	89,82
Silte	>0,045	325	5,47	24,65	75,29
	>0,038	400	2,99	21,66	78,28
Argila	<0,038	-400	21,66		

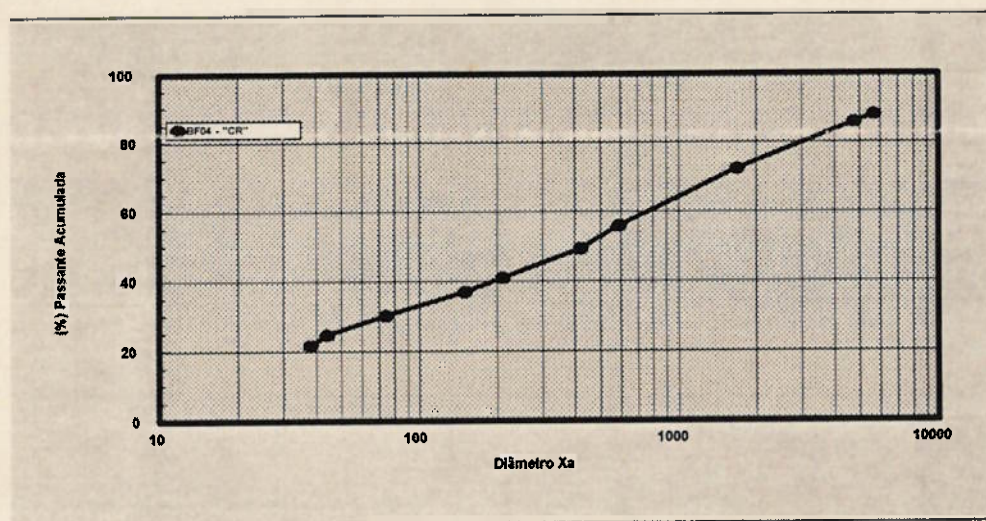


Figura 5.5b - Curva de distribuição granulométrica da amostra BF-4 {CR}.

Tabela 5.3f - Análise granulométrica da amostra BF-4{A'}

FRAÇÃO	ABERTURA		PESO (%)	PASSANTE Acumulado (%)	RETIDO Acumulado (%)
	mm	Tyler (mesh)			
Cascalho	>5,60	3 1/2	18,52	81,44	18,52
	>4,75	4	2,95	78,49	21,47
	>1,70	10	15,76	62,73	37,23
Areia	>0,600	28	21,12	41,61	58,35
	>0,425	35	5,86	35,75	64,21
	>0,212	65	10,31	25,44	74,52
	>0,150	100	3,82	21,62	78,34
	>0,075	200	5,12	16,50	83,46
Silte	>0,045	325	1,97	14,13	85,43
	>0,038	400	1,05	13,48	86,48
Argila	<0,038	-400	13,48		

Tabela 5.3g - Análise granulométrica da amostra BF-4{B'}

FRAÇÃO	ABERTURA		PESO (%)	PASSANTE Acumulado (%)	RETIDO Acumulado (%)
	mm	Tyler (mesh)			
Cascalho	>5,60	3 1/2	11,84	87,89	11,84
	>4,75	4	3,39	84,50	15,23
	>1,70	10	17,75	66,75	32,98
Areia	>0,600	28	12,35	54,40	45,33
	>0,425	35	5,02	49,38	50,35
	>0,212	65	5,61	43,77	55,96
	>0,150	100	2,95	40,82	58,91
	>0,075	200	4,75	36,07	63,66
Silte	>0,045	325	3,29	32,78	66,95
	>0,038	400	1,03	31,75	67,98
Argila	<0,038	-400	31,75		

Tabela 5.3h - Análise granulométrica da amostra BF-4{C'}.

FRAÇÃO	ABERTURA		PESO (%)	PASSANTE Acumulado (%)	RETIDO Acumulado (%)
	mm	Tyler (mesh)			
Cascalho	>5,60	3 1/2	3,63	96,33	3,63
	>4,75	4	1,26	95,07	4,89
	>1,70	10	7,98	87,09	12,87
Areia	>0,600	28	10,72	76,37	23,59
	>0,425	35	3,70	72,67	27,29
	>0,212	65	6,82	65,85	34,11
	>0,150	100	1,16	64,69	35,27
	>0,075	200	2,30	62,39	37,57
Silte	>0,045	325	0,08	62,31	37,65
	>0,038	400	2,36	59,95	40,01
Argila	<0,038	-400	59,95		

Tabela 5.3i - Análise granulométrica da amostra BF-4{D'}.

FRAÇÃO	ABERTURA		PESO (%)	PASSANTE Acumulado (%)	RETIDO Acumulado (%)
	mm	Tyler (mesh)			
Cascalho	>5,60	3 1/2	19,52	80,41	19,52
	>4,75	4	2,91	77,50	22,43
	>1,70	10	13,34	64,16	35,77
Areia	>0,600	28	15,03	49,13	50,80
	>0,425	35	4,11	45,02	54,91
	>0,212	65	6,51	38,51	61,42
	>0,150	100	3,07	35,44	64,49
	>0,075	200	4,96	30,48	69,45
Silte	>0,045	325	2,61	27,87	72,06
	>0,038	400	1,18	26,69	73,24
Argila	<0,038	-400	26,69		

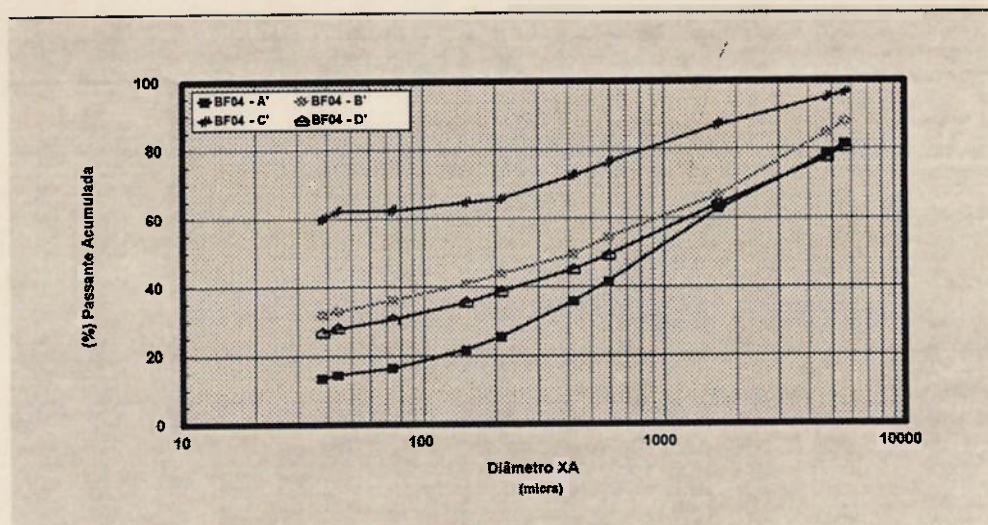


Figura 5.5c - Curvas de distribuição granulométrica das amostras dos pontos A', B', C' e D'.

Tabela 5.3j - Análise granulométrica da amostra composta (BF-4 AC).

FRAÇÃO	ABERTURA		PESO (%)	PASSANTE Acumulado (%)	RETIDO Acumulado (%)
	mm	Tyler (mesh)			
Cascalho	>5,60	3 1/2	23,7	75,52	23,7
	>4,75	4	3,0	72,52	26,7
	>1,70	10	15,8	56,72	42,5
Areia	>0,600	28	13,7	43,02	56,2
	>0,425	35	3,0	40,02	59,2
	>0,212	65	6,75	33,27	65,95
	>0,150	100	3,0	30,27	68,95
	>0,075	200	6,2	24,07	75,15
Silte	>0,045	325	5,85	18,22	81,0
	>0,038	400	1,42	16,8	82,42
Argila	<0,038	-400	16,8		

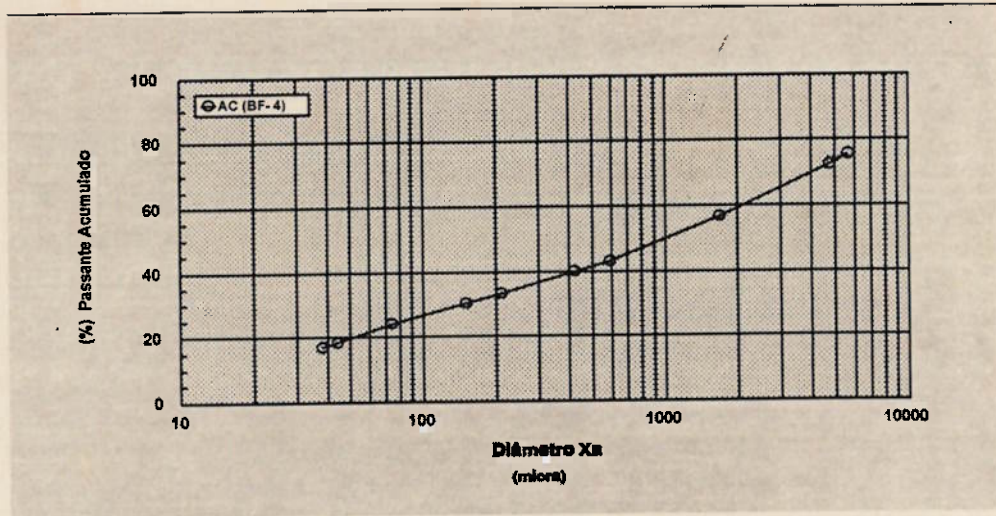


Figura 5.5d - Curva de distribuição da amostra composta (AC).

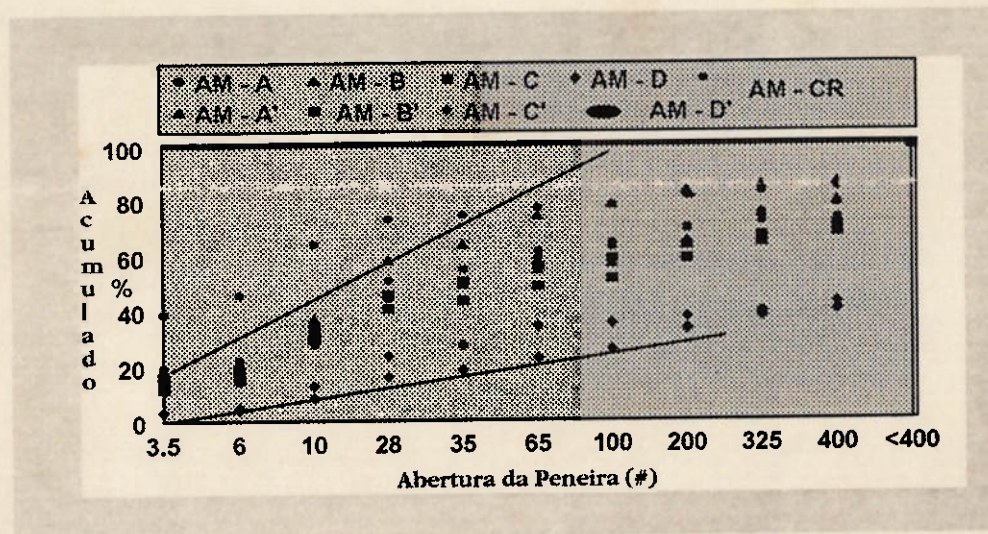


Figura 5.5e - Distribuição granulométrica das amostras do BF-4.

Como pode ser observado nas Tabelas 5.3a a 5.3j, bem como nas Figuras 5.5a a 5.5e acima representadas, o material tende a concentrar-se nas frações mais finas, o que representa um sério problema para estudos por percolação em colunas, principalmente em se tratando de colunas do porte das que foram utilizadas nesta fase ($h = 150\text{cm}$; $\varnothing = 10\text{cm}$), com diminuta área superficial. Os resultados das análises químicas realizadas nas nove amostras bem como na Amostra

Composta {AC}, encontram-se nas Tabelas 5.4 e 5.5 respectivamente.

Tabela 5.4 - Resultados das análises realizadas nas nove amostras do BF-4.

(%)	A	B	C	D	CR	A'	B'	C'	D'	TM
Fe	1,4	2,9	2,7	5,6	1,8	1,9	4,3	2,4	1,6	2,73
K	11,1	9,4	9,0	4,3	9,9	10,8	8,0	5,6	11,4	8,83
Al	11,9	12,8	12,8	18,5	10,7	12,6	14,9	18,4	14,1	14,1
Mn	0,01	0,02	0,03	0,39	0,15	0,02	0,81	0,18	0,10	0,19
F	0,10	0,10	0,10	0,17	0,11	0,10	0,14	0,17	0,14	0,12
St	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ca	0,20	0,09	0,10	0,15	0,11	0,11	0,18	0,17	0,16	0,14
Mg	0,09	0,05	0,05	0,09	0,05	0,07	0,10	0,10	0,08	0,08
SiO ₂	51,4	46,2	48,4	32,8	51,3	50,9	41,9	38,8	49,7	45,7
mg/Kg										
Zr*	1760	910	1760	1990	1450	1060	2400	2990	2400	2080
Mo*	210	290	130	400	220	160	170	360	290	247,8
U ²³⁸ *	91	86	26	84	44	26	35	54	48	54,9
Bq/Kg										
Th*	4,9	5,8	19	12	9	3,9	13	39	47	17
Ra ²²⁶ *	1400	2300	610	1200	1100	520	800	100	800	981

Análises efetuadas nos Laboratórios da INB/Poços de Caldas. Demais análises efetuadas nos Laboratórios do CETEM, excetuando-se a amostra composta AC, que também foi analisada no LAMIN - Laboratório de Análises Mineralógicas/CPRM.

TM - Teor Médio

Tabela 5.5 - Resultado das análises realizadas na amostra composta (AC).

(%)	R ₁	R ₂	R ₃	TM
Fe	2,5	3,5	3,1	3,0
K	8,1	-	-	8,1
Al	12,9	13,3	13,3	13,2
Mn	0,19	0,11	0,11	0,14
F	0,16	-	-	0,16
St	0,04	0,06	-	0,05
Ca	0,15	0,14	0,14	0,14
Mg	0,07	-	-	0,07
SiO ₂	46,6	47,7	48,8	47,7
(mg/Kg)				
Cu	32	-	-	32
Zn	99	-	-	99
U ²³⁸ *	66	69	70	68,3
Bq/Kg				
Th*	69	67	-	68
Ra ²²⁶ *	820	910	900	877

TM - Teor Médio

Caracterização Mineralógica:

A caracterização mineralógica da amostra consistiu no estudo das frações $>38\mu\text{m}$ e $<38\mu\text{m}$ e seus subprodutos, através de lupa binocular, difratometria de raios-X, análise química e análise através de microscópio eletrônico de varredura (MEV) e microscopia óptica. Cada uma dessas etapas será descrita a seguir.

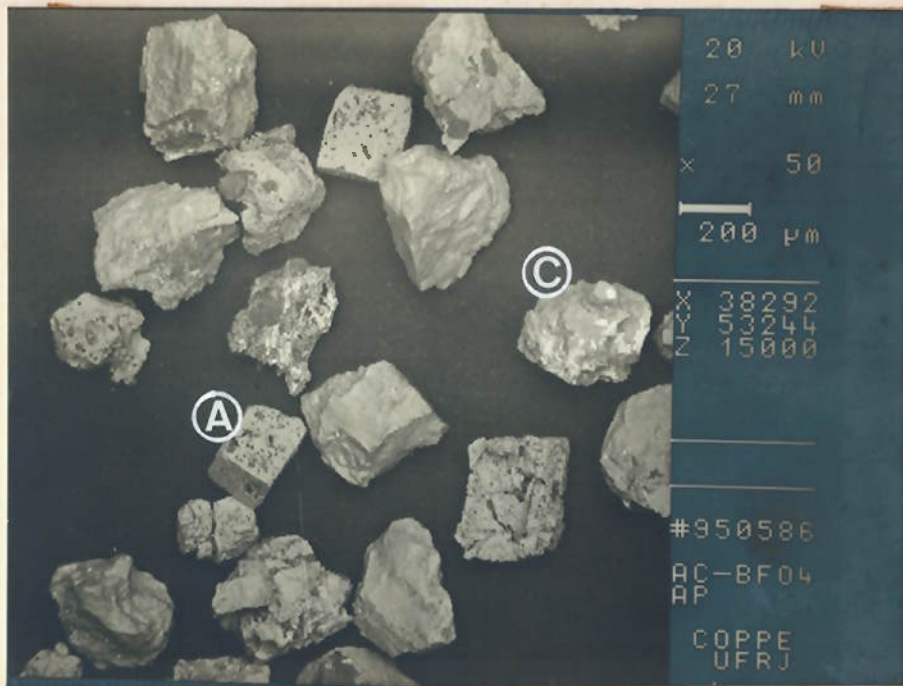
Os resultados da análise granulométrica e da separação em bromofórmio da fração $>38\mu\text{m}$ estão representado na Tabela 5.6. A fração $<38\mu\text{m}$ não foi submetida à separação em meio denso, devido a baixa granulometria e por ser constituída basicamente de argilominerais, com uma concentração muito pequena de sulfetos .

Tabela 5.6 - Análise granulométrica por peneiramento a úmido do estéril da mina de Poços de Caldas, MG.

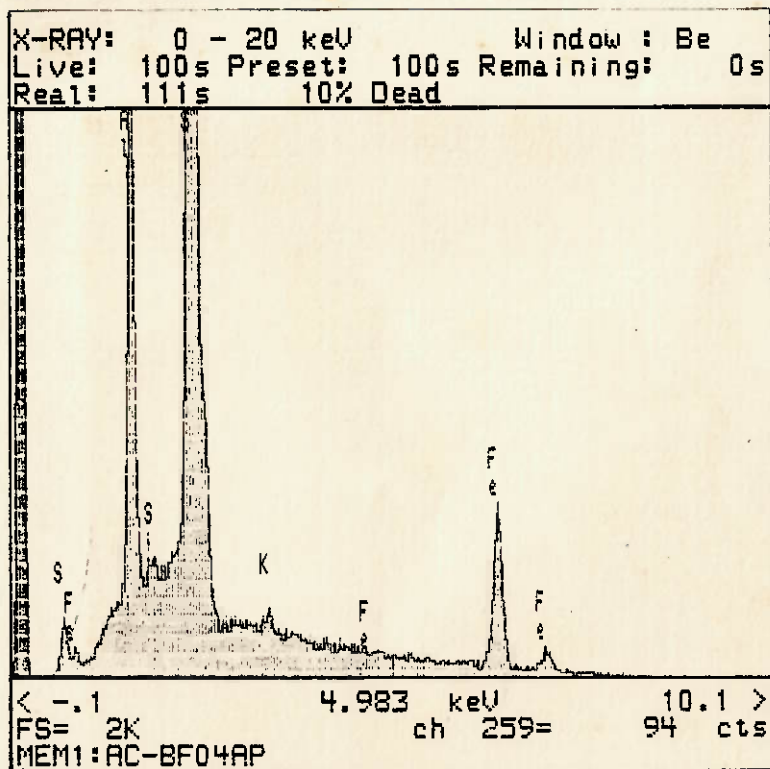
Fração (μm)	Peso (%)	Afundado (%)	Flutuado (%)
>38	77,03	4,98	95,02
<38	22,97	-	-

Petrografia:

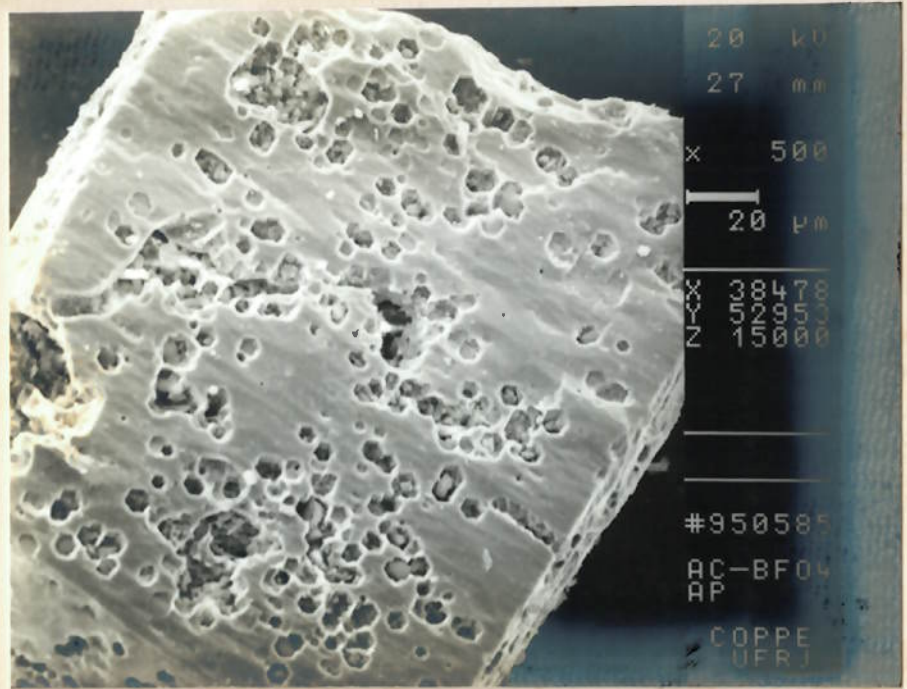
Foram coletadas seis amostras representativas do material e confeccionadas lâminas petrográficas. A rocha apresentou-se bastante alterada e granulometricamente muito fina, dificultando a identificação mineralógica. A composição mineralógica e a classificação petrográfica das amostras analisadas estão representadas na Tabela 5.7.



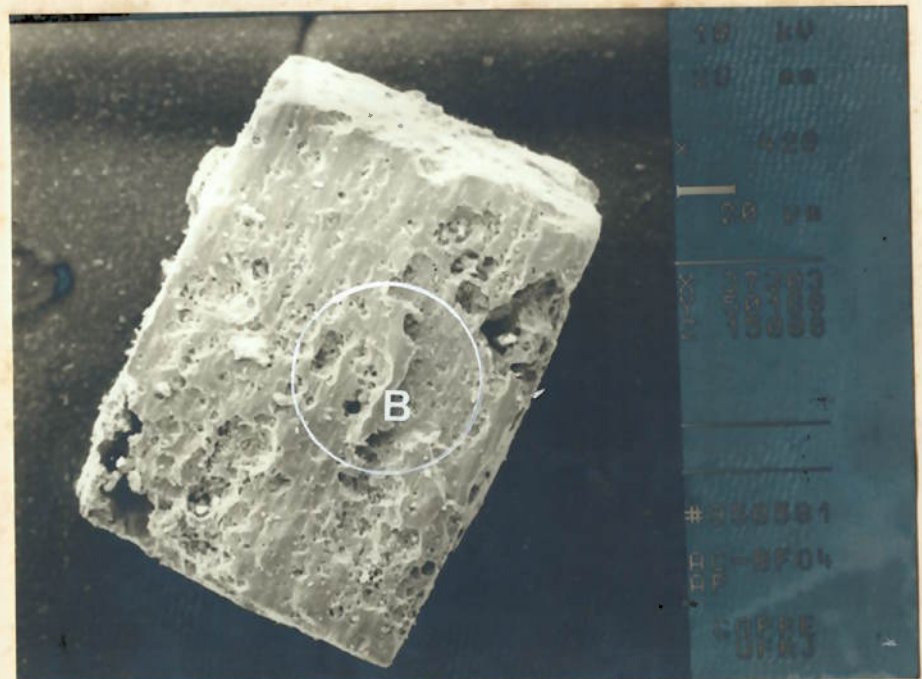
• Fotomicrografia(1) - Grãos de pirita liberados (MEV).



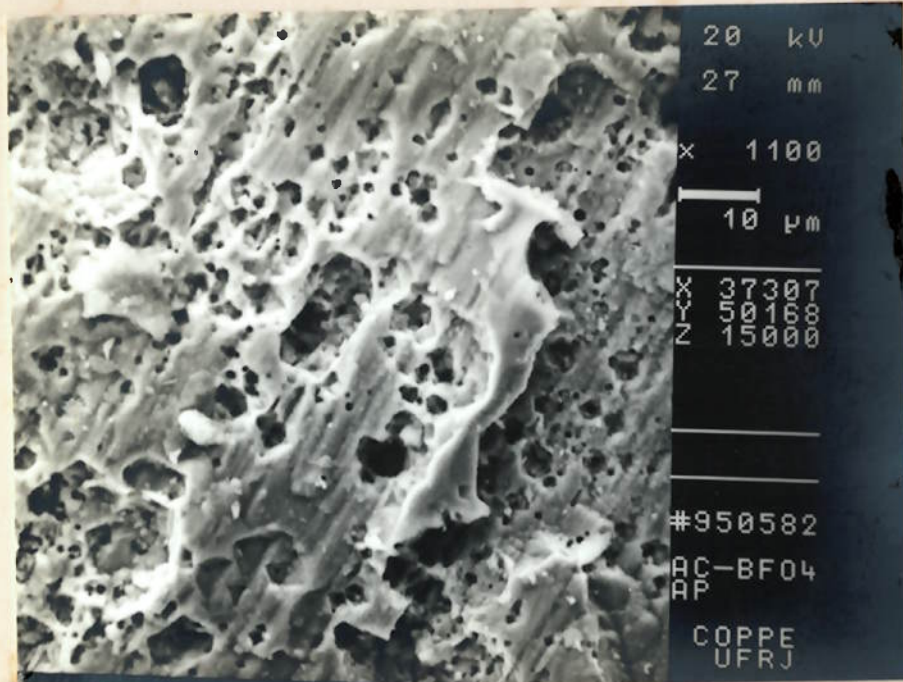
• Figura 1 - Espectro EDS da Foto (1).



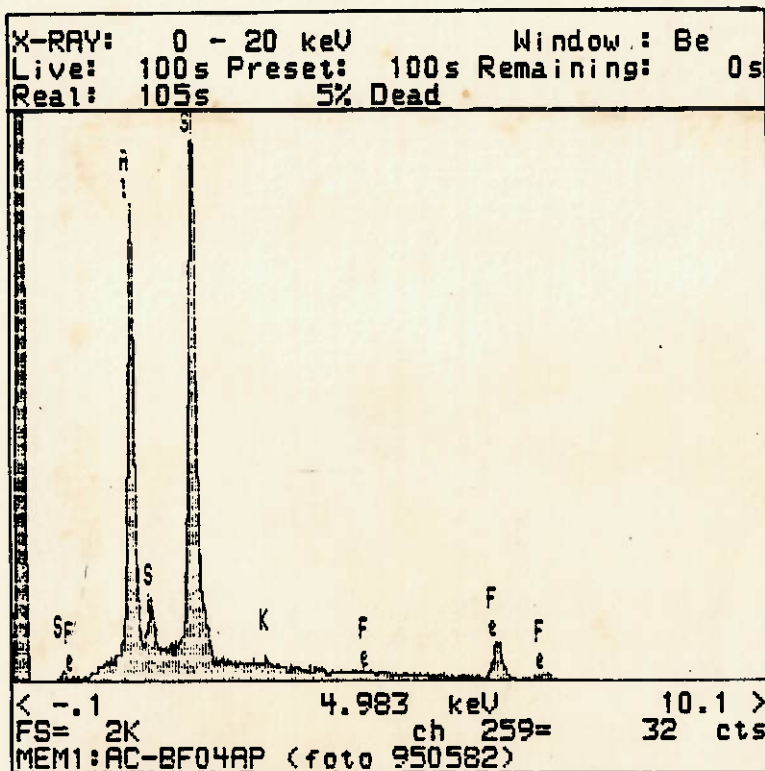
Fotomicrografia(2) - Detalhe ampliado do grão de pirita (A). Cavidades associadas à atividade bacteriana.



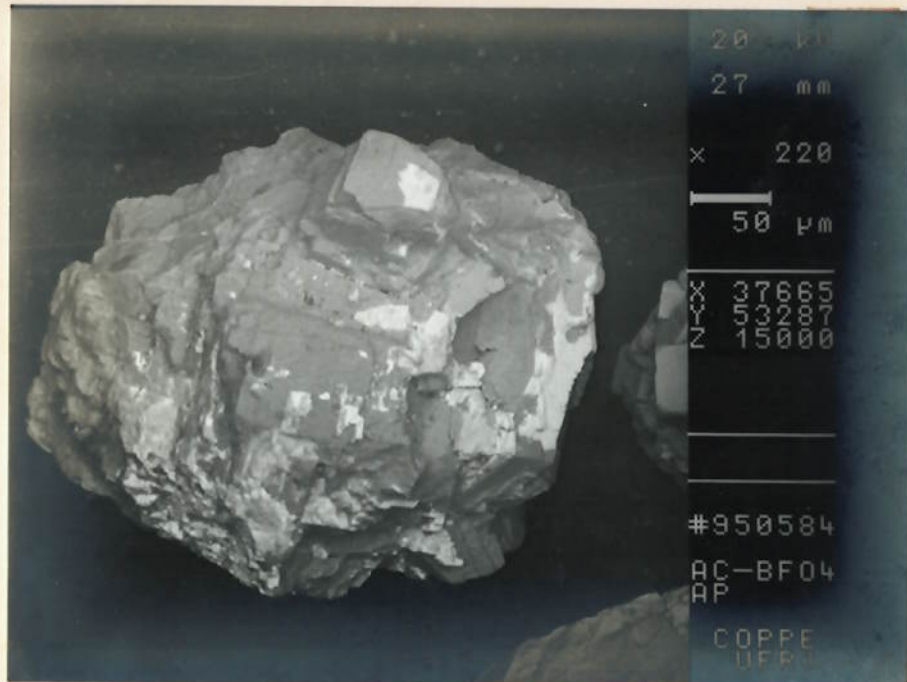
Fotomicrografia(3) - Grão de pirita liberado e detalhe (B).



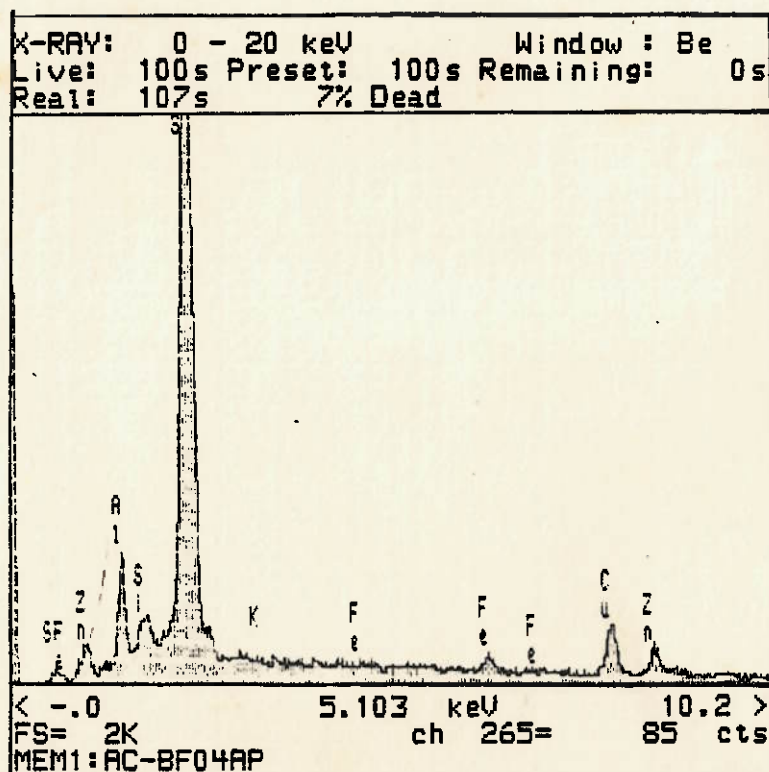
Fotomicrografia(4) - Detalhe (B) ampliado da Foto (3), onde se observa a atividade bacteriana.



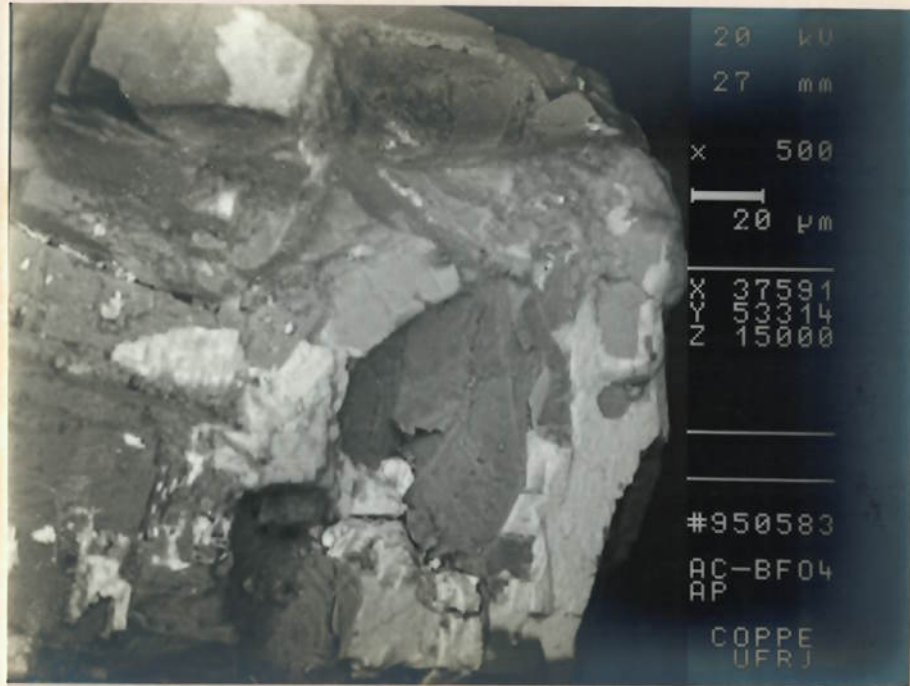
Figura(2) - Espectro de EDS da Foto (3).



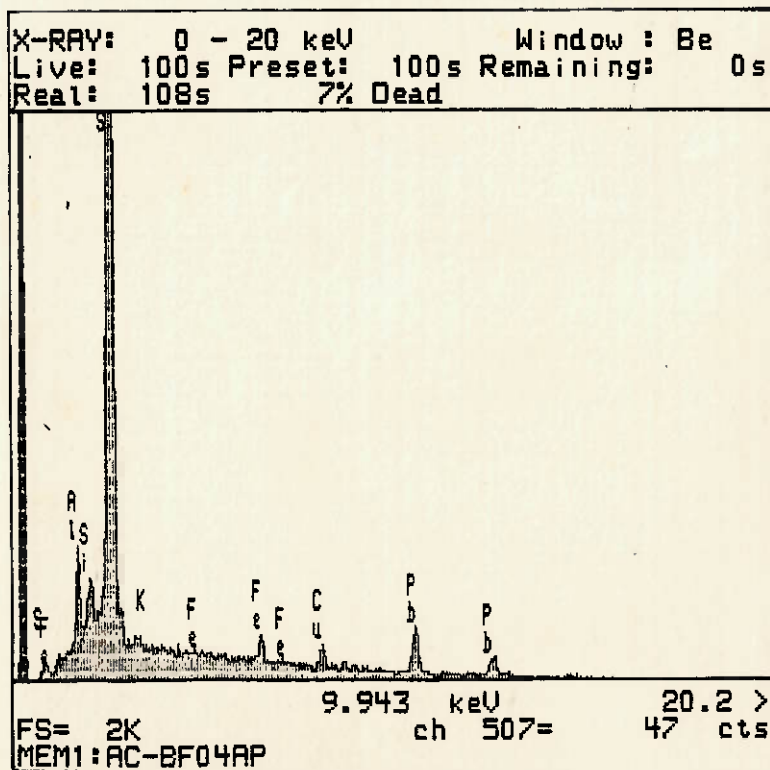
Fotomicrografia(5) - Grão de pirita (C) da Foto (1) parcialmente recoberto com sulfetos de Cu e Zn.



Figura(3) - Espectro de EDS da Foto (5).



Fotomicrografia(6) - Detalhe ampliado da Foto (5) parcialmente recoberto com sulfetos de Cu e Pb.



Figura(4) - Espectro de EDS da Foto (6).

Tabela 5.7 - Mineralogia e classificação das amostras.

Amostra	Mineralogia	Classificação
A	feldspato, caulinita, mica branca e nefelina (?)	traquito ou fonolito
B	k-feldspato, caulinita, nefelina, mica branca e piroxênio (alterado)	sienito(?)
B1	feldspato, mica branca, nefelina e opacos	sienito nefelina
C	feldspato (alterado), mica branca e opacos	fonolito
D	feldspato e hidróxido de ferro	sienito
D1	k-feldspato, caulinita, mica branca e nefelina	sienito nefelina

Difratometria de Raios-X:

No setor de caracterização mineralógica do CETEM, a amostra foi classificada granulometricamente a úmido em peneira de 38 μ m e submetida à várias etapas de tratamento com a finalidade de concentrar os sulfetos. A fração >38 μ m foi separada em meio denso (bromofórmio, D = 2,89), sendo geradas duas subfrações: afundada e flutuada. Os minerais magnéticos da subfração 38 μ m e >38 μ m afundada (D >2,89) foram retirados com a utilização de um ímã de mão. O restante do material foi processado no separador magnético isodinâmico do tipo Frantz, nas seguintes amperagens: 0,5, 0,7, 0,9, 1,0 e 1,5A.

Os sulfetos presentes na fração 1,5A não magnética, foram concentrados através de catação manual em lupa binocular e posteriormente os minerais foram analisados em difração de raios-X e microscópio eletrônico de varredura (Digital Scanning Microscope - DSM/940-A) da COPPE/UFRJ.

A difratometria de raios-X foi a principal técnica utilizada na identificação mineralógica das frações da amostra, e os resultados encontram-se na Tabela 5.8.

Tabela 5.8 - Resultados das análises por difração de raios-X.

Amostra	Mineralogia
>38 μ m Flutuado	muscovita, albita, caulinita, goethita e quartzo (?)
>38 μ m Afundado	muscovita, albita e goethita
Imã de mão	goethita, hematita e magnetita
Magnético 0,5A	goethita, caulinita, hematita (?) e microclina (?)
Magnético 0,7A	caulinita, muscovita, goethita e quartzo (?)
Magnético 0,9A	ortoclásio, caulinita, muscovita, goethita e quartzo (?)
Não Magnético 1,0A	ortoclásio, caulinita, albita e muscovita
Magnético 1,0A	caulinita, muscovita, goethita e quartzo (?)
Concentrado	pirita

Na Figura 5.6 é apresentado um difratograma de raios-X de pirita concentrada a partir das sucessivas etapas de preparação da amostra.

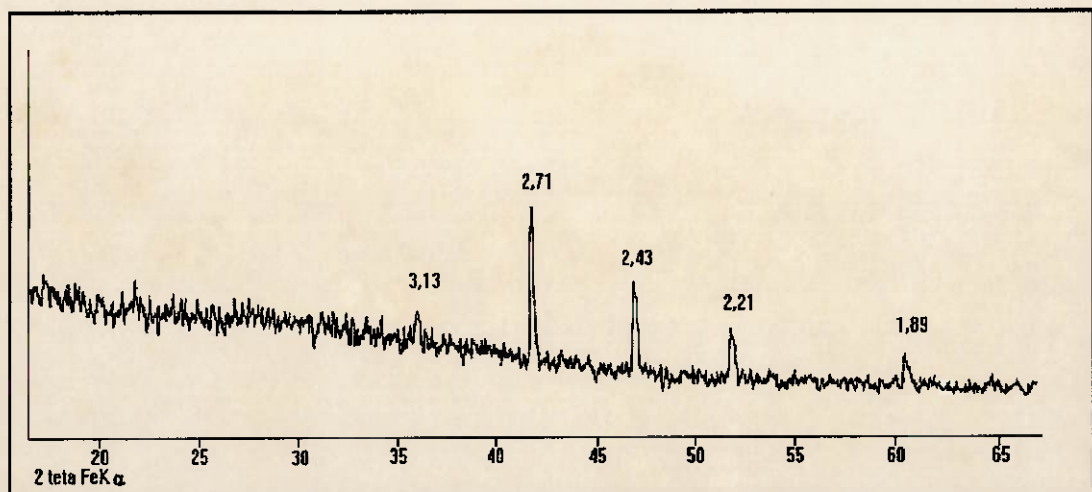


Figura 5.6 - Difratograma de raios-X da pirita concentrada a partir da fração 1,5A não magnética.

Microscopia Eletrônica de Varredura:

Os sulfetos concentrados nas várias etapas do processo foram analisados no microscópio eletrônico de varredura (MEV) da COPPE/UFRJ. As análises confirmaram que a amostra é constituída essencialmente de pirita (Fotomicrografia (1) e respectivo Espectro EDS), ratificando os resultados da difração de raios-X. Os grãos de pirita apresentam-se quase todos liberados, com tamanho médio de aproximadamente 80µm (Fotomicrografias 1 → 6), sendo que alguns grãos de pirita estão parcialmente recobertos por sulfeto de cobre/zinco e cobre/chumbo como pode ser visto nas Fotos 5 e 6 e espectros EDS (3) e (4).

Através das imagens obtidas no MEV, observou-se que certos grãos de pirita apresentam pequenas cavidades irregulares na superfície. Essas feições provavelmente estão relacionadas com a atuação do *Thiobacillus ferrooxidans* sobre a superfície do mineral (Fotos 2, 3 e 4).

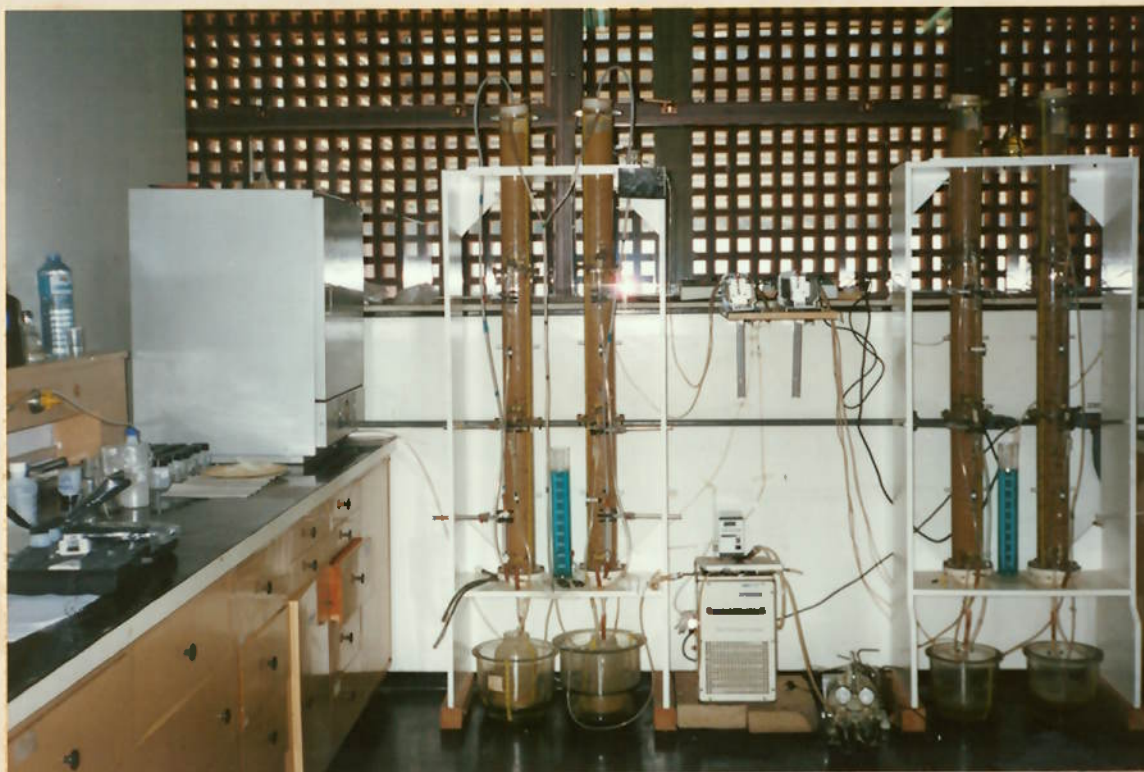
1. O estudo petrográfico indicou que as amostras analisadas são constituídas de rochas alcalinas parcialmente alteradas;
2. Mineralogicamente são constituídas de k-feldspato, albita, caulinita, nefelina, piroxênio, mica branca, pirita, óxidos e hidróxidos de ferro. Sendo que os feldspatos encontram-se em processo de alteração para caulinita;
3. A pirita ocorre em pequena quantidade, menos de 0,2% do total da rocha. O mineral é de granulometria fina, encontra-se liberado com tamanho em torno de 80µm; e
4. Pequenas irregularidades observadas na superfície dos grãos de pirita foram relacionadas à atividade bacteriana.

V.3 - Experimentos Laboratoriais

Os estudos de laboratório compreenderam a simulação das zonas de oxidação e zona de saturação, correspondentes respectivamente à região do bota-fora 4, em contato direto com a atmosfera, e aquela que se encontra inundada no interior da pilha de estéril. Os experimentos foram realizados no período de cento e vinte dias (junho a

setembro de 1995), em quatro colunas de acrílico (Fotografia 5.1). O controle do processo constituiu-se nas medidas dos parâmetros:

- (i) químicos - análise das espécies dissolvidas;
- (ii) físico-químicos - potencial de oxirredução (Eh), pH e condutividade (mS/cm - $\mu S/cm$); e
- (iii) biológico - atividade bacteriana, utilizando-se os efluentes das colunas como inóculos periódicos em meio de cultura 9KFe.



Fotografia 5.1 - Colunas utilizadas para realização dos experimentos: nas duas colunas da esquerda {A} e {B} foram simuladas as condições da zona de oxidação, e nas duas colunas da direita {C} e {D}, simulou-se a região anóxica.

Devido à limitação do tempo, e a pouca quantidade de pirita presente no estéril (<0,2%), a escolha recaiu sobre a drenagem do ponto 75 para servir como solução lixiviante, uma vez que a água do ponto 74 (córrego do Consulta), neste curto período de tempo em que os experimentos foram conduzidos e com o teor de pirita presente, dificilmente

criaria condições favoráveis para o crescimento bacteriano. Na Tabela 5.9 podemos verificar os parâmetros físico-químicos das duas amostras líquidas provenientes do CIPC.

Tabela 5.9 - Parâmetros físico-químicos das águas da mina.

Local	pH	Eh (mV)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Ponto 74 (Consulta)	6,08	614	26,3
Ponto 75 (BF-4)	3,30	680	1560

Valores medidos em junho/95.

V.3.1 - Parâmetros Físico-químicos e Biológico.

As condições físico-químicas da solução para os ensaios foram alteradas com a adição de ácido sulfúrico, até que o valor do pH estivesse compreendido entre 2,0 - 2,5, que é a faixa ideal para o crescimento da bactéria. Em consequência do ajuste do pH, o potencial de oxirredução, a condutividade e a concentração de sulfato, tiveram seus valores alterados. Dessa forma, as condições iniciais da solução lixiviante para as quatro colunas foram as seguintes:

Data	SO ₄ (g/l)	Eh (mV)	C (mS/cm)	pH
28/05	1,7	740	3,56	2,50

Nas Figuras 5.7 e 5.8, observa-se que após trinta dias de operação ocorreu um acréscimo nos valores do pH, acompanhados de decréscimos nos valores do potencial. A explicação para este comportamento foi conforme retro mencionado, o ajuste do pH para a faixa [2,0 - 2,5] no início dos experimentos, objetivando a estabilização química do material. Essa estabilização consistiu em permitir um contato líquido/sólido por um período de trinta dias para as quatro colunas, antes da inoculação. Após esse período houve a definição das condições aeróbias e de anaerobiose. Após trinta dias as situações são invertidas,

ou seja, ocorre um acréscimo nos valores do Eh e um decréscimo nos valores do pH, sendo que até ao final dos experimentos, não se observa mais nenhuma mudança significativa. Esta inversão nos comportamentos do potencial e do pH, credita-se ao fato das colunas terem sido inoculadas com 100ml de meio de cultura 9KFe contendo bactérias ativas. Nas colunas que simularam a zona de oxidação, o contato sólido/líquido fazia-se periodicamente, para que fosse maior o tempo de contacto sólido/ar. Por outro lado, nas duas outras colunas, o material permaneceu imerso durante todo o tempo em condições anaeróbias.

Região	Eh _i (mV)	Eh _f (mV)	pH _i	pH _f
Oxidação	740	670	2,5	3,3
Anóxica	740	640	2,5	3,5

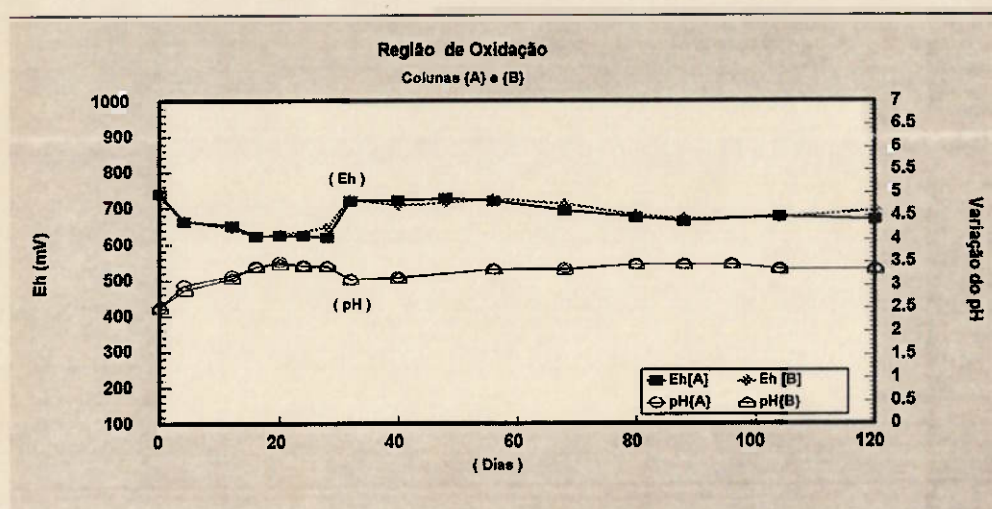


Figura 5.7 - Variação do potencial e do pH na região aerada.

Muito embora mesmo não havendo flutuações sensíveis nos valores do pH e Eh para as duas condições estudadas, pode-se estabelecer uma correlação entre os valores alcançados. Os resultados obtidos para as duas condições podem ser considerados satisfatórios pois quando expressos nos gráficos, pode-se observar as concentrações das espécies químicas liberadas nas colunas que operaram com aeração.

Essas concentrações foram maiores do que aquelas obtidas para as condições de anaerobiose.

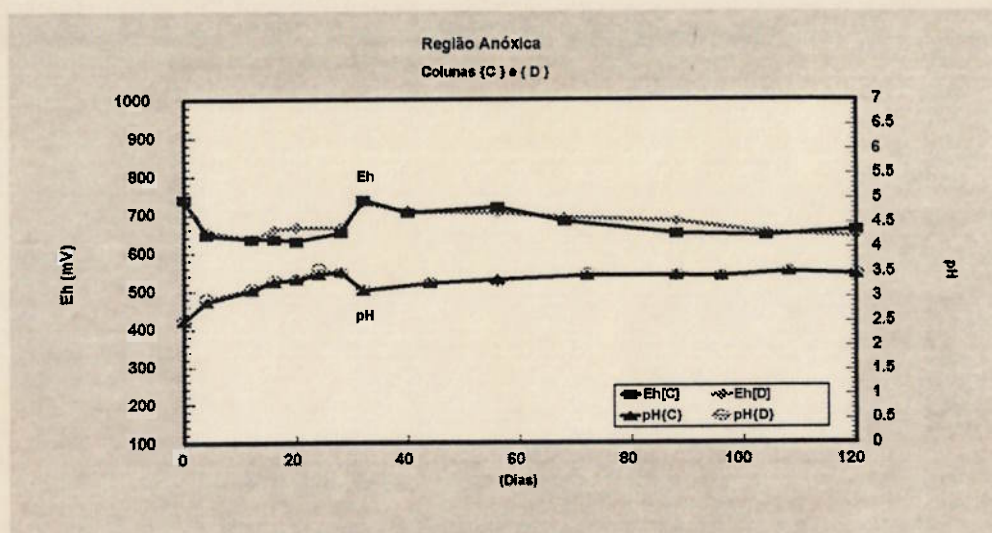


Figura 5.8 - Evolução do potencial e do pH na região inundada.

Por outro lado, como se observa nas Figuras 5.9 e 5.10, a condutividade para as duas condições estudadas, ratifica o que foi anteriormente exposto, uma vez que as curvas obtidas refletem as diferenças das concentrações de íons em solução. Estes resultados são um indício de que a cinética de lixiviação na região de saturação - devido à menor atividade bacteriana - é menos favorecida do que na região de oxidação. BAKER e WILSHIRE (1970) apud RITCEY (1989), verificaram que mesmo em condições anaeróbias ocorria a solubilização da pirita, muito embora à uma velocidade bem mais reduzida.

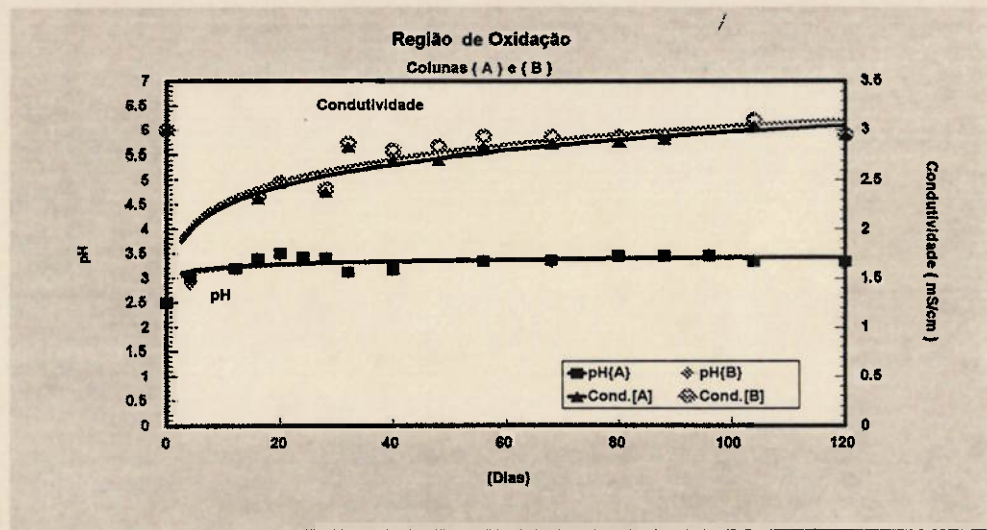


Figura 5.9 - Variação da condutividade e pH na região aerada.

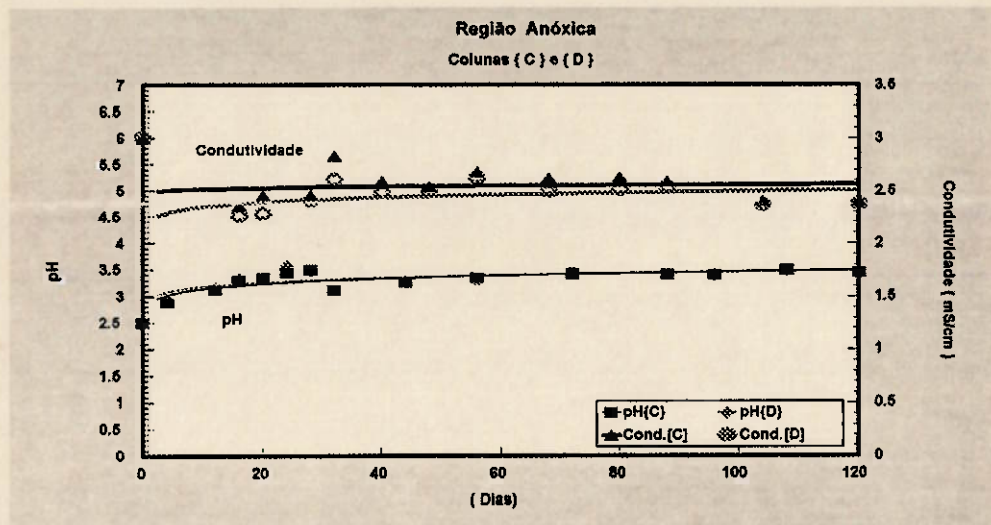


Figura 5.10 - Variação da condutividade e pH na região submersa.

Apesar dos dados obtidos reportarem-se ao período de apenas quatro meses, o que significa que existe a necessidade de estudos adicionais, os mesmos são indicadores de que, em geral, na zona de redução a anaerobiose é um fator efetivo para o abrandamento da formação de drenagens ácidas.

Com relação aos parâmetros físico-químicos e biológico, dois deles despertaram maior interesse em função dos resultados alcançados:

- (i) a atividade bacteriana (embora em menor intensidade) nas colunas que operaram com o material submerso; e
- (ii) a estreita faixa de variabilidade dos valores do pH verificados no laboratório (3,0 - 3,5), comparada com a também estreita faixa de variabilidade dos valores médios mensais monitorizados no campo de jan./90 até out./94, que oscilam entre 3,0 - 3,5. No presente trabalho apresentamos os valores médios mensais do pH somente para o período de jan./93 a set./94.

Atividade Bacteriana no Material Submerso.

Conforme anteriormente mencionado neste trabalho, diversos autores relatam que o método de inundação é uma das medidas mitigadoras utilizadas no combate às drenagens ácidas. Uma vez impossibilitado o contacto da bactéria com o oxigênio atmosférico, sua atividade tende a cessar com o decorrer do tempo. No presente caso, verificamos que pelos valores de Eh e pH obtidos durante os cento e vinte dias do estudo, operou-se todo o tempo dentro do limite de crescimento da bactéria para as duas condições simuladas, conforme pode ser visto na Figura 5.11. Uma vez que no início dos experimentos, as soluções apresentavam 8,4mg/l de oxigênio dissolvido, provavelmente a atividade bacteriana nas colunas que operaram em condições de anaerobiose se deva à presença de parte desse oxigênio. Esta observação vai ao encontro das considerações feitas por MYERSON (1981) e ROSE et al. (1979), apud RITCEY (1989), quando o primeiro menciona que a concentração crítica de oxigênio necessária para a oxidação do sulfeto é de aproximadamente 5% da concentração de saturação, variando com a temperatura (Tabela 5.10).

Tabela 5.10 - Concentrações críticas do oxigênio para oxidação dos sulfetos.

Temperatura (°C)	Concentração Crítica de Oxigênio (milimoles/l)
25	$1,29 \times 10^{-2}$
28	$1,22 \times 10^{-2}$
31	$1,15 \times 10^{-2}$
34	$1,09 \times 10^{-2}$

MYERSON (1981)

Por sua vez, o segundo autor citado registra que as reações na zona de intemperismo, serão governadas pelas quantidades de oxigênio e água presentes naquele meio, sendo que as condições ótimas para que ocorra a oxidação são aquelas em que o material encontra-se úmido e acima da zona saturada - em nosso caso representado pelas colunas {A} e {B}. O mesmo autor também chama a atenção para o fato de que em algumas localidades, as reações de oxidação ocorrem na região abaixo da linha d'água - colunas {C} e {D}, acrescentando que a importância do fluxo da água como um fator de controle das reações, não pode ser superenfatizado, uma vez que os microorganismos também contribuem para o processo. As considerações acima são importantes para o caso do bota-fora 4, como veremos mais adiante.

Partindo-se do raciocínio de que o oxigênio dissolvido na água não foi totalmente consumido, com o prolongamento dos teste por um maior período, quando então este fato vier a ocorrer, a tendência seria a paralisação da atividade bacteriana. Depreende-se que provavelmente por esta razão, os estudos realizados com o objetivo de se verificar a eficácia do método de inundação, fundamentam-se em dados obtidos de estudos realizados por períodos maiores de tempo.

As medições dos valores do Eh e pH com a finalidade de se verificar o comportamento da atividade bacteriana durante os experimentos, foram realizadas em duplicatas (AI, AII, BI, BII etc.), para cada coluna em três períodos distintos (17/07/95, 8/08/95 e 25/09/95). Os resultados podem ser verificados na Figura 5.12 que foi a curva obtida no mesmo período para o controle estéril (ausência de bactéria), e Figuras 5.13 a 5.24, na presença das mesmas. Pelos gráficos obtidos, constata-se que o período de duração da fase "lag" (crescimento lento), para a população bacteriana das colunas inundadas (C) e (D), é maior do que nas outras duas que sofreram aeração (A) e (B). Outro fato interessante é que a partir de determinado tempo (vide gráficos), todas as culturas atingiram o mesmo patamar ou seja, com Eh em torno de 900mV, significando com isso que a população bacteriana nas condições anóxicas apresenta menor atividade do que aquela existente na região de oxidação.

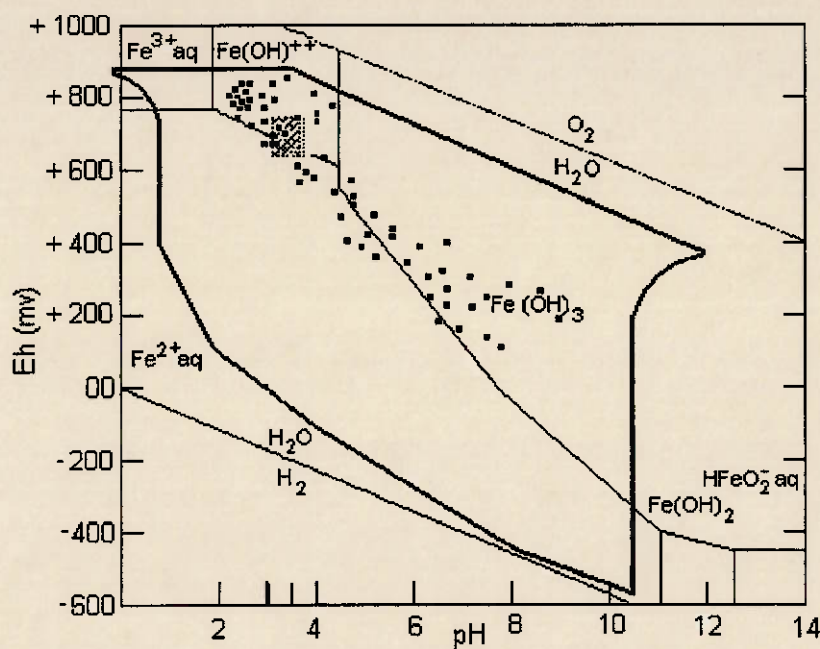


Figura 5.11 -Relação do sistema ferro para o limite de crescimento da bactéria no ambiente, e região em que foram conduzidos os experimentos.

Fonte: Becking et al. (1960).

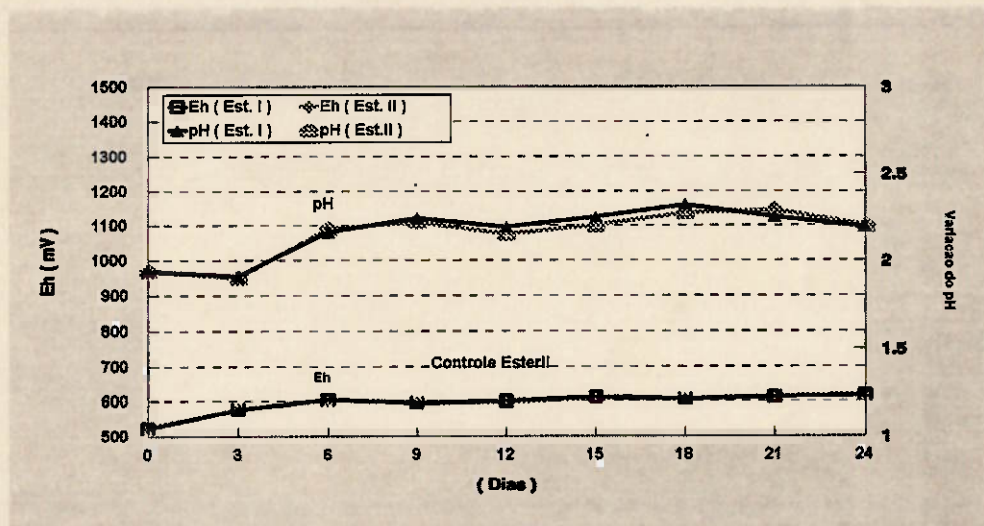


Figura 5.12 - Curva do controle da oxidação do ferro na ausência de bactéria.

BARCELONA e HOLM (1991) relatam que os processos de oxirredução desempenham a função principal na mobilidade, transporte e destinação dos constituintes químicos (orgânicos e inorgânicos) no curso natural das águas. Por outro lado, a manipulação das condições redox nos sistemas naturais ou que sofreram tratamento, comumente é considerada como sendo uma opção para o controle das concentrações dos contaminantes. A abordagem com relação a esses assuntos, atualmente é de grande interesse com relação a monitorização, previsão, e reabilitação dos aquíferos subterrâneos.

Presentemente existe uma atividade de pesquisa considerável, voltada para a caracterização dos sistemas aquíferos através do potencial redox ou condições da intensidade do Eh, definido como sendo a atividade redox das espécies químicas dissolvidas. Em trabalhos realizados por BACK e BARNES (1965), CHAMP, GULENS e JACKSON (1979), EDMUNDS, MILES e COOK (1984), apud BARCELONA e HOLM (1991), as observações realizadas sobre o significado da tendência do Eh ao longo dos cursos de água, conduziram à hipótese de sucessivas zonas redox caracterizadas pela atividade de agentes específicos como receptores de elétrons. JACKSON (1982), BAEDERKER e BACK (1979), VAN BEEK e VAN PUFFELEN (1987), WILSON e WARD (1987), apud BARCELONA et HOLM (1991), descrevem que essas zonas redox são classificadas da seguinte forma: oxidação (i.e., O_2 dissolvido detectável), sub-oxidação (i.e., O_2 ou sulfeto não detectáveis; Fe detectável) e finalmente, zona de redução (i.e., O_2 não detectável, sulfeto e Fe detectáveis). Em função dos resultados das pesquisas realizadas posteriormente, foi possível definir-se corretamente, que os processos de oxirredução foram intermediados pela população microbiana natural, que catalisa as reações de transferência de elétrons.

Reconhecidamente a geração de ácido consiste de uma série de reações com mecanismos que se superpõe, e estão inter-relacionados, fazendo com que as "drenagens ácidas" se torne um assunto complexo. A taxa de oxidação para produzir o ácido e conseqüente espécies químicas dissolvidas, depende de uma série de fatores tais como: condições de anaerobiose, razões entre sulfato/pirita/hidrônio (H_3O^+)_n, condições redox, estequiometria, temperatura, condições ambientais, tipos de minerais sulfetados presentes, composição da solução, pH,

atuação bacteriológica, morfologia da rocha hospedeira, e o tempo.

Devido ao curto tempo de duração dos experimentos e pelos resultados terem sido obtidos somente trabalhando-se com a solução, seria imprudente avançar no raciocínio, em direção a conclusões que não estariam suficientemente embasadas. Por outro lado, estabelecendo-se um paralelo entre:

- as considerações dos autores retro mencionados;
- os resultados obtidos no laboratório; e
- as condições verificadas no campo com relação ao bota-fora 4, que mesmo durante o período de estiagem, quando além da ausência de chuva também não ocorre a infiltração da água da barragem do Consulta, e apesar disso, o fluxo de drenagem ácida permanece, devido aos riachos que foram soterrados;

conclui-se que na parte superior da pilha predomina o mecanismo biológico e na parte inferior teríamos a predominância do mecanismo químico, altamente favorecido pelas infiltrações permanentes dos riachos soterrados. Evidente que com o auxílio de piezômetros e caracterização química, mineralógica e biológica dos testemunhos de sondagem, estas regiões estarão perfeitamente definidas.

Posteriormente confirmando-se a hipótese de estarem ocorrendo os dois mecanismos - frisando-se que o mecanismo químico é altamente favorecido pelas infiltrações - a solução para o problema das drenagens ácidas no bota-fora 4 não será tão simplesmente limitar o acesso do oxigênio atmosférico através de recobrimento e vegetação da superfície. No presente caso, haverá necessidade de evitar o contato sólido/líquido, causado não só pela infiltração da barragem do Consulta, como também devido aos riachos que ficaram soterrados. Conforme consta no Relatório nº 50 IPT/NUCLEBRÁS 1984 (mencionado no CAPÍTULO III) - ..."*o fundo do vale foi previamente preparado com construção de drenos profundos para possibilitar o escoamento das águas, drenos estes constituídos de matações de rochas estéreis, recobertas com material de transição (rochas estéreis com granulometria fina) e argilas.*

Um outro complicador com relação à pilha de estéril em estudo, refere-se à mata que ao que tudo indica, ficou soterrada. Além de outros transtornos, essa matéria

orgânica é fonte de nutrientes para algumas espécies de bactérias, que também participam da oxidação dos sulfetos de um modo geral, e em particular da pirita. Muito embora tenha sido mencionado no tópico "caracterização das amostras líquidas" que não era objetivo deste trabalho a identificação dos diversos tipos de bactérias que poderiam estar presente nas águas da mina, isto não significa necessariamente que as mesmas não estejam atuando no ambiente natural.

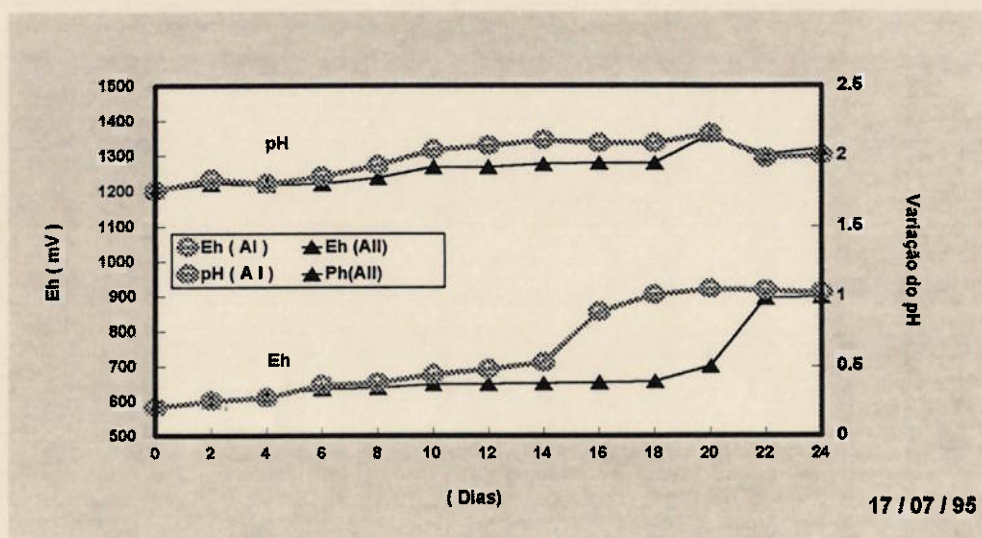


Figura 5.13 - Evolução do crescimento bacteriano na região aerada.

(Coluna A)

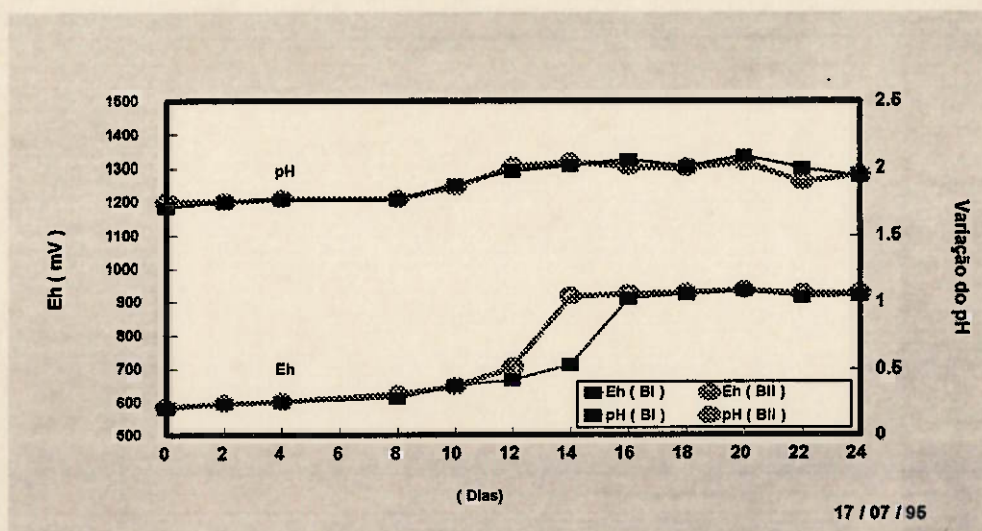


Figura 5.14 - Evolução do crescimento bacteriano na região aerada.

(Coluna B)

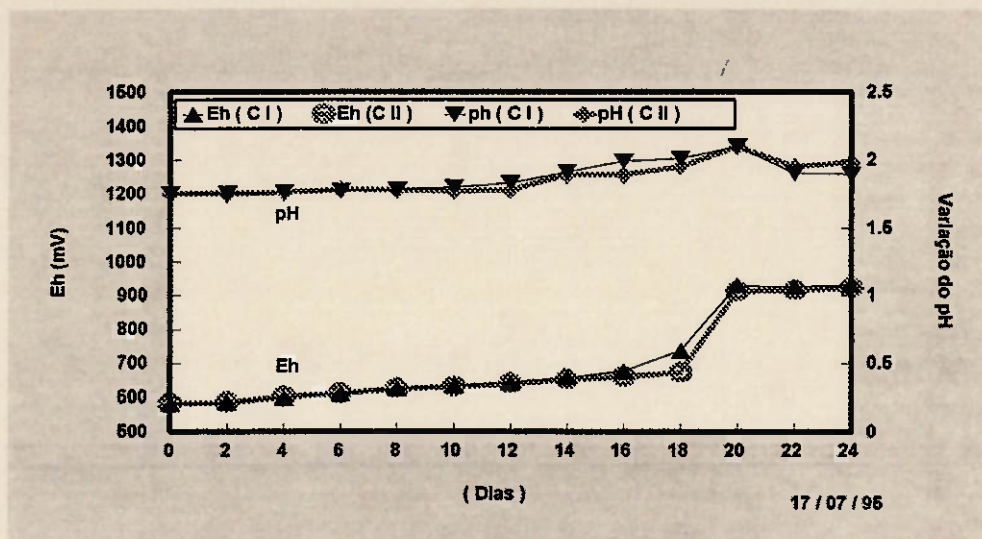


Figura 5.15 - Evolução do crescimento bacteriano na região submersa.
(Coluna C)

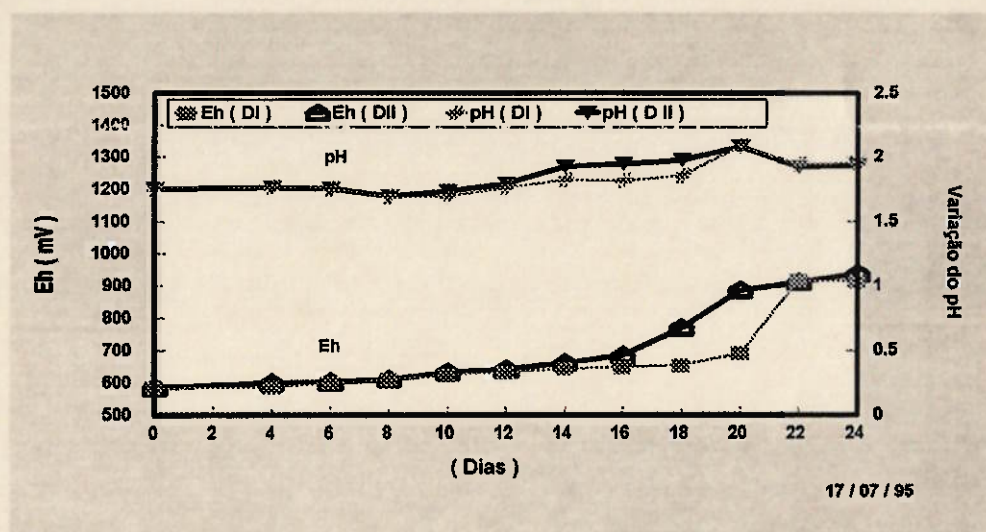


Figura 5.16 - Evolução do crescimento bacteriano na região submersa.
(Coluna D)

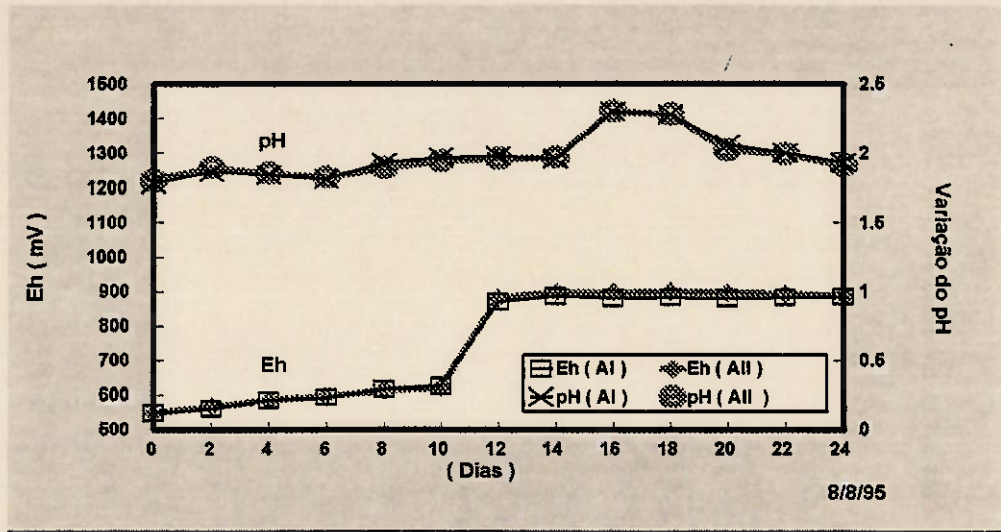


Figura 5.17 - Evolução do crescimento bacteriano na região aerada.
(Coluna A)

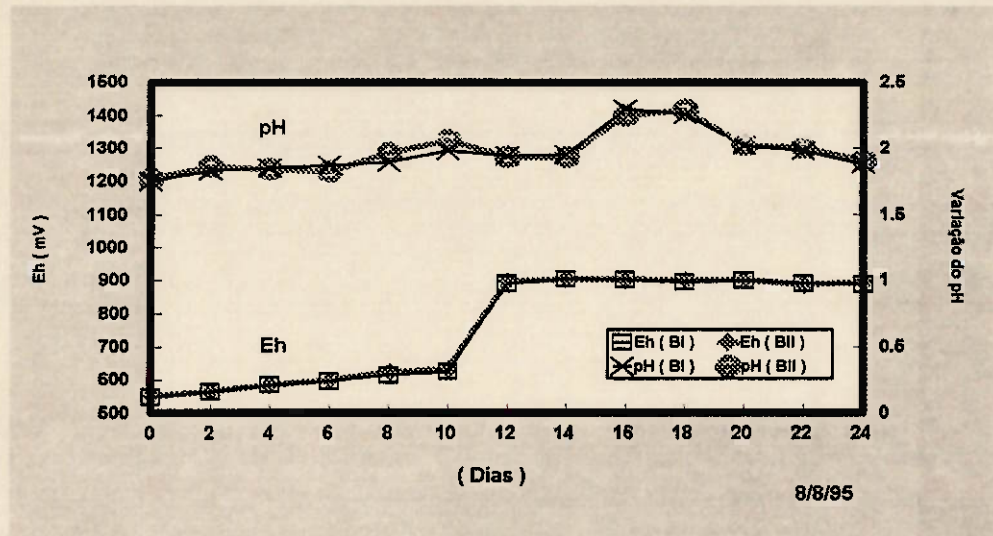


Figura 5.18 - Evolução do crescimento bacteriano na região aerada.
(Coluna B)

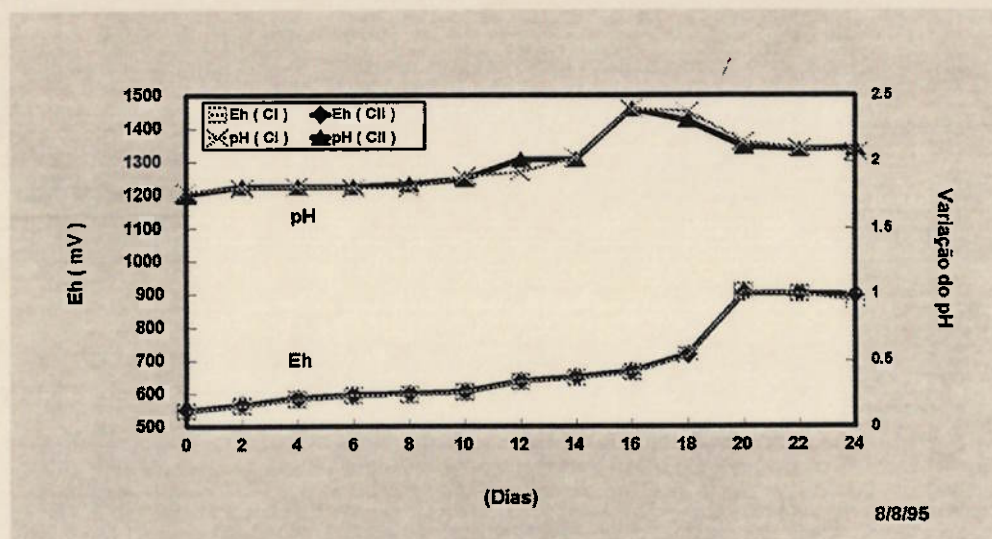


Figura 5.19 - Evolução do crescimento bacteriano na região submersa.

(Coluna C)

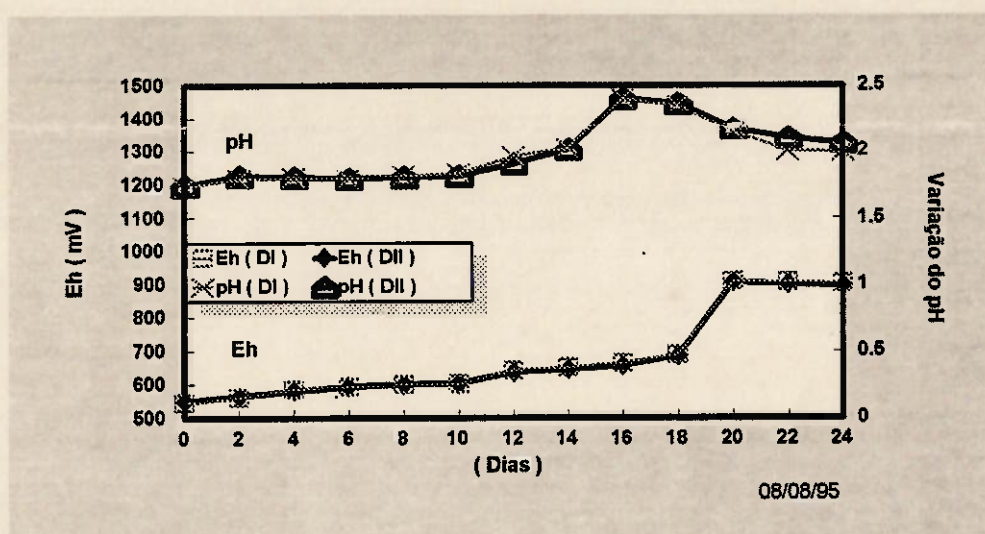


Figura 5.20 - Evolução do crescimento bacteriano na região submersa.

(Coluna D)

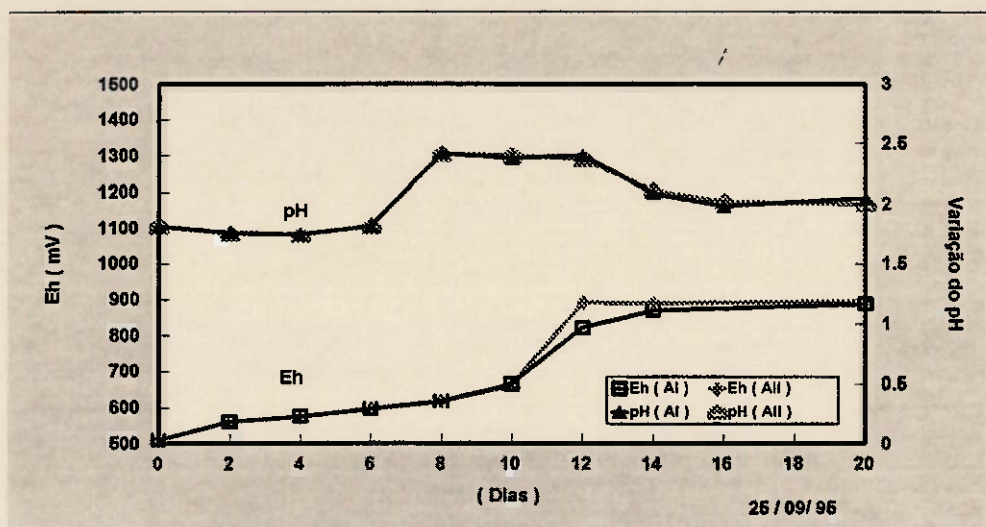


Figura 5.21 - Evolução do crescimento bacteriano na região aerada.
(Coluna A)

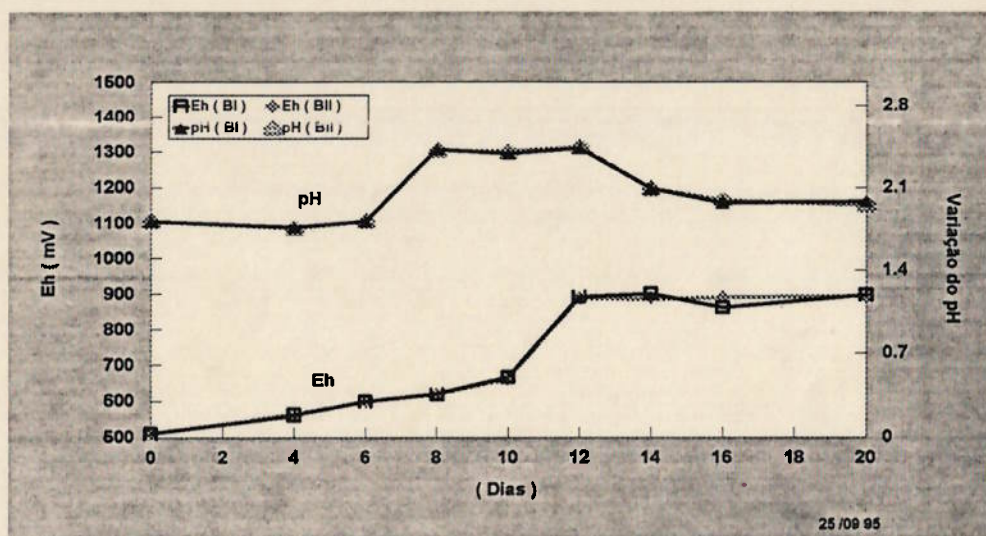


Figura 5.22 - Evolução do crescimento bacteriano na região aerada.
(Coluna B)

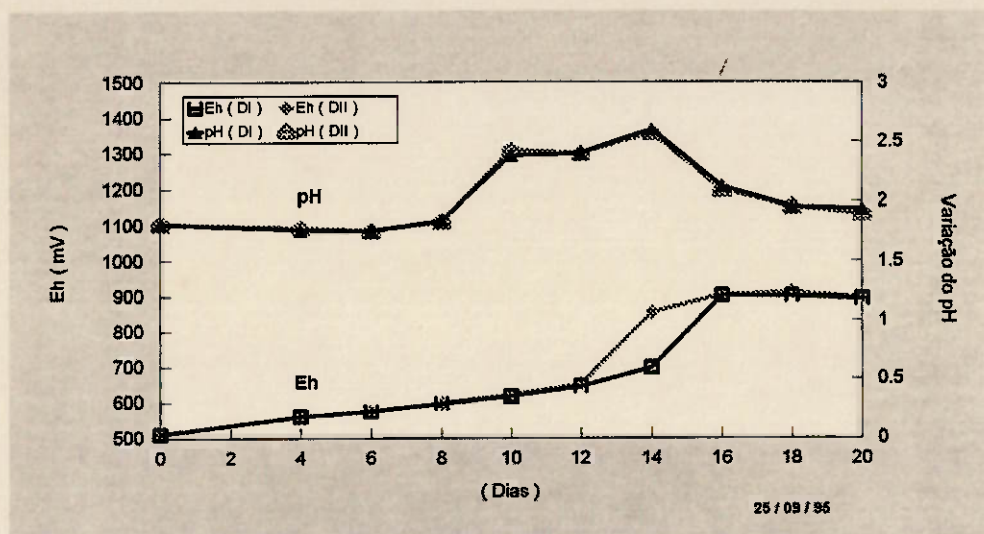


Figura 5.23 - Evolução do crescimento bacteriano na região submersa.

(Coluna C)

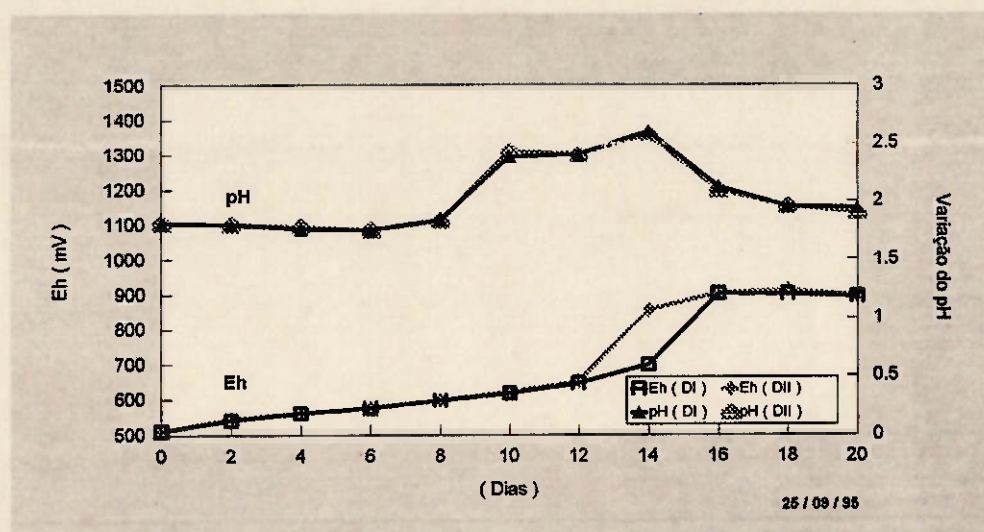


Figura 5.24 - Evolução do crescimento bacteriano na região submersa.

(Coluna D)

Faixa de Variabilidade dos Valores de pH.

A medição dos valores de Eh bem como do pH, são indicativos de se a produção da drenagem ácida será ou não efetiva para um determinado corpo mineral. Observando-se a Figura 5.25 que contém os dados monitorizados no campo pelos técnicos do controle ambiental da mina, verifica-se que por um longo período que abrange inclusive as épocas das chuvas e estiagem, não se constata variações sensíveis nos valores médios do pH. Por outro lado, os dados obtidos no laboratório confirmaram este comportamento (Figuras 5.9 e 5.10). Ao que tudo indica, existe um **efeito tamponador**, mantendo a acidez estabilizada. Analisando-se os constituintes mineralógicos do material estudado, verifica-se que o mesmo não contém carbonatos, sendo constituído por minerais de ferro e predominantemente por aluminossilicatos.

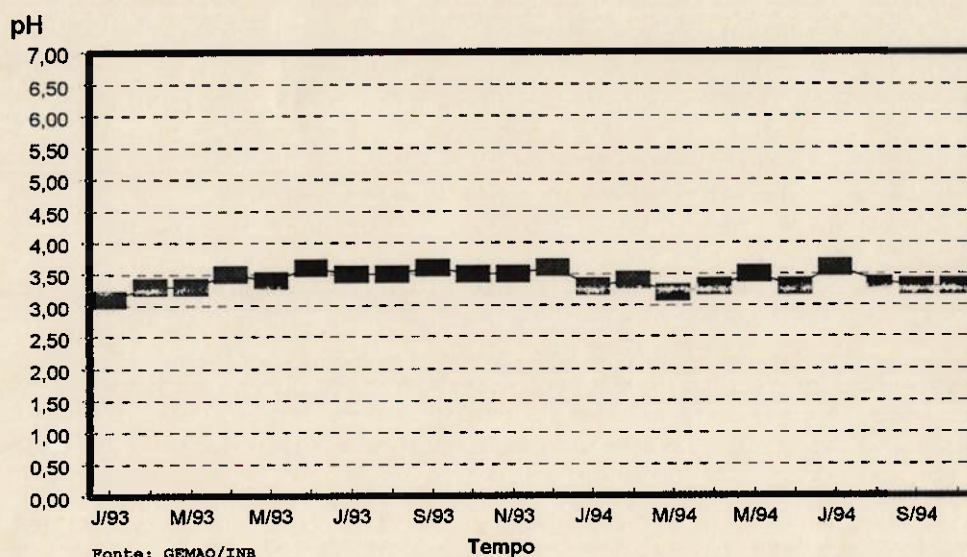
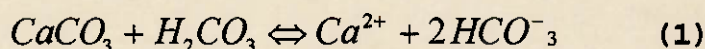


Figura 5.25 - Valores médios mensais de pH monitorados na bacia de captação (ponto 75).

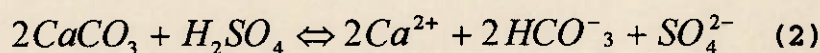
Reações de Intemperismo.

Em trabalho publicado por BRICKER e RICE (1989), onde os autores estudaram a influência da formação geológica de distintas localidades de Frederick County (EUA), os mesmos descrevem que a neutralização seja da acidez natural ou daquela provocada pelo homem, é devido à reação dos íons hidrogênio com os minerais primários encontrados na rocha matriz. A capacidade de neutralização das drenagens ácidas

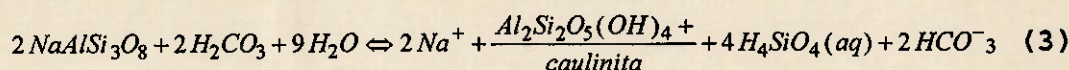
é produto primeiramente do intemperismo dos minerais pelo ácido carbônico gerado pelo processo microbiológico no próprio solo. Se a rocha contém minerais carbonatados como por exemplo a calcita (o que não é o caso do estéril em estudo), 2 moles de bicarbonato serão produzidos para cada mol de calcita dissolvida pelo ácido carbônico:



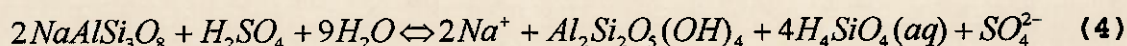
O intemperismo dos minerais carbonatados causado pelos ácidos fortes (H_2SO_4 , HNO_3), produz 1 mol de íons bicarbonato por mol de mineral dissolvido:



Se o mineral albita for lixiviado pelo ácido carbônico, 1 mol de íons bicarbonato será produzido para cada mol de albita dissolvido:

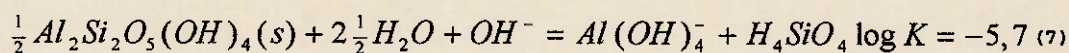
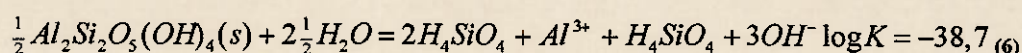
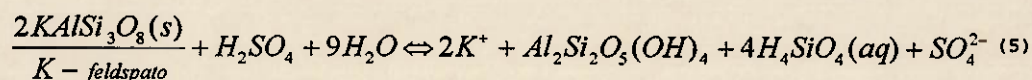


Os íons sódio, a sílica dissolvida e o argilo-mineral caulinita são subprodutos desta reação. Os íons sódio e sílica dissolvidos, juntamente com o bicarbonato, contribuem para a carga de sólidos dissolvidos no fluxo da drenagem, sendo que a caulinita permanece dentro da região inundada como produto residual. Ainda na avaliação desses mesmos autores, esses tipos de reação (Equações 1, 2, e 3) são as responsáveis dentro da região que se encontra abaixo da linha d'água, pelo efeito de neutralização, com suprimento de cátions básicos e sílica dissolvida para a drenagem. Por outro lado, como não poderia deixar de ser, o intemperismo causado aos minerais silicatados pelos ácidos fortes, não produz íons bicarbonato, embora venha a causar a neutralização da acidez produzindo cátions e sílica:



Devido a ausência de estudos mais aprofundados até o presente momento com relação ao estéril da mina de urânio de Poços de Caldas, a explicação da manutenção do pH dentro de uma estreita faixa de variabilidade pode ser creditada a reações similares à reação (4) que vêm ocorrendo no interior da pilha e ocorreram nas colunas do laboratório. Segundo BRICKER (1979), apud STUMM & MORGAN (1981), dentre

outras reações de intemperismo, incluem-se às de alguns silicatos que podem ser solubilizados, e em princípio a composição de equilíbrio das águas em contato com esses minerais pode ser calculada a partir dos produtos de solubilidade ou relações de estabilidade:



Conforme TARDY (1976), GARRELS (1977), MATIGOT e SPOSITO (1978), NRIAGU (1975) e CHEN (1977), apud STUMM e MORGAN (1981), a avaliação da solubilidade dos minerais combinada com as observações do campo, contribuem para uma melhor compreensão das inter-relações funcionais entre os minerais e seus respectivos ambientes. As reações globais de intemperismo evidente são caracterizadas pelo decréscimo na energia livre. Esta última deve ser relativamente pequena; lixiviações seqüenciais com soluções frescas tendem a diminuir o quociente de reação Q , uma vez que $\Delta G = RT \ln(Q/K)$, como conseqüência, a reação de intemperismo é direcionada para a direita. A seqüência do intemperismo termodinâmico poderia ser especificada se as relações de estabilidade das várias rochas pudessem ser confiavelmente definidas. Infelizmente, as informações sobre a energia livre de formação dos aluminossilicatos é insuficiente, e os dados termoquímicos para muitos minerais de significância ainda não são conhecidos com qualquer precisão, sendo que a literatura registra valores conflitantes de diversos autores. Os dados termoquímicos para os aluminossilicatos à baixas temperatura e pressão, devem ser obtidos pela extrapolação de estudos sobre o equilíbrio mineralógico à altas temperaturas e pressões ou de tediosos estudos de solubilidade à baixas temperaturas. As energias livres de formação também podem ser estimadas através de uma aproximação das ligações iônicas isto é, essencialmente das combinações das energias livres dos componentes óxidos e hidróxidos dos silicatos.

Além do retro mencionado, STUMM e MORGAN acrescentam que existem as seguintes incertezas adicionais: (1) não se tem conhecimento da composição exata da fase sólida; (2) uma vez que em muitos minerais os cátions trocam de posição uns com os outros, não se tem a certeza se o sólido deveria ser considerado como um sólido "puro" ou como uma solução sólida; (3) a maioria dos silicatos de alumínio são metaestáveis, e (4) a energia livre e solubilidade de um mineral varia com a cristalinidade. Essas dificuldades causam as incertezas de uma seqüência detalhada da termodinâmica do intemperismo. Utilizando-se valores tentativos dos constituintes de equilíbrio, os princípios do comportamento químico das rochas na água podem ser limitados e a construção dos diagramas de estabilidade é que será de utilidade para a compreensão das transformações do intemperismo.

V.3.2 - Parâmetros Químicos.

Dentre as espécies químicas solubilizadas nas quatro colunas, o acompanhamento analítico recaiu sobre os seguintes elementos: SO_4^{2-} , F^- , Fe , Al^{3+} , Ca^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , UO_2^{2+} . Os radionuclídeos ^{228}Ra , ^{226}Ra , Th , de grande importância no que se refere à poluição ambiental e que também encontram-se em solução não foram analisados pois, como mencionado anteriormente, necessita-se de volumes de amostras que seriam incompatíveis com a escala em que foram conduzidos os experimentos. Por outro lado, para os citados elementos, bem como o urânio, as análises são realizadas nos laboratórios do CIPC, o que demandaria muito tempo para retorno dos resultados.

Os dados obtidos podem ser verificados nos gráficos que se seguem, sendo que a presença dos íons Al^{3+} , Ca^{2+} , Mn^{2+} , F^- está relacionada com a lixiviação dos aluminossilicatos, conforme foi discutido no tópico anterior. Os gráficos das evoluções desses elementos para as duas condições estudadas podem ser observados nas Figuras 5.26 a 5.29.

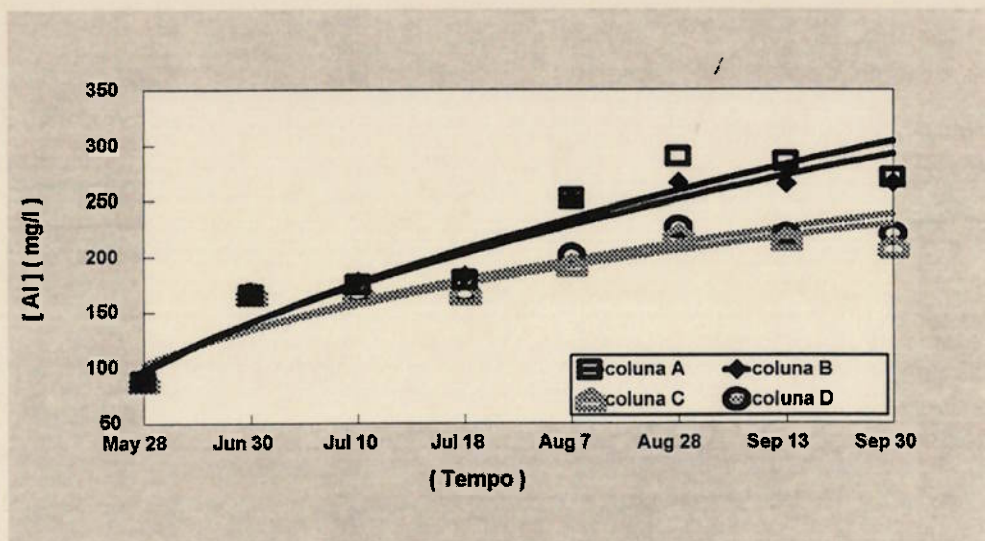


Figura 5.26 - Evolução do alumínio para as condições estudadas.

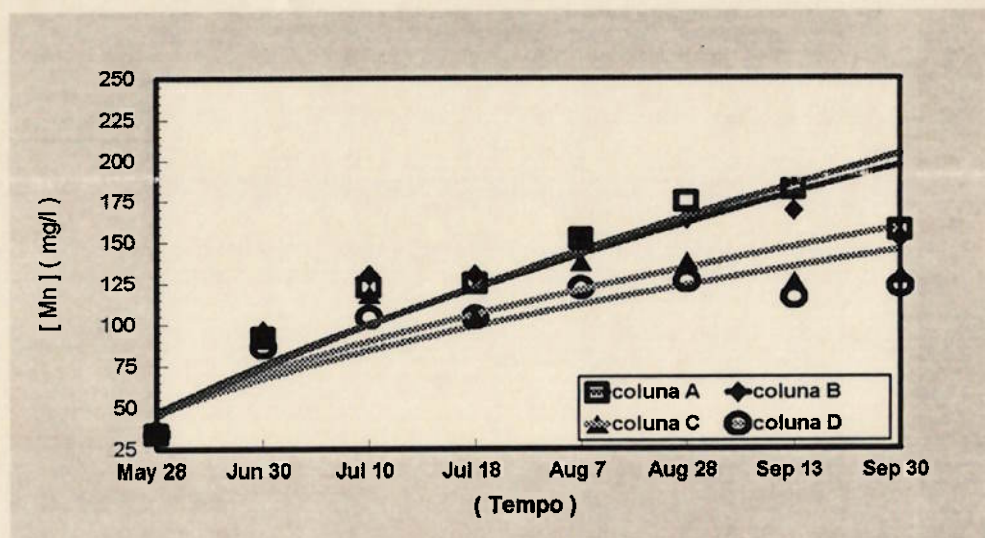


Figura 5.27 - Evolução do manganês para as condições estudadas.

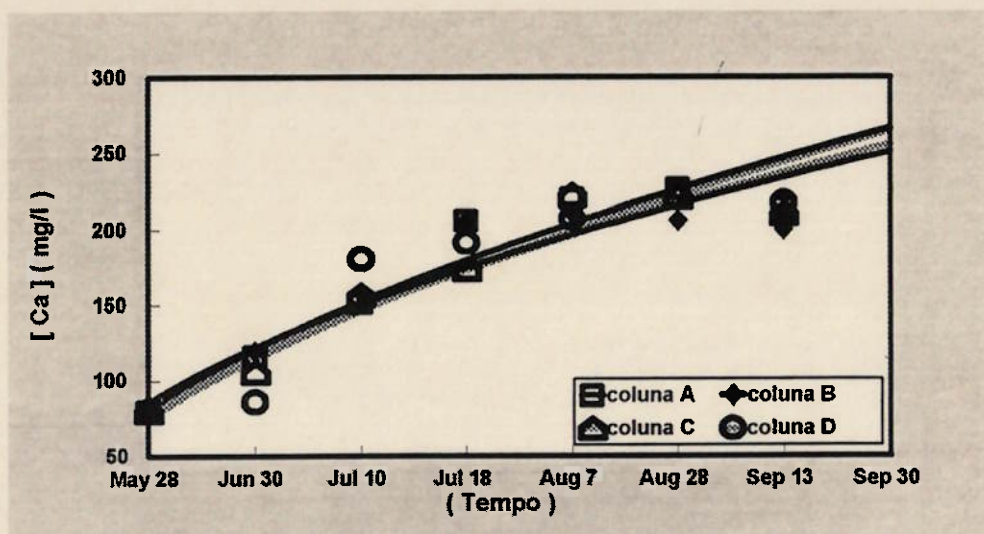


Figura 5.28 - Evolução do cálcio para as condições estudadas.

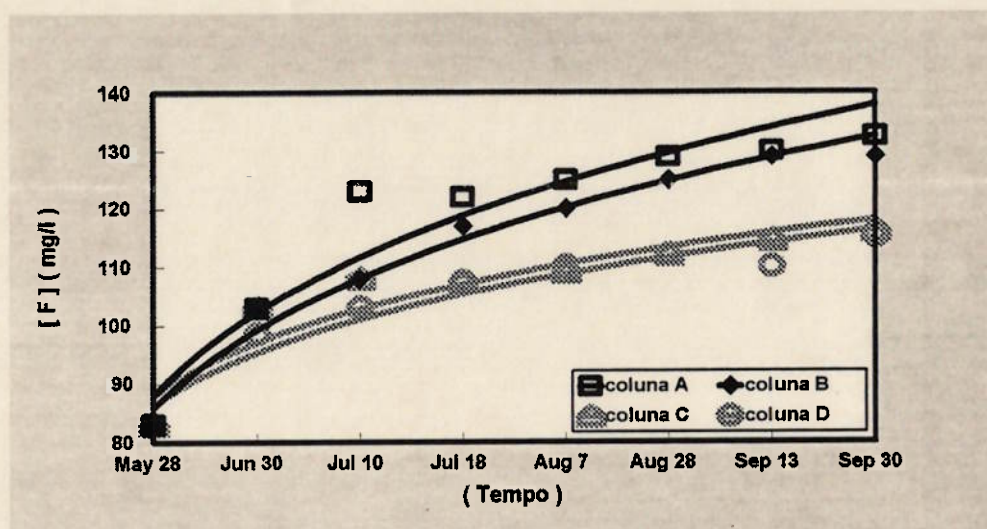


Figura 5.29 - Evolução do flúor para as condições estudadas.

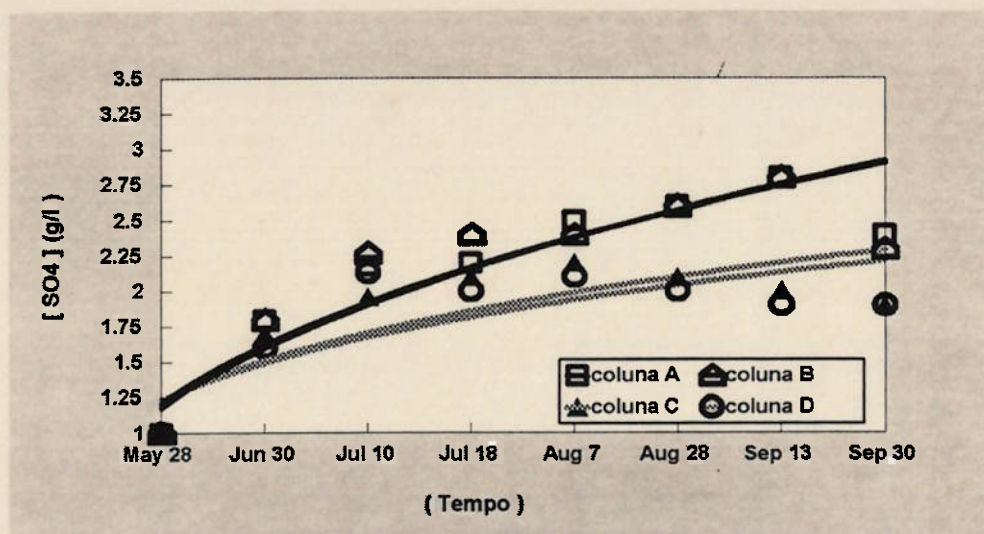


Figura 5.30 - Evolução do sulfato para as condições estudadas.

Com relação às solubilizações dos elementos zinco, ferro e sulfato, chama-se a atenção para dois fatos, a saber:

(1) o aumento nas concentrações de sulfato para as quatro colunas em tão curto período, se deve às adições de ácido sulfúrico e ao meio de cultura, que também contém o radical em questão (Figura 5.26). Com relação à taxa de extração ter sido superior para a condição de aerobiose do que para a condição de anaerobiose, isto se deve ao fato de que o estéril no início dos experimentos apresentava teores de 99 mg/Kg de *Zn* e 32 mg/Kg de *Cu*, sendo que no MEV, confirmou-se a presença desses mesmos elementos associados ao enxofre. Partindo-se do princípio da existência de outros sulfetos, YAKONTOVA et al. (1980), apud KARAVAIKO et al. (1988), constataram que os principais fatores determinantes da intensidade e direção do processo de oxidação, incluindo a oxidação biogênica, são o potencial de eletrodo (ϵ_p) do mineral e o potencial redox (E_h) do eletrólito (solução). O potencial de eletrodo (ϵ_p) do mineral (diferença de potencial na interface mineral/eletrólito) é diretamente proporcional ao trabalho realizado pela saída de um elétron da estrutura cristalina de um mineral e é uma medida da sua suscetibilidade com relação à oxidação. O que se conhece como série eletroquímica dos minerais, na qual os últimos estão arranjados de acordo com o valor de seu potencial ϵ_p , em geral corresponde às suas resistências à oxidação, e por isso mesmo, esses potenciais devem ser considerados como um critério para o comportamento dos minerais em um processo

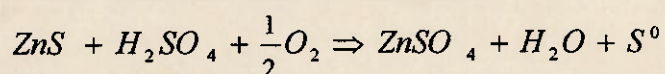
natural. Dessa forma o mineral que apresentar maior valor de ϵ_p , é menos suscetível à oxidação do que aquele com menor valor sob as mesmas condições, e quando os dois estão em contato (como foi verificado no caso do estéril do bota-fora 4), o de menor potencial atua como anodo (solubilizando-se), ficando o de mais alto potencial sob proteção catódica. Na Tabela 5.11 podemos verificar os minerais e respectivos potenciais (ϵ_p), encontrados experimentalmente de acordo com suas resistências à oxidação. Chama-se a atenção para o fato de que alguns autores publicam valores um pouco diferentes, mantendo contudo a seqüência e evidentemente o mesmo princípio teórico.

Tabela 5.11 - Potencial de oxidação para alguns sulfetos.

Sulfeto	Potencial (mV)
Galena	300
Calcocita	350
Esfalerita	350
Calcopirita	400
Bismutita	400
Pirrotita	450
Tetraedrita	450
Arsenopirita	500
Pentladita	550
Pirita	550-600

Fonte: KARAVAIKO et al. (1988)

LIZAMA e SUZUKI (1990), verificando a interação da pirita com a esfalerita e a calcopirita em presença do *T. ferrooxidans*, constataram, dentre outros efeitos, que a solubilização do zinco superou a extração do ferro em mais de 60%, quando os dois minerais estavam em contato. SOUZA e COSTA (1993), no trabalho de adaptação de bactérias ao concentrado refratário de ouro da localidade de Tiouit (Marrocos), também constataram que no período de adaptação, ocorreu a solubilização do zinco em detrimento dos outros metais presentes nos demais sulfetos. Como se observa, por ser a esfalerita mais facilmente oxidável do que a pirita, tudo indica que a reação:



é a responsável pelos maiores teores de zinco do que ferro em solução (uma vez que a curva de solubilização para o zinco mostrou-se bem caracterizada - Figura 5.31), pela crescente extração de sulfato, e por contribuir para o

efeito tamponador juntamente com o intemperismo dos aluminossilicatos

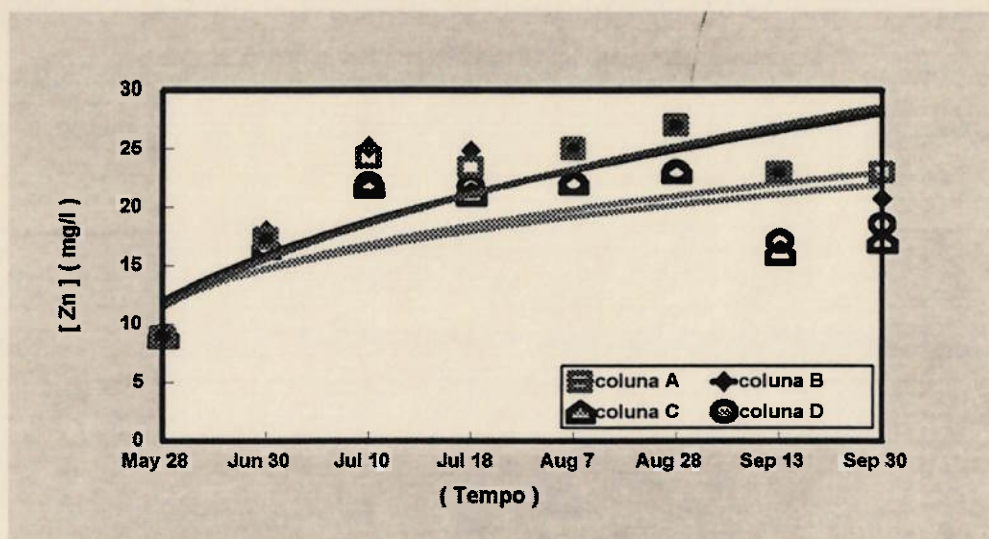


Figura 5.31 - Evolução do zinco para as condições estudadas.

(2) mesmo acrescentando-se o meio de cultura que contém ferro, não se observa nenhum acréscimo significativo nas concentrações de Fe_t (Figura 5.32). Tal comportamento é facilmente assimilável, uma vez que, como já foi discutido e verificado no diagrama do tipo POURBAIX (Figura 11), praticamente operou-se todo tempo na região de $Fe(OH)^{++}$. Da mesma forma que os demais elementos, o ferro contido nos minerais como pirita, goethita e outros presentes no estéril, também sofreu o intemperismo do meio acidulado, sendo lentamente solubilizado. Na Tabela 5.12, podemos verificar a ordem de precipitação para vários metais em soluções diluídas, à medida que o valor do pH vai aumentando.

Tabela 5.12 - Precipitação dos metais em função do pH.

Ion	pH	Ion	pH
Fe^{3+}	2,0	Na^{2+}	6,7
Al^{3+}	4,1	Cd^{2+}	6,7
Cr^{3+}	5,3	Co^{2+}	6,9
Cu^{2+}	5,3	Zn^{2+}	7,0
Fe^{2+}	5,5	Hg^{2+}	7,3
Pb^{2+}	6,0	Mn^{2+}	8,5

Fonte: DEAN, FRANK e LANQUETTE (1972).

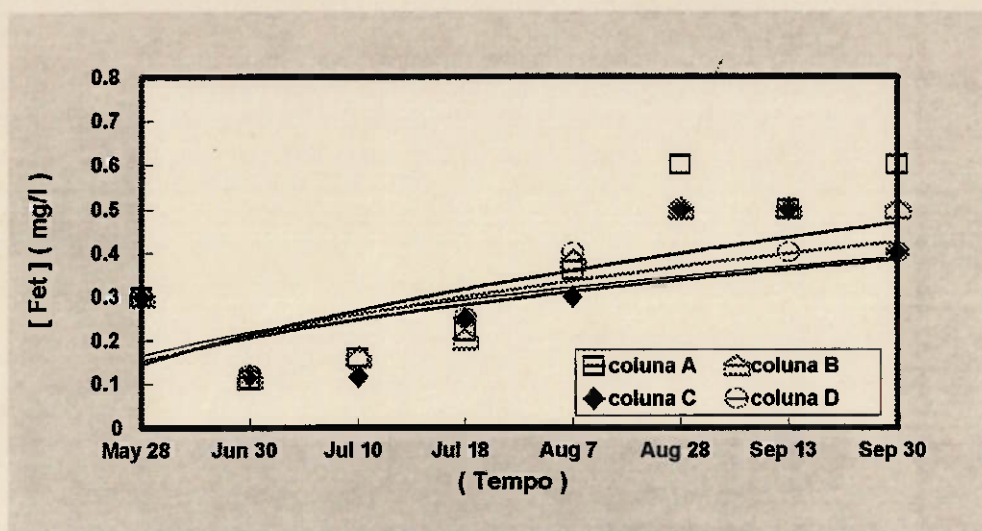


Figura 5.32 - Evolução do ferro para as condições estudadas.

DEAN, FRANK e LANOUILLE (1972), em trabalhos realizados sobre remoção de metais pesados de efluentes contaminados, descrevem que o ferro solubilizado oxida-se para a forma de Fe^{3+} , e precipita-se como hidrato férrico altamente insolúvel, mesmo quando o valor do pH encontra-se abaixo de 2,0. Por outro lado STUMM e MORGAN, estudando o mecanismo de oxidação do íon ferroso em soluções ácidas (pH < 4,0), verificaram que a velocidade de reação não depende do valor do pH e verificaram que a oxidação do ferro nestes sistemas não é caracterizada pela mesmas relações cinéticas que descrevem as reações em meio neutro. Utilizando-se dos resultados experimentais para os sistemas ácidos obtidos por SINGER e STUMM (1970), com os resultados obtidos por STUMM e LEE (1961) para os sistemas neutros, STUMM e MORGAN (1981) construíram o gráfico de oxidação do Fe^{2+} , para toda faixa de variação de valores de pH. Além disso, concluíram que a reação de oxidação é catalisada pelas interfaces e pela ação da luz, sendo que em presença desta a reação é duas ou três vezes mais rápida do que na ausência da mesma. A oxidação do íon ferroso é seguida de hidrólise para hidrato férrico insolúvel, $Fe^{3+} + H_2O = Fe(OH)^{2+} + H^+$, sendo que a ligação do grupo hidroxila ao íon férrico é muito rápida.

Além de se operar com valores de pH compreendidos na faixa 3,0 - 3,35, praticamente todo o tempo, como vimos anteriormente, o estéril do bota-fora 4 apresenta uma razoável percentagem de finos, o que contribui para a retenção mecânica e físico-química do ferro precipitado. Para que se tenha uma melhor compreensão desse fenômeno,

necessário se torna a caracterização química (via úmida e instrumental) e mineralógica do material sólido, após o encerramento dos testes.

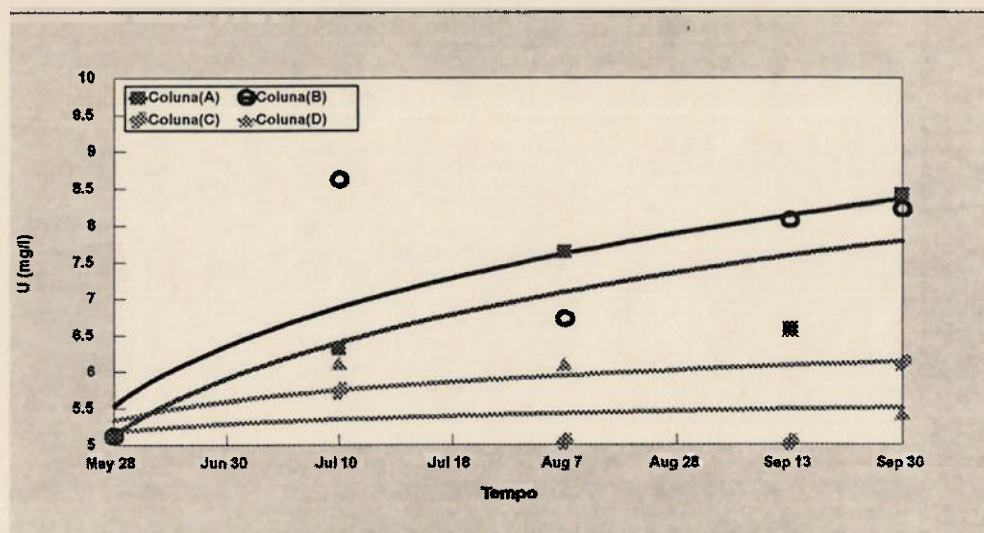


Figura 5.33 - Evolução do urânio para as condições estudadas.

A extração do urânio atingiu valores de até 40% acima do valor inicial (Figura 5.33), o que certamente deve ter ocorrido com os demais radionuclídeos, uma vez que os dados do campo (não apresentados neste trabalho), mostram uma correlação entre os mesmos. No que diz respeito às considerações sobre solubilização do minério de urânio de baixo teor do CIPC em presença de bactérias, o assunto foi devidamente abordado por GARCIA (1989).

CAPÍTULO VI

CONCLUSÕES

Os estudos de laboratório utilizando-se colunas para simulação das regiões de oxidação e redução, foram de grande importância para que se comece a compreender os complexos mecanismos de oxidação que ocorrem na pilha de estéril. A importância do trabalho reside no fato de que a literatura mundial especializada no assunto registra situações semelhantes às que ocorrem em Poços de Caldas, inclusive com modelos matemáticos baseados em dados obtidos em trabalhos de campo. Porém para o nosso caso específico, este é o primeiro estudo realizado englobando os aspectos químico, físico-químico e biológico, visando a caracterizar o comportamento da pilha de estéril do CIPC.

Dos resultados obtidos, os seguintes pontos merecem destaque:

(1) as fotomicrografias realizadas com a amostra original revelaram pirita atacada por bactérias, como também em associações com outros sulfetos de menores potenciais de oxidação. Por outro lado, dentre os elementos solubilizados, o ferro apresentou as menores concentrações. Este comportamento pode ser explicado pelos seguintes fatos:

- devido a pouca quantidade de pirita verificada na rocha (<0,2%), e grãos com diâmetro em torno de 80µm, o mineral apresenta reatividade química intermediária - subentende-se uma geração de ácido moderada. Pirita do tipo framboidal com grãos em torno de 5µm é que apresenta alta reatividade química;
- o sistema manteve-se na faixa de valores de pH [3,0 - 3,5] e potencial redox em torno de 650 mV, o que pelo diagrama Eh-pH é uma região de atuação da bactéria, porém o ferro encontra-se sob a forma de $Fe(OH)^{++}$; e
- o potencial de oxidação do sulfeto de zinco é menor do que o da pirita; em função disto, a esfalerita solubiliza-se preferencialmente à pirita.

(2) a manutenção dos valores do pH na faixa 3,0 - 3,5, repetindo o comportamento verificado no campo por um longo período de tempo, pode ser atribuída a dois fatores:

- primeiramente ao que foi descrito no item anterior, e em segundo lugar, às reações dos aluminossilicatos com o ácido gerado, uma vez que a petrografia indicou serem as amostras constituídas de rochas alcalinas parcialmente alteradas, e essas rochas apresentam reatividade química intermediária (os carbonatos apresentam alta reatividade química). Por outro lado, este fator é contrabalanceado pela alta reatividade dos finos presentes (>20%) que contribuem para o tamponamento, e conseqüente estabilização dos valores do pH na faixa verificada.

(3) uma vez que as concentrações das espécies químicas solubilizadas são maiores na região de oxidação, e após verificação de que as bactérias existentes na região submersa (anóxica) apresentam menor atividade do que aquelas que se encontram na região de oxidação, tudo indica que nesta última o processo de geração de ácido é governado pelo mecanismo químico, enquanto na primeira prevalece o biológico.

A importância desta constatação reside no fato de que existem três pequenos córregos soterrados pelo bota-fora 4, além da infiltração da barragem do Consulta. O contato permanente sólido/água, favorece o processo de geração de ácido. Dessa forma, a solução para o problema das drenagens ácidas do bota-fora 4 não se restringirá somente à parte superior da pilha em contato com o ar. Como foi anteriormente frisado "o fundo do vale foi previamente preparado com construção de drenos profundos para possibilitar o escoamento das águas, drenos estes constituídos de matações de rochas estéreis, recobertas com material de transição (rochas estéreis com granulometria fina) e argilas."

Devido à limitação do tempo, no presente trabalho não constam os resultados obtidos na caracterização do material sólido após o encerramento dos experimentos. Este estudo será realizado para que, dentre outros parâmetros, se estabeleça uma correlação entre os valores de Eh e pH, com a precipitação do ferro que certamente encontra-se retido no material, e preferencialmente nas frações finas. Os resultados apresentados referem-se aos dados obtidos

analisando-se somente a lixívia (drenagem ácida), o que não compromete a validade do trabalho, como também não impossibilitou a que se chegasse a conclusões que em muito auxiliarão nos estudos subseqüentes. Por outro lado, como já foi mencionado, a presente pesquisa tem que ser estendida e aprofundada, trabalhando-se com maior volume de material, sendo as amostras coletadas nos mesmos pontos, porém com maior profundidade.

Testemunhos de sondagem também deverão ser objeto de estudo, uma vez que serão de fundamental importância para as caracterizações necessárias ao entendimento dos mecanismos de oxidação que ocorrem no interior do corpo do bota-fora 4.

Finalmente, é interessante salientar que este estudo é parte de um programa de pesquisa mais abrangente sobre os bota-foras, que em última análise objetiva a estabilização química e biológica dos mesmos. Dentro deste programa, várias etapas terão que ser estudadas e desenvolvidas como:

(i) estudo dos ciclos de chuvas e estiagem, a fim de que se estabeleça correlações com o fluxo da drenagem e conseqüentemente a carga química do efluente;

(ii) estudos de estabilização física com cobertura e plantio da área, evitando dessa forma infiltrações das águas de precipitação bem como do oxigênio que favorecem em muito as reações química e biológica;

(iii) instalação de piezômetros para determinação do nível ou grau de saturação;

(iv) estudo do problema das infiltrações dos córregos, tanto o de superfície quanto aqueles soterrados, que favorecem as reações e transporte da drenagem e pressão hidrostática, dentre outros.

Como é de fácil constatação, esse e outros problemas ambientais exigirão uma estreita interação multidisciplinar, bem como uma relação harmoniosa entre os órgãos governamentais reguladores, engenharia de projeto e operadores da mina. Tudo isso reforçado pela implantação e continuidade de uma política a longo termo de recuperação ambiental.

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

CAPÍTULO I

1. ATKINSON, K. The role of mineral processing in reducing the environmental impact of mining activity in Cornwall, UK. **Minerals Engineering**, v.7, n.8, p.967-973, 1994.
2. LAWRENCE, R.W. Prediction of the behaviour of mining and processing wastes in the environment. In: **Western Regional Symposium on Mining and Mineral Processing Wastes**. Berkeley, CA. 1990. **Proceedings**. Ed. F. M. Doyle, Littleton, CO, AIME/SME Publication, 1990. May 30-June 1, p.115-121.
3. PITCHEL, J.R.; DICK, W.A. Sulfur, iron and solid phase transformation during the biological oxidation of pyritic mine spoil. **Soil, Biology & Biochemistry**, v.23, n.2, p.101-107, 1991.
4. ANTHONY, M. Environmental compliance technology. **Mining Annual Review**, p.9-11, 1993.
5. Acid mine drainage research in Canada. **CIM Bulletin**, v.86, n.969, p.29, April 1993.
6. WIATZKA, G.M. et al. Approach to mine decommissioning in Europe: decommissioning the former East German uranium industry. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**, Sudbury, Ontario, Canada 1995. **Proceedings**. May 28-June 1, v.1, p.395-404.
7. FEASBY, D.G.; CHAMBERS, D.B.; SCHARER, J.M.; PETTIT, C.M.; DAKERS, R.G.; GOLDSWORTHY, M.H. International perspective on the role of acid generation in selecting decommissioning techniques for uranium mining sites in Eastern Germany. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, 1994. April 24-29. **Proceedings**. v.1, p.67-76.

8. DUNN, A.R.; HODDINOTT, P.J. Surface Mining. **Mining Annual Review**, p.30-41, July 1993.
9. KENNEDY, A. Eastern Europe: Mining and the Environment. **Mining Magazine**, p.369-370, June 1992.
10. BENNETT, J.W.; GIBSON, D.K.; RITCHIE, A.I.M.; TAN, Y.; BROMAN, P.G.; JÖNSSON, H. Oxidation rates and pollution loads in drainage; correlation of measurements in a pyritic waste rock dump. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, 1994 April 24-29. **Proceedings**. p.400-409.
11. GREEF, J.C. The environmental management programme route to integrated environmental management: A South African mining industry perspective. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, 1994, April 24-29. **Proceedings**. p.269-274.
12. WILLIAMS, R.D. The Bureau of Land Management acid rock drainage policy an evolution in environment protection. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, 1994, April 24-29. **Proceedings**. p.264-268.
13. STUART, D.M. et al. Developments in predicting and management of acid forming mine wastes in Australia and Southeast Asia. In: **International Land Reclamation and Mine drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, 1994 April 24-29. **Proceedings**. p.177-184.
14. LAPAKKO, K.A. Comparison of Duluth complex rock dissolution in the laboratory and field. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, 1994 April 24-29. **Proceedings**. p.419-428.

15. HARRIES, J.R.; RITCHIE, A.I.M. Runoff fraction and pollution levels in runoff from a waste rock dump undergoing pyritic oxidation. **Water Air Soil Pollution**. v.19, p.155-170, 1983.
16. JOYCE, C.; RYAN, P. Integrated environmental engineering for acid mine drainage control in Australia. In: **International Symposium on Biohydrometallurgy**, Warwick (U.K.) 1987. **Proceedings**. p.185-194.
17. GUSEK, J.J.; GORMLEY, J.T. and SCHEETZ, J.W. Design and construction aspects of pilot-scale passive treatment systems for acid rock drainage at metal mines. In: **Symposium 'Hydrometallurgy'94**. Institution of Mining and Metallurgy and the Society of Chemical Industry. Cambridge, England 1994. July 11 to 15. **Proceedings**. p.778-793.
18. HAKANSSON, S.; KARLSSON, S. ; ALLARD, B. Effects of increased iron concentration on the mobility of cadmium, copper and zinc in leachates after remedial actions at an old sulphidic mine waste site. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, 1994 April 24-29, **Proceedings**. p.336-345.
19. ZIEMKIEWICZ, P.F.; MEEK JR., F.A. Long term behavior or acid forming rock: results of 11-year field studies. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, 1994 April 24-29. **Proceedings**. p.49-56.
20. MOORE, S. Japanese will use bioremediation to clean up a Chinese mine site. **Chemical Engineering**, Suplemento, p.45. Aug. 1994.
21. DEPARTAMENTO NACIONAL DA PRODUÇÃO MINERAL. **Informativo Anual da Indústria Carbonífera 1994**. Ano 12, 1993. Jul. 1994.
22. SÁNCHEZ, L.E. et al. Cumulative impacts and environmental liabilities in the Santa Catarina coalfield in southern Brazil. In: **The Third**

International Conference on Environmental Issues And Waste Management In Energy And Mineral Production. Perth, Western Australia, 1994. **Proceedings.** p.75-85.

23. MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL (1990) apud SÁNCHEZ et al. (1994).
24. USUI, Y.; MAEYAMA, O. (1993) apud SÁNCHEZ et al. (1994)
25. MILIOLI, G. (1993) apud SÁNCHEZ et al. (1994)
26. NIDECO (1978) apud SÁNCHEZ et al. (1994).
27. INB produz novo concentrado a partir de areias monazíticas. **Brasil Mineral**, v.122, p.5, ano 11, 1994.
28. **PLANO DE PROTEÇÃO E CONTROLE AMBIENTAL DO CIPC** - Gerência de Licenciamento de Projetos - GLPRO. 1993. Indústrias Nucleares do Brasil/Interno.
30. AMARAL, E.C.S. **Comportamento do ^{226}Ra no ambiente aquático da região da mina de urânio, Poços de Caldas, MG.** Rio de Janeiro 1979. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biofísica, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
31. PRADO, V. et al. Risk management in environmental pollution: a case study of the uranium mining and milling facilities at Poços de Caldas, Minas Gerais, Brazil. In: **SYMPOSIUM ON NUCLEAR ENERGY AND THE ENVIRONMENT** - Latin American Section of the American Nuclear Society. Reference Number: II.6.1993.
32. WIIKMANN, L.O. Caracterização química e radiológica do minério/estéril proveniente da mineração de urânio do Planalto de Poços de Caldas. s.l. **Plano de Dissertação de Mestrado** apresentado ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura/USP. INB/1994.

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

CAPÍTULO II

1. ATKINSON, K. The role of mineral processing in reducing the environmental impact of mining activity in Cornwall, UK. **Minerals Engineering**, v.7, n.8, p.967-973, 1994.
2. LAWRENCE, R.W. Prediction of the behaviour of mining and processing wastes in the environment. In: **Western Regional Symposium on Mining and Mineral Processing Wastes**. Berkeley, CA, May 30 - June 1, 1990. **Proceedings**. Littleton, CO: AIME/SME, 1990, p.115-121.
3. RITCEY, G.M. **Tailings Management: problems and solutions in the mining industry**. Amsterdam: ELSEVIER, 1989. **Process Metallurgy**, v.6.
4. MOSKALYK, R.R. Development of a protective cover for mine waste rock. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**, Sudbury, Ontario, Canada, May 28-June 1, 1995. **Proceedings**, v.1, p.99-108.
5. AMARAL, E.C.S. **Comportamento do ^{226}Ra no ambiente aquático da região da mina de urânio, Poços de Caldas, MG**. Rio de Janeiro 1979. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biofísica, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
6. DAVIS, G.B.; RITCHIE, A.I.M. A model of oxidation in pyritic mines wastes: part 1, equations and approximate solution. **Appl. Math. Modelling**, v. 10 p.314-322, 1986.
7. MORIN, K.A.; HUTT, N.M.; MCARTHUR, R. Statistical assessment of past water chemistry to predict future chemistry at Noranda Minerals' Bell Mine. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**, Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings**. v.3, p.925-934.
8. AMMONS, J.T.; SHELTON, P.A. A comparison of results from acid-base accounting versus potential acidity

- measures by the peroxide oxidation of weathered and unweathered soils containing pyrite. In: **Mine Reclamation Conference Sponsered by the American Society for Surface Mining and Reclamation and the U. S. Bureau of Mines**. Pittsburgh PA, April 19-22, 1988. **Proceedings**. p.206-221.
9. SCHARER, J.N.; PETTIT, C.M.; CHAMBERS, D.B.; KWONG, E.C. Mathematical simulation of a waste rock heap. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, April 24-29, 1994 . **Proceedings**. p.30-39.
10. JOYCE, C.; RYAN, P. Integrated environmental engineering for acid mine drainage control in Australia. In: **Mining and Mineral Processing Waste Symposium**, Berkeley, US, 1990. **Proceedings**. p.185-194.
11. ZIEMKIEWICZ, P. AMD-TIME: a simple spreadsheet for predicting acid mine drainage. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, 1994 April 24-29. **Proceedings**. p.395-400.
12. FERGUSON, D.K.; ROBERTSON, J.D. Assessing the risk of acid. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, April 24-29, 1994. **Proceedings**. p.2-11.
13. KWONG, E.C.M.; SCHARER, J.M.; BYERLEY, J.J.; NICHOLSON, R.V. Prediction and control of bacterial activity in acid mine drainage. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**, Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings**. v.1, p.211-215.
14. LAPAKKO, K. Prediction of acid drainage from Duluth Complex mining wastes in Northeastern Minnesota. In: **Mine Reclamation Conference Sponsered by the American Society for Surface Mining and Reclamation and the U. S. Bureau of Mines**. Pittsburgh PA, April 19-22, 1988. **Proceedings**. p.180-189.

15. SIBBICK, S. Prediction of acid drainage prone regions using regional geochemical survey data. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**, Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings**. v.3, p.897-904.
16. MORIN, K.A.; HUTT, N. An empirical technique for predicting the chemistry of water seeping from mine-rock piles. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, April 24-29, 1994. **Proceedings**. p.12-19.
17. MARCHANT, P.B.; LAWRENCE, R.W.; RITCEY, G.M.; POLIN, G.W. Assessment of predictive methods for the determination of AMD potential in mine tailings and waste rock. In: **Symposium on Tailings and Effluent Management 28th Annual Conference of Metallurgists of CIM**. Halifax, Nova Scotia, Canada, August 20-24, 1989. **Proceedings**.
18. CALOW, R.W.; HENEVOR, D.; STOGRAN, D.M. Comparison of the B.C. research and EPA acid mine drainage predictive static tests. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**, Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings**. v.2, p.605-611.
19. LEFEBVRE, R.; GÉLINAS, P.J. Numerical modeling of AMD production in waste rock dumps. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**, Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings**. v.2, p.869-877.
20. CHARER, J.M.; PETTIT, C. M.; CHAMBERS, D.B. and KWONG, E.C. Mathematical simulation of a waste rock heap. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, April 24-29, 1994. **Proceedings**. p.30-39.
21. WHITE III, W.W.; TRUJILLO, E.M. and CHENG-KUO, LIN. Chemical predictive modeling of acid mine drainage from waste rock: model development and comparison of modeled output to experimental data. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on**

- the **Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, 1994. **Proceedings**. April 24-29, p.157-166.
22. STUART, D. MILLER et al. Developments in predicting and management of acid forming mine wastes in Australia and Southeast Asia. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**, Pittsburgh, PA, April 24-29, 1994. **Proceedings**. p.177-184.
23. BUSSE, E. Acid drainage control and water treatment at Heath Steele. **CIM Bulletin**, p.55-61, 1974.
24. KUIT, W.J.; JACKSON, H.E.; MATTSON, R.M. Treatment of acid water at the Wedge mine, New Brunswick. **CIM Bulletin**, p.141-148, 1977.
25. RITCEY, G.M.; SLATER, M.J.; LUCAS, B.H. Use of the continuous ion exchange for removal of environmental contaminants from waste stream. **CIM Bulletin**, p.117-123, 1978.
26. HERRMANN, J.G. (1980) apud RITCEY (1989).
27. BUCEK, M.F.J.L.; EMEL, C.A.; PETRUS, J.A. SCHAD (1976) apud RITCEY (1989).
28. DUGAN, P.R. Prevention of formation of acid drainage from high-sulphur coal refuse by inhibition of iron - and - sulphur oxidizing microorganism. **Biotechnology and Bioengineering**, v.29, p.41-48, 1987.
29. VELDHUIZEN, H.; BLOWES, D.W.; SIWIK, R.S. The effectiveness of vegetation in controlling acid generation in base metal tailings. In: **Acid Mine Drainage Workshop, Environment Canada**, Halifax, N.S. 1987. **Proceedings**. p.507-536.
30. BRIERLEY, J.A.; BRIERLEY, C.L.; DREHER, K.T. Removal of selected inorganic pollutants from uranium mine waste by biological methods. In: **Int. Conference on Uranium Mine Waste Disposal**. Vancouver 1980. **Proceedings**. Cap.27, p.365-375.
31. MEEK, Jr. F.A. Evaluation of acid prevention techniques used in surface mining. In: **AIME Conference**. Denver CO, Feb. 1991. **Proceedings**. p.41-48.

32. ROBERTSON, A.; MacG., RÖHRS R.G. Sulphate removal of acid mine drainage water after lime treatment. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**. Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings.v.2**, p.575-586.
33. DAVIS, B.S.; FORTIN, D.; BEVERIDGE, T.J. Acidophilic bacteria, acid mine drainage and Kidd Creek mine tailings. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**. Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings. v.1**, p.69-76.
34. PIERCE, W.G.; BELZILE, N.; WISEMAN, M.E.; WINTERHALDER, K. Composed organic wastes as anaerobic reducing covers for long term abandonment of acid-generating tailing. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**. Pittsburgh, PA, April 24-29, 1994. **Proceedings. p.148-157**.
35. MAKI, S.; BELZILE, N.; GOLDSACK, D. Inhibition of pyrite oxidation by surface treatment. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**. Sudbury, Ontario, Canada 1995. **Proceedings. May 28-June 1, v.1**, p.1-5.
36. GEORGOPOULOU, Z.J.; FYTAS, K.; SOTO, H.; EVANGELOU, B. Pyrrhotite coating to prevent oxidation. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**. Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings. v.1**, p.7-16.
37. AUBÉ, B.C.; St-ARNAUD, L.C.; PAYANT, S.C.; YANFUL, E.K. Laboratory evaluation of the effectiveness of water covers for preventing acid generation from pyritic rock. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**. Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings. v.2**, p.495-500.
38. KLEINMANN, R.L.; CRERAR, D.A.; PACELLI, R.R. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. **Mining Engineering**, p.300-305, 1981.
39. STOGRAN, S.W.; WISEMAN, M.E. A comparison of organic and inorganic covers for long term prevention or

- amelioration of acid mine drainage. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**. Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings**. v.2, p.555-563.
- 40.ROBERTSON, J.D.; FRASER, W.W. Subaqueous disposal of reactive mine waste: An overview and update of case studies - MEND/CANADA. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**. Pittsburgh, PA, April 24-29, 1994. **Proceedings**. p.250-259.
- 41.LAPAKKO, K.A. Subaqueous disposal of mine waste: laboratory investigation. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**. Pittsburgh, PA, April 24-29, 1994. **Proceedings**. p.270-278.
- 42.St-ARNAUD, L. Water covers for the decommissioning of sulfidic mine tailings impoundments. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**. Pittsburgh, PA, April 24-29, 1994. **Proceedings**. p.279-287.
- 43.PEDERSEN, T.F. et al. Geochemistry of submerged tailing in Anderson Lake, Manitoba: recent results. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**. Pittsburgh, PA, April 24-29, 1994. **Proceedings**. p.288-296.
- 44.DAVÉ, N. K.; VIVYURKA, A.J. Water cover on acid generation uranium tailings - laboratory and field studies. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**. Pittsburgh, PA, April 24-29, 1994. **Proceedings**. p.297-306.
- 45.BÉCHARD, G. et al. Microbial treatment of acid mine drainage at Halifax International Airport In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**. Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings**. v.2, p.545-554.

46. STICHBURY, M. et al. Use of inhibitors to prevent acid mine drainage. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**, Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings**. v.2, p.613-622.
47. PAYANT, S.; St-ARNAUD, L.C.; YANFUL, E. Evaluation of techniques for preventing acid rock drainage. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**. Sudbury, Ontario, Canada, May 28-June 1, 1995. **Proceedings**. v.2, p.485-493.
48. ERGER, P.; WAGNER J. Sulphate reduction for the treatment of acid mine drainage; long term solution or short term fix ? In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**. Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings**., v.2, p.485-493.
49. BUSSIÈRE, B. et al. Utilization de résidus miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA: Analyse technico-économique sur deux cas réels. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**. Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings**. v.1, p.59-68.
50. HUMBER, A.J. Separation of sulphide minerals from mill tailings. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**. Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings**. v.1, p.149-58.
51. STUPARYK, R.A. et al. Production an evaluation of low sulphur tailings at INCO's Clarabelle Mill. In: **Sudbury'95 Conference on Mining and the Environment**. Sudbury, Ontario, Canada May 28-June 1, 1995. **Proceedings**. v.1, p.159-169.
52. KENNEDY, A. Advances in mine reclamation. **Mining Magazine**, v.166, n.6, p.334-340. 1992.
53. BROMAN, G.; GÖRANSSON, T. Decommissioning of tailings and waste rock areas at Stekenjokk, Sweden. In: **International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**. Pittsburgh, PA, April 24-29, 1994. **Proceedings**. v.I, p.32-40.
54. NORDSTROM, D.K. Aqueous pyrite oxidation and the subsequent formation of secondary iron minerals - In:

- KITTERICK, J.A., FANNING, D.S., HOSSNER, L.R. (ed), Acid Sulphate Weathering **SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICAN, MADISON.** p.37-56.
55. PITCHEL, J.R.; DICK, W.A. Influence of biological inhibitors on the oxidation of pyritic mine spoil. **Soil Biology & Biochemistry**, n.23, p.101-116, 1991 .
56. KNAPP, R. A. The biogeochemistry of acid generation in sulfide tailing and waste rock. In: **Acid Mine Drainage Seminar**, Environment Canada (Halifax, N.S.) **Proceedings** 1987 p.47-65.
57. SILVERMAN, M.P.; EHRLICH, H.L. Microbial formation and degradation of minerals. **Advances in Applied Microbiology**, n.6, p.154-206, 1964 .
58. KLEINMANN, R.L.P.; CRERAR, D.A.; PACELLI, R.R. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. **Mining Engineering**. p.300-305, Mar. 1981.
59. KARKESTEYN, G.J.M.W. Pyrite oxidation by *Thiobacillus ferrooxidans* with special reference to the sulphur moiety of the mineral. **Antonie van Leeuwenhoek** 45, 1979 p.423-435.
60. DAVIS, G.B.; RITCHIE, A.I.M. A model of oxidation in pyritic mines wastes: Part 1, Equations and approximate solution. **Appl. Math. Modelling** v.10, p.314-322, 1986.
61. CARUCCIO, F. An evaluation of factors affecting acid mine drainage production and the groundwater interactions in selected areas of Western Pennsylvania. In: **Symposium on Coal Mine Drainage Research**, Monroeville, PA, 1968. **Proceedings** p.107-152.
62. SOUZA, V.P. Lixiviação bacteriana do sulfeto de cobre baixo teor - Caraíba Metais. **Encontro de Tratamento de Minérios e Hidrometalurgia**, Recife - PE - 26/28, nov. 1980. Contribuição Técnica 26p.
63. TUOVINEV ; KELLY. Apud: GARCIA, O. Estudos da biolixiviação de Minérios de Urânio por *Thiobacillus Ferrooxidans*. Campinas , 1989. **Tese (Doutorado) - Instituto de Biologia, UNICAMP** .

64. GOULD, W.D.; BÉCHARD, G.; LORTIE, L. **The nature and role of microorganism in tailings environment: Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulphide Mine-Wastes.** Waterloo, Ontario: Jambor J.L.; Blowes, D.W., May 1994.
65. WALSH, F. & MITCHEL, R. (1972) apud Gould et al. (1994)
66. BRIERLEY, C.I. (1978) apud Gould et al. (1994).
67. KLEINMANN et al. (1981) apud Gould et al. (1994).
68. LUNDGREN, D.G. & SILVER, M. (1980) apud Gould et al. (1994).
69. McCREADE, R.G.L.; GOULD, W.D. (1989) apud Gould et al. (1994).
70. KARAVAİKO, G.I.; KUZNETS, S.I. ; COLONIZIK, A.I. **The Bacterial Leaching of Metals from Ores.** England: Technicopy /Stonehouse, 1977, 205p.
71. BENNETT, J.W.; GIBSON, D.K.; RITCHIE, A.I.M.; TAN, Y.; BROMAN, P.G.; JÖNSSON, H. Oxidation rates and pollution loads in drainage; correlation of measurements in a pyritic waste rock dump. **In: Proceedings of the 1994 International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage,** Pittsburgh, PA, April 24-29. p.400-409.
72. PRADO et al. Risk management in environmental pollution: a case study of the uranium mining and milling facilities at Poços de Caldas, Minas Gerais, Brazil. **In: Symposium On Nuclear Energy And The Environment - Latin American Section of the American Nuclear Society.** Reference Number: 2.6.
73. KALIN, M.; VAN EVERDINGEN, R.O.; McCREADY, R.G.L. Ecological engineering - interpretation of hydrogeochemical observations in a sulphide tailing deposit. **CIM Bulletin,** v.85, n.965, p.64-67, Nov./Dec. 1992.
74. BOORMAN, R.S.; WATSON, M.D. Chemical process in abandoned sulphide tailings dumps and environmental

implication for Northeastern New Brunswick. **CIM Bulletin**, p.86-96, Aug. 1976.

- 75.AHMED, S.M. Surface chemical methods of forming hardpan in pyrrhotite tailings and prevention of the acid mine drainage. In: **Proceedings of the 1994 International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage**. Pittsburgh, PA, April 24-29.p.57-66.

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

CAPÍTULO III

1. GERÊNCIA DE LICENCIAMENTO DE PROJETO. **Plano de Proteção e Controle Ambiental.** s.l. Relatório Interno. Indústrias Nucleares do Brasil S.A., 1993. Cap. 5
2. FIGUEREDO, N. et al. Gerenciamento de rejeitos da lavra de minério de urânio do CIPC. In: **REGEO'95/Simpósio sobre Barragem de Rejeito e Deposição de Resíduos, 3,** Escola de Minas/Universidade Federal de Ouro Preto. 30 ago./01 set. 1995.
3. GERÊNCIA GERAL DO CIPC, GERÊNCIA DE SEGURANÇA TÉCNICA, GERÊNCIA DE LICENCIAMENTO DE PROJETOS. **Complemento ao Plano de Controle Ambiental do CIPC para o Beneficiamento de Minério e Torta II.** Relatório Interno. s.l. Indústrias Nucleares do Brasil S.A., fev. 1992.
4. INB produz novo concentrado a partir de areias monazíticas. **Brasil Mineral,** v.122, p.5, Ano 11. 1994.
5. GERÊNCIA DA MINA DE CALDAS. **Síntese dos Trabalhos.** Relatório Interno s.l. Indústrias Nucleares do Brasil S.A., 1988.
6. Considerações sobre a evolução do Bota-fora 4.s.l. **NUCLEBRÁS IPT , Relatório nº. 50,** Jun. 84, Apud FIGUEIREDO, et al. (1995)
7. PRADO, V. et al. Risk management in environmental pollution: a case study of the uranium mining and milling facilities at Poços de Caldas, Minas Gerais, Brazil. In: **SYMPOSIUM ON NUCLEAR ENERGY AND THE ENVIRONMENT - Latin American Section of the American Nuclear Society.** Reference Number: 2.6. 1993.
8. Acid mine drainage research in Canada. **CIM Bulletin,** v.86, n.969, p.29-30. Apr. 1993.

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

CAPÍTULO V

1. RITCEY, G. M. **Tailings management: problems and solutions in the mining industry.** Amsterdam : ELSEVIER, 1989. *Process Metallurgy*, v.6.
2. LEVINSON, A.A. (1980) apud RITCEY (1989).
3. COSTA, A.C.A.; SOUZA, V.P. Project "Bioleaching of polisulphide concentrate containing gold and silver (TIOUIT/MOROCCO)" **Final Report.** Rio de Janeiro CETEM, 1995.
4. SILVERMAN, M.P. ; LUNDGREN, D.G. (1959) apud COSTA, A.C.A. et SOUZA, V.P. (1995).
5. TOUVINEN, O.H. (1990) apud COSTA et SOUZA (1995).
6. MOSS, F.J.; ANDERSEN, J.E.; ALLMAN, M.B. Bacterial leaching In: **Australasian Institute of Mining and Metallurgy**, n.225, March, 1968, p.15-31.
7. LUNDGREN et al. (1965) apud MOSS et al. (1968).
8. NATARAJAN, K.A.; IWASAKI, I. Eh measurements in hydrometallurgical systems. **Minerals Sci. Eng.** v.6, n.1, p.35-44 Jan. 1974.
9. SATO, M. Oxidation of sulfide ore bodies. Part I - Geochemical environments in terms of Eh and pH. **Economic Geology.** v.55, p.928-961, 1960.
10. DRY, M.J.; BRYSON, A.W. Prediction of redox potential in concentrated iron sulphate solutions. **Hidrometallurgy**, n.21 , p.59-72, 1988.
11. SAPIESKO, R.S. et al. (1978) apud DRY e BRYSON (1988).
12. BARNER, H.E.; SCHEUERMAN, R.V. (1978) apud DRY e BRYSON (1988).
13. MORRIS, R.B. (1983) apud DRY e BRYSON (1988).

14. WILLIX, R.L.S. (1963) apud DRY e BRYSON (1988).
15. BECKING, L.G.M.B.; KAPLAN, I.R.; MOORE, D. Limits of the natural environment in terms of pH and oxidation-reduction potentials. *The Journal of Geology*, v.68, n.3, p.243-283, May 1960.
16. MYERSON, A.S. (1981) apud RITCEY (1989).
17. BARCELONA, M.J.; HOLM, T.P. Oxidation-reduction capacities of aquifer solids. *Environ. Sci. Technol.* v.25, p.1565-1572, 1991.
18. BACK, W.; BARNES (1965). I. apud BARCELONA et al. (1991).
19. EDMUNDS, W.M.; MILES, D.L.; COOK, J.M.A. (1984) apud BARCELONA et al. (1991).
20. JACKSON, R.E. (1982) apud BARCELONA et al. (1991).
21. BAEDEKER, M.J.; BACK, W.J. (1979) apud BARCELONA et al. (1991).
22. VanBEEK; C.G.E.M.; Van PUFELLEN (1987) apud BARCELONA et al. (1991).
23. WILSON, J.T.; WARD, C.H. (1987) apud BARCELONA et al. (1991).
24. BRICKER, O.P.; RICE, K.C. Acid deposition to streams - a geology-based method predicts their sensitivity. *Environ. Sci. Technol.* v.23, n.4, p.379-384, 1989.
25. STUMM, W.; MORGAN, J. *Aquatic Chemistry - an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. 2nd Ed. New York: John Wiley, 1981.
26. BRICKER, O.P. (1979) apud STUMM & MORGAN (1981).
27. TARDY, Y. (1976) apud STUMM & MORGAN (1981).
28. MATTIGOD, S.V.; SPOSITO, G. (1978) apud STUMM e MORGAN (1981).
29. NRIAGU, J.O. (1975) apud STUMM e MORGAN(1981).
30. CHEN, C.H. (1977) apud STUMM e MORGAN(1981).

31. SINGER, P.C. & STUMM, W. (1970) apud STUMM et MORGAN (1981).
32. KARAVAIKO et al. **Biotechnology of metals-MANUAL**. MOSCOW - UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). URSS COMMISSION FOR UNEP. Centre for International Projects GKNT.- 1988. 350p.
33. YAKHONTOVA, I.K. et GRUDEV, A.P. (1974) apud KARAVAIKO et al. (1988).
34. LIZAMA, H.M.; SUZUKI, I. Interaction of chalcopyrite and sphalerite with pyrite during leaching by *Thiobacillus ferrooxidans* and *Thiobacillus thiooxidans*. **Canadian Journal Microbiol.** v.37, p.304-311, 1991.
35. GARCIA Jr., O. Estudos da biolixiviação de minério de urânio por *Thiobacillus ferrooxidans*. Campinas, 1989. Tese (Doutorado) - Instituto de Biologia - Universidade Estadual de Campinas