

# Sistemas Passivos Abióticos para o Tratamento de Drenagens Ácidas de Mina (DAM)

---

Soares, P.S.M.; Trindade, R.B.E.



## RESUMO

O CETEM vem ao longo dos últimos anos desenvolvendo estudos e projetos para o tratamento e minimização da geração de drenagens ácidas de mina (DAM). Entre estes, incluem-se a implantação de sistemas integrados de gestão ambiental em minerações, a aplicação de coberturas secas e o tratamento de DAM com o uso de processos ativos e passivos. Os processos passivos caracterizam-se principalmente pela reduzida demanda de energia e baixo custo de operação e manutenção. Tais processos devem ser empregados em associação com medidas de mitigação da geração de DAM, caracterizando-se portanto como adequados ao tratamento de efluentes de pequena acidez e reduzida carga de contaminantes. O presente trabalho traz uma revisão de alguns dos principais processos passivos abióticos empregados no tratamento de DAM. É sugerido um método expedito para escolha preliminar de sistemas passivos e apontadas ainda algumas limitações e vantagens de sua utilização.

## INTRODUÇÃO

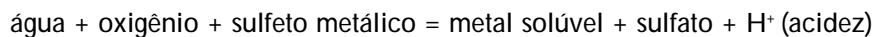
Drenagens ácidas de mina (DAM) são as soluções (ácidas) geradas quando minerais sulfetados presentes em resíduos de mineração (rejeito ou estéril) são oxidados em presença de água. A solução age como agente lixiviante dos minerais presentes no resíduo produzindo um percolado rico em metais dissolvidos e ácido sulfúrico. Caso o percolado alcance corpos hídricos próximos pode ocorrer contaminação dessas águas tornando-as impróprias para uso por muito tempo, mesmo após cessadas as atividades de mineração.

A geração de DAM pode ocorrer em operações de extração de carvão, ouro, cobre, zinco ou urânio. Evitar que rejeitos e/ou estéréis fiquem expostos à condições oxidantes em presença de água é fundamental para a prevenção e minimização da DAM (Souza, 1995; Soares et al., 2000; Souza et al., 2001).

Além de ocorrerem em pilhas e depósitos (barragens) de resíduos, drenagens ácidas em instalações de mineração podem também se dar em galerias de minas subterrâneas, pilhas de lixiviação, pilhas de estoque de minério e cavas de mina a céu aberto.

A denominação drenagem ácida de rochas (DAR) é algumas vezes empregada em lugar de DAM. Isto ocorre particularmente quando se faz referência a drenagens ácidas geradas a partir de depósitos ou pilhas de material estéril produzido nas operações de lavra. DAR é também usada para denominar a drenagem ácida que pode ocorrer como resultado de atividades não relacionadas à mineração, como por exemplo a partir de um material rico em sulfetos movimentado em um trabalho de construção civil. Uma vez que a drenagem ácida, como aqui tratada, está sempre associada a atividades de mineração, empregou-se no texto apenas a denominação drenagens ácidas de mina (DAM).

Em resumo, a geração de drenagens ácidas de minas (DAM) pode ser apresentada pela reação geral:



As atividades de escavação e desmonte de rochas alteram as condições de permeabilidade ao ar do material de cobertura das mesmas, facilitando o contato do oxigênio com a superfície do material reativo. O rebaixamento do lençol

d'água em minas superficiais e subterrâneas tem efeito semelhante, uma vez que expõe ao oxigênio as áreas que anteriormente encontravam-se inundadas (Ritchie, 1994).

A oxidação dos sulfetos, e a conseqüente acidificação das águas que percolam as áreas de disposição de resíduos, é inicialmente uma reação de cinética lenta. É, porém, catalisada por processos microbiológicos que atuam principalmente quando o pH da água atinge valores inferiores a 3,5.

A produção de ácido durante a oxidação pode ser inibida em reações com outros componentes naturais presentes no resíduo, tais como os carbonatos e aluminossilicatos (Mendonça et al., 2001).

A matéria orgânica eventualmente presente nos estéreis e rejeitos de mineração tem também potencial para retardar a DAM. Além de competir com os sulfetos pelo consumo de oxigênio, a matéria orgânica, ao se oxidar, produz gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), que tende a expulsar o oxigênio dos poros do resíduo. A reduzida precipitação pluviométrica é também um fator inibidor da DAM.

Uma vez deflagrado o processo de geração DAM, os efluentes ácidos produzidos podem ser tratados com o uso dos chamados sistemas passivos. Estes caracterizam-se pela reduzida necessidade de manutenção, mínimo consumo de reagentes e de energia.

O melhor desempenho dos sistemas passivos para tratamento da DAM, no entanto, depende de condições específicas do local onde será instalado entre as quais a vazão e as características físico-químicas do efluente, assim como da topografia do terreno.

Algumas das principais concepções de sistemas passivos abióticos para tratamento de DAM assim como suas características mais importantes são discutidas a seguir.

## SISTEMAS DE TRATAMENTO

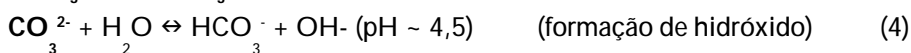
### Dreno anóxico de calcário - DAC

A baixa taxa de dissolução à pressão atmosférica e a passivação com  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , dificultam o uso do calcário no tratamento de drenagens ácidas de minas contendo alto teor de ferro.

A utilização do dreno anóxico de calcário (DAC) permite a produção de alcalinidade sem que a passivação ocorra. Para alcançar o resultado esperado é necessário: que todo ferro dissolvido encontre-se na forma reduzida e a concentração de oxigênio seja pequena ( $< 0,5 \text{ mg/L}$ ) assim como a concentração de alumínio, já que este último, como o íon férrico, também tende a precipitar-se como hidróxido passivando a superfície dos fragmentos de calcário. O hidróxido de alumínio porém é menos aderente à superfície do calcário que o hidróxido férrico e sua presença em solução menos prejudicial à operação do DAC. Em outras palavras, a completa ausência de alumínio não é indispensável para o bom funcionamento do DAC e a concentração máxima admissível para o tratamento eficiente do efluente deve ser investigada caso a caso.

O DAC deve ser isolado com o objetivo de evitar qualquer contato do efluente com o oxigênio. Além de não permitir a precipitação do íon férrico, o ambiente isolado promove um aumento da pressão parcial de  $\text{CO}_2$  ( $p\text{CO}_2$ ) e a conseqüente produção de alcalinidade.

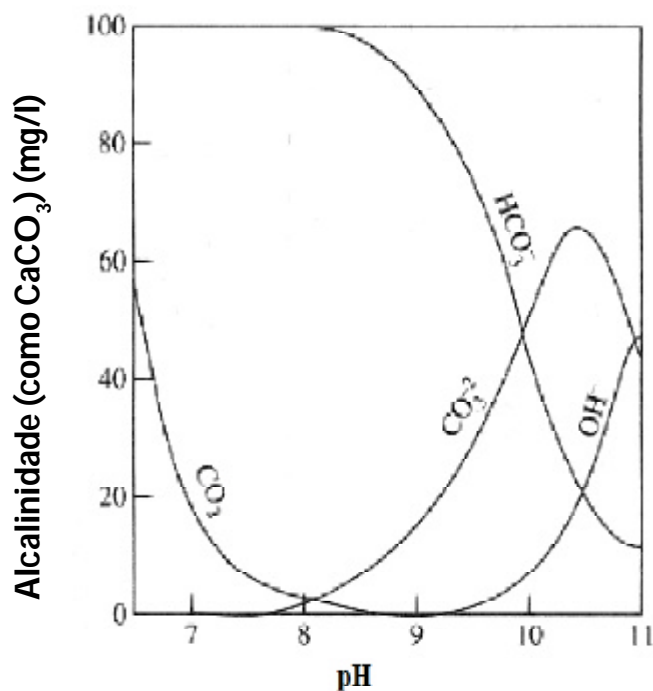
Um aumento da  $p\text{CO}_2$  favorece a produção de alcalinidade. As principais espécies iônicas produtoras de alcalinidade são o hidróxido ( $\text{OH}^-$ ), o carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), o bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) e o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), este até cerca de pH 8,3. Os equilíbrios que se estabelecem são:



A neutralização dos íons  $\text{H}^+$  pelo hidróxido pode ser representada por:



As reações envolvem  $H^+$  e  $OH^-$ . Portanto, as quantidades relativas das espécies são dependentes do pH, conforme indicado na **Figura 1** (adaptado de Kiely, 1998).

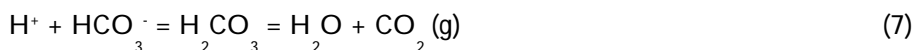


**Figura 1.** Quantidades relativas de  $OH^-$ ,  $HCO_3^{2-}$ ,  $CO_2$  e  $CO_3^{2-}$  em função do pH (adaptado de Kiely, 1998).

A dissociação do  $H_2CO_3^*$  (reação 2) promove a formação do íon bicarbonato, estabelecendo um efeito tampão que impede a variação do pH mesmo quando a reação de precipitação dos metais dissolvidos for iniciada, como a do ferro por exemplo:



Com o efeito tampão podendo ser representado por

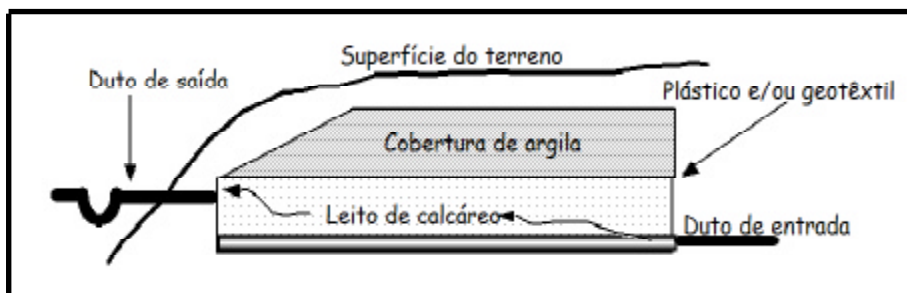


A reação 1 indica o início do mecanismo de produção de alcalinidade pelo aumento da pressão parcial de  $\text{CO}_2$ <sup>1</sup>.

Alguns estudos mostram que a produção de alcalinidade sob condições atmosféricas pode ser aumentada em quase 10 vezes em um sistema isolado (como o de dreno anóxico) pelo aumento da pressão parcial de  $\text{CO}_2$ . Em outras palavras, sob pressão atmosférica a solubilidade do calcário é de cerca de 20 ppm Ca (ou 50 ppm  $\text{CaCO}_3$ ). Se a quantidade de  $\text{CO}_2$  passa a 20% por exemplo, a solubilidade do calcário<sup>3</sup> pode ultrapassar 200 ppm<sup>2</sup> Ca.

O DAC pode ser construídos junto às áreas alagadas (*wetlands*) com o objetivo de aumentar a eficiência destas.

A **Figura 2** é o desenho esquemático de dreno anóxico de calcário típico. Alguns pesquisadores (Heidin e Watzlaf, 1994) recomendam um tempo de retenção hidráulica (residência) mínimo, da solução a ser tratada, entre 15 e 23 hors para atingir máxima alcalinidade.



**Figura 2.** Desenho esquemático de dreno anóxico de calcário típico (adaptado de EPA, 1999)

Os critérios para dimensionamento do DAC devem incluir informações sobre: vazão máxima prevista do efluente a ser tratado, vida útil desejada do dreno, pureza do calcário a ser empregado, qualidade final desejada da água vazão de descarga, tempo de residência (retenção) mínimo de 15 horas, propriedades físico químicas do efluente a ser tratado.

<sup>1</sup> Lei de Henry: "a massa de qualquer gás que irá se dissolve em um dado volume de líquido, à temperatura constante, é diretamente proporcional à pressão que o gás exerce sobre o líquido". Portanto, um aumento da pressão parcial de  $\text{CO}_2$  desloca a reação 1 para a direita, favorecendo a produção de ácido carbônico e a sequência de reações citadas, produtoras de alcalinidade.

Dimensões típicas apresentam-se como 0,60 a 3 m de largura por 45 a 450m de comprimento, embora as dimensões sejam específicas de cada situação, podendo portanto variar. A profundidade atinge geralmente de 0,6 a 2,0 m, com cobertura isolante capaz de evitar a penetração do oxigênio.

Alguns das principais cuidados e/ou recomendações relativas ao emprego do DAC para tratamento de drenagem ácida de minas dizem respeito às características físico-químicas da água da mina. São eles:

A presença de íon férrico antes do efluente ser admitido no sistema de tratamento muito provavelmente acarretará problemas na operação, pelas razões já expostas (precipitação de hidróxido e aumento de acidez).

Vazamento e/ou introdução de oxigênio ocasionará aumento na concentração de íons férrico em solução; dessa forma, salienta-se a necessidade de restringir ao máximo a presença de oxigênio atmosférico.

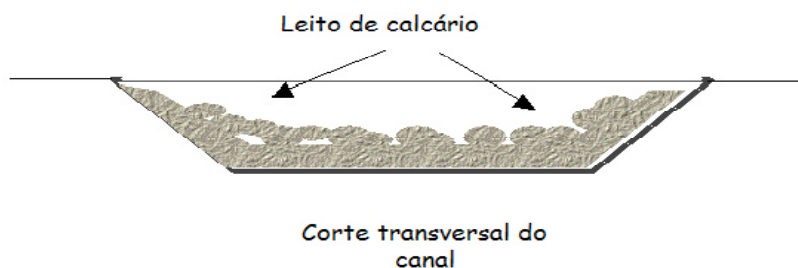
A presença de elevada concentração de Al dissolvido também é prejudicial, pois este metal precipita com a elevação do pH, com ou sem a presença de oxigênio.

Se a concentração de sulfato for superior a cerca de 2000 mg/L poderá haver precipitação de gipsita ( $\text{CaSO}_4 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ) com a elevação do pH e aumento da concentração de  $\text{Ca}^{2+}$  (pela adição de calcário).

A gipsita prejudicará o processo em razão da passivação do calcário.

### **Canais de calcário abertos (CCA)**

Em contraste com o DAC, os CCA tratam a DAM em ambientes abertos à atmosfera (i.e., oxidantes), com ou sem a presença de ferro solúvel. A precipitação do ferro como hidróxido sobre o calcário reduz a solubilidade deste e sua eficiência como agente de redução da acidez, embora mesmo completamente coberto, o calcário continue gerando alguma alcalinidade (EPA, 1999). A **Figura 3** mostra um corte transversal esquemático de um canal com calcário para tratamento de drenagens ácidas de minas.



**Figura 3.** Corte transversal esquemático de um canal com calcário para tratamento de drenagens ácidas de minas

Os canais abertos de calcário são geralmente dimensionados para neutralizar pelo menos 90% da acidez em 1 hora de contato ou 100% para 3 horas de contato.

Parâmetros principais considerados na construção de um CCA são a vazão (taxa) da água a ser neutralizada, a declividade do canal e a acidez. Essas informações por sua vez determinarão a massa de calcário necessária, a seção transversal do canal, o comprimento do canal e, portanto, o tempo de residência.

A declividade do canal deve prevenir o entupimento dos poros entre as partículas de calcário e a passivação pelos precipitados metálicos, notadamente ferro, alumínio e manganês. Caso os poros sejam preenchidos com o material depositado, a DAM poderá passar sobre o calcário, sem reagir quimicamente, impedindo a neutralização desejada. O diâmetro médio recomendado para a partícula de calcário nesses canais é geralmente de 10 cm (Ziemkiewicz et al., 1994). Após o canal, são construídas bacias de sedimentação para retenção dos precipitados.

Deve-se observar que a eficiência dos CCA depende da taxa de dissolução do calcário (a qual diminui com a passivação), da concentração do  $\text{CO}_2$  em solução e do tempo de contato (tempo de residência).

Como se depreende pela **Tabela 1**, caso a vazão (descarga) e a acidez sejam elevadas o comprimento calculado do canal pode ser superior a 1 km e muitas toneladas de calcário podem ser necessárias. Dessa forma, a instalação de CCA não é recomendável em locais com limitação de espaço.



A declividade deve ser de pelo menos 10%, a fim de minimizar a passivação e o entupimento dos poros entre os fragmentos de calcário. Canais com declividade inferior a 9% mostraram-se muito menos eficientes do que canais com inclinação mais acentuada (Ziemkiewicz et al., 1996).

A **Tabela 2** apresenta valores típicos de parâmetros de DAM antes e após o tratamento em um CCA

**Tabela 1.** Valores típicos de alcalinidade (adaptado de Kiely, 1998)

Local	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)
Rio próximo à nascente (solo calcário)	50 - 200
Água potável	50 - 200
Água doméstica usada	200 - 400
Córrego 'ácido'	10 - 20
Córrego 'não ácido'	650 - 750
Água de solo 'ácido'	10 - 20

**Tabela 2.** Valores típicos de parâmetros para efluente tratado em um CCA

Parâmetro	Valor de entrada	Valor de saída
Fe total	Š 100 mg/L	Š 15 mg/L
Zn	Š 10 mg/L	< 5 mg/l (CONAMA)
Mn	Š 10 mg/L	< 1,0 mg/L
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Š 1500 mg/L	< 250 mg/l
O <sub>2</sub>	Em equilíbrio com atmosfera	Em equilíbrio com atmosfera
pH	□ 4,5	6,5 - 9,0
Tempo de residência	1 a 3 horas	
Declividade	10%	
Bacia de sedimentação	Sim, após o canal	
Alcalinidade	~ 100 mg/L CaCO <sub>3</sub>	

## Barreiras reativas permeáveis

As barreiras reativas permeáveis são instaladas de forma a serem atravessadas pela DAM. Trata-se ainda de uma tecnologia pouco usual (Environmental Restoration, 2002). Tem sido utilizada para o tratamento de hidrocarbonetos clorados e na redução de Cr (VI) para Cr(III).

Um sistema para coleta e tratamento de DAM utilizando barreiras reativas é constituído por um conjunto de canais de drenagem que converge para uma bacia de contenção. Antes do descarte do efluente para o meio ambiente, a DAM contida na bacia atravessa a barreira reativa permeável onde são retidos os contaminantes presentes.

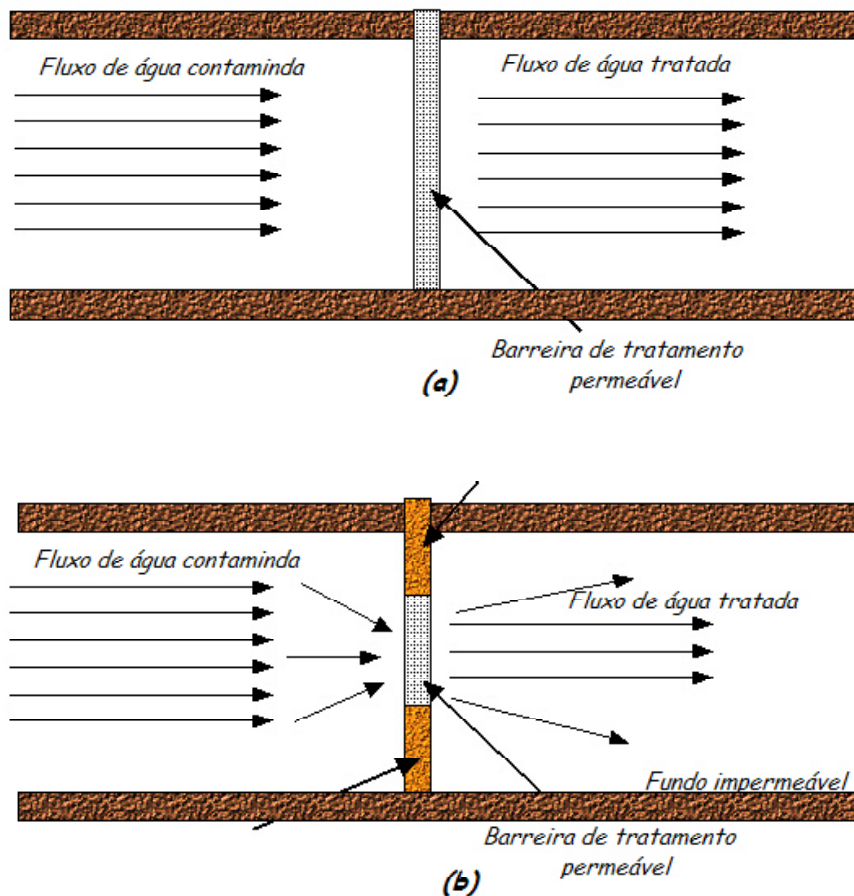
O material reativo comumente presente na barreira contém matéria orgânica (madeira, folhas e material orgânico com bactérias anaeróbias redutoras de sulfato) e calcário. Podem também ser utilizados outros materiais como limalhas de ferro, capazes de reduzir metais em solução como o cromo e o níquel. Os principais mecanismos presentes no tratamento incluem adsorção e precipitação, reações de oxi-redução e biológicas.

Dois tipos principais de barreiras podem ser instaladas nas bacias de contenção citadas. Aquelas nas quais a barreira ocupa toda a largura da bacia; e aquelas onde são usados anteparos laterais que canalizam a DAM através da seção que contém o material reativo. A configuração com anteparos é geralmente escolhida quando há plumas muito largas ou quando os contaminantes estão distribuídos de forma heterogênea. Neste caso a presença dos anteparos direciona a DAM para a região reativa (permeável). As **Figura 4a e 4b** (CETEM-CANMET, 2001-2002) apresentam um diagrama esquemático desses dois tipos de barreiras.

Nenhum outro metal, além do ferro, foi empregado para combater a drenagem ácida de minas nesses sistemas. Com outros metais, é provável que reações similares possam ocorrer, porém com taxas cinéticas não necessariamente iguais.

Alguns fatores que podem interferir negativamente na eficiência ou mesmo impedir a aplicação das barreiras reativas são:

- a rápida redução da permeabilidade da barreira de tratamento;
- redução da atividade dos microorganismos pela ação de metais e substâncias tóxicas presentes na DAM;
- o custo de instalação;
- características geotécnicas do fundo da bacia de contenção;
- área necessária à instalação da bacia de contenção.



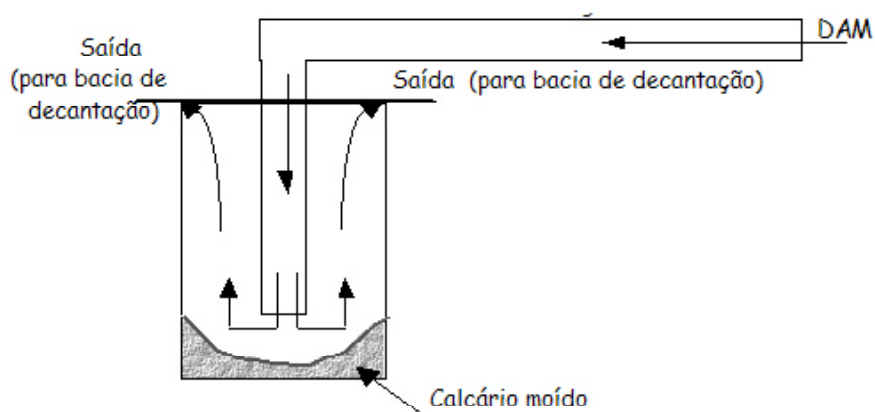
**Figura 4.** Vista superior esquemática de uma barreira permeável para tratamento de água, sem (a) e com (b) anteparos (CETEM-CANMET, 2001-2002).

Uma barreira típica possui de 0,5 a 1,2 m de espessura, e pode conter bactérias redutoras de sulfato e uma camada de calcário de 2 a 10 cm. Os custos fixos de instalação incluem a escavação, instalação do meio reacional e de poços de monitoramento. Dentre os principais custos variáveis destacam-se a supervisão local, amostragem e análise dos parâmetros físico-químicos previamente determinados para controle da operação (CETEM-CANMET, 2001-2002).

### Poços verticais produtores de alcalinidade (“Alkalinity-producing diversion wells”)

Originalmente chamados de leitos fluidizados para produção de alcalinidade, esses poços foram desenvolvidos na Noruega e adaptados para tratamento de DAM (Demchak, J. et al. 2001; Arnold, 1991). Os poços são cilindros ocos de concreto com 1,5 a 2 m de diâmetro e 2 a 3 m de profundidade. O fundo do poço é geralmente de concreto reforçado resistente à erosão. A DAM é admitida no centro do poço junto ao fundo (5 a 8 cm do fundo) por tubulação com diâmetro de 20 a 25 cm. Recomenda-se uma coluna d’água de pelo menos 3 a 5 m de forma a garantir a pressão para o processo (EPA, 1999). A vazão ideal, entretanto, deve ser testada para cada caso.

A **Figura 5** apresenta um desenho esquemático da seção transversal de um poço vertical produtor de alcalinidade.



**Figura 5.** Desenho esquemático da seção transversal de um poço vertical produtor de alcalinidade (adaptada de Demchak et al., 2001).

A neutralização da DAM e a precipitação dos metais dissolvidos são obtidas através do contato com o calcário no interior do poço. Após esse contato, o efluente tratado é conduzido a uma bacia de decantação. A imposição de um regime de escoamento turbulento no interior do poço tem como objetivo fluidizar os fragmentos de calcário e impedir a deposição de ferro e/ou alumínio. Os metais precipitados são retidos na bacia de decantação, construída após o poço.

O diâmetro médio dos fragmentos de calcário é de 1,3 e 2 cm. Partículas menores tendem a ser arrastadas pelo fluxo de efluente, enquanto as maiores não fluidizam. O poço é geralmente projetado para manter-se cheio com calcário até cerca da metade de sua capacidade total. O poço deve ser coberto de forma a evitar a entrada de folhas, gravetos e até pequenos animais.

Esta tecnologia tem as seguintes limitações (EPA, 1999):

- A vazão da DAM deve ser suficiente para manter a turbulência e a eficiência do processo. Para tanto, um mínimo de 2,5 a 4 m de coluna d'água é necessário para garantir a pressão. Testes piloto e em laboratório auxiliam na definição desse parâmetro.
- Efluentes muito ácidos ( $\text{pH} < 4,0$ ) provavelmente não serão completamente neutralizados com um único poço exigindo a construção de uma bateria de poços para a completa neutralização.
- Embora seja um tratamento passivo, há casos em que a recarga do calcário precisa ser realizada com frequência.
- A concentração de ferro e de outros metais, pode exigir a construção de mais de uma bacia de decantação após o poço.

Valores típicos de parâmetros de efluente antes e após o tratamento em poços produtores de alcalinidade são apresentados na **Tabela 3**.

**Tabela 3.** Parâmetros típicos de efluente tratado em poços produtores de alcalinidade

Parâmetro	Valor de entrada	Valor de saída
Fe total	~ 100 mg/L	~ 15 mg/L
Zn	~ 10 mg/L	< 5 mg/l (CONAMA)
Mn	~ 10 mg/L	< 1,0 mg/L
$\text{SO}_4^{2-}$	~ 1500 mg/L	< 250 mg/l
Al	~ 1-5 mg/L	~ 0,1 mg/l
$\text{O}_2$	Em equilíbrio com atmosfera	Em equilíbrio com atmosfera
pH	~ 4,5	6,5 - 9,0
Número de poços	Variável	
Tempo de residência	Variável	
Acidez	~ 100 - 300 mg/L $\text{CaCO}_3$	

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os sistemas de tratamento passivo são caracterizados por demandarem pouca ou nenhuma adição de reagentes, além de envolver baixos custos de manutenção e operação. São projetados para elevar a alcalinidade e conseqüentemente o valor do pH do efluente ao mesmo tempo em que promovem a precipitação dos metais dissolvidos. Os mecanismos envolvidos nas reações, embora não completamente esclarecidos, incluem a redução e oxidação de metais, além da produção de alcalinidade pela dissolução de calcário e redução do sulfato. Os metais dissolvidos no efluente são substituídos por íons de cálcio, magnésio ou sódio. Em geral, três tipos de reações ocorrem como resultado do ajuste de pH:

- Neutralização, i.e., reação dos íons produtores de alcalinidade com os íons  $H^+$ ;
- Oxidação;
- Precipitação, resultante da redução de solubilidade dos íons metálicos.

A **Figura 6** apresenta um fluxograma auxiliar no processo de decisão para a escolha do sistema passivo mais adequado para o tratamento de um efluente (DAM).

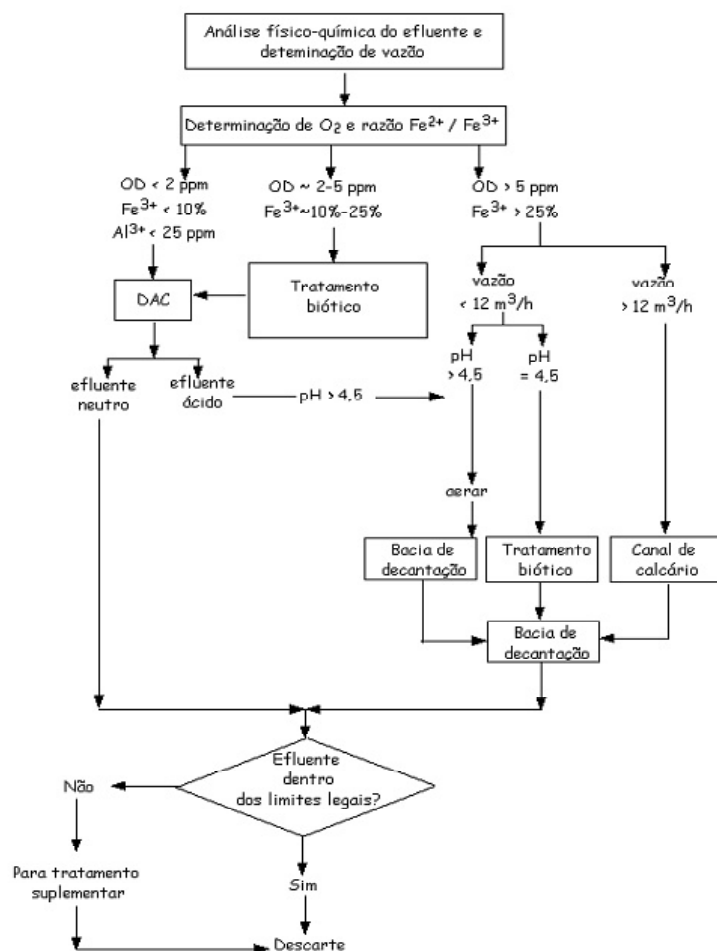
A primeira etapa corresponde a uma análise físico-química do efluente e determinação de sua vazão. Esta análise deve incluir a determinação do oxigênio dissolvido (OD) e a razão  $Fe^{2+} / Fe^{3+}$ . Para níveis de OD inferiores a 2 ppm,  $Fe^{3+} < 10\%$  da concentração de ferro total e  $Al^{3+} < 25$  ppm, o efluente pode ser conduzido a um DAC para em seguida ser descartado (caso neutro e dentro das especificações legais) ou ser submetido a um tratamento suplementar.

Para níveis de OD da ordem de 2 a 5 ppm e  $Fe^{3+}$  de 10 a 25% da concentração de ferro total, o efluente poderá ser submetido a um tratamento biótico (não examinado no presente texto). Esse tratamento tem por objetivo diminuir os níveis de OD e a concentração de íon férrico, ajustando portanto o efluente para admissão em um DAC.

Para níveis de OD superiores a 5 ppm e concentração de  $Fe^{3+}$  acima de 25% da concentração de ferro total deve-se investigar a vazão do efluente antes da tomada de decisão quanto a rota de tratamento. Tratamento com canais abertos de calcário é recomendável para vazões de efluentes superiores a 12 m<sup>3</sup>/hora. Para vazões inferiores a 12 m<sup>3</sup>/hora e valor de pH da ordem de 4,5 o efluente

poderá ser submetido a um tratamento biótico empregando por exemplo bactérias redutoras de sulfato, caso que foge ao escopo do presente texto. Para valores de pH acima de 4,5, o efluente poderá ser aerado para oxidação principalmente dos íons  $Fe^{2+}$ . Uma bacia de decantação poderá ser instalada após qualquer dos tratamentos citados de forma a reter material precipitado.

Caso as características físico-químicas do efluente satisfaçam ou excedam os limites legais em vigor, este poderá então ser descartado.



**Figura 6.** Fluxograma do processo de decisão para escolha de sistema passivo para tratamento de DAM (adaptado de Gazea, 1996). OD: oxigênio dissolvido. A alcalinidade pode ser classificada segundo apresentado na Tabela 1.

Algumas limitações quanto ao uso de sistemas passivos no tratamento de drenagens ácidas de mina são:

- geralmente demandam grandes áreas;
- a topografia do local pode não ser capaz de provocar escoamento natural;
- necessitam recomposição periódica do material reativo e/ou limpeza do precipitado, o que pode significar quase a completa reconstrução do sistema de tratamento;
- demandam caracterização de parâmetros físico-químicos da água, como a concentração de íon férrico, de alumínio, falta ou excesso de oxigênio e pH.

Entre as principais vantagens dos sistemas passivos para o tratamento de DAM destacam-se:

- custo de manutenção geralmente inferior aos processos químicos convencionais;
- simplicidade operacional;
- relativamente adaptável quanto a variações de vazão (balanço hidráulico é fundamental);
- representam solução de longa duração (superior a 10 anos);
- podem harmonizar-se com a paisagem (lagoas, plantações, áreas alagadas)
- resíduos não tóxicos podem se tornar uma fonte de recursos no futuro.

## BIBLIOGRAFIA

ARNOLD, D.E., 1991. Diversion Wells - A Low-Cost Approach to Treatment of Acid Mine Drainage, In the Proceedings of the 12th West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, Morgantown, WV.

BRODIE, G.A., C.R. Britt, T.M. Tomaszewski, and H.N. Taylor, 1991. Use of Passive Anoxic Limestone Drains to Enhance Performance of Acid Drainage Treatment Wetlands, In the Proceedings of the 1991 National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Durango, CO, pp. 211-228.

CETEM-CANMET, 2001-2002, Comunicações internas sobre tratamento e remediação de drenagens ácidas de minas. <http://www.cetem.gov.br>

DEMCHAK, J., J. Skousen and T. Morrow, 2001. Treatment of acid mine drainage by four vertical flow wetlands in Pennsylvania, <http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/treatment.htm>



ENVIRONMENTAL RESTORATION, 2002. <http://enviro.nfesc.navy.mil>

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1999. Coal Remining BMP Guidance Manual. <http://www.epa.gov>

HEDIN, R.S.; G.R. Watzlaf, 1994. The Effects of Anoxic Limestone Drains on Mine Water Chemistry, Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Volume 1, Pittsburgh, PA, pp. 185-194.

HEDIN, R.S. and R.W. Nairn, 1990. Sizing and Performance of Constructed Wetland: Case Studies, In the Proceedings of the 1990 Mining and Reclamation Conference and Exhibition, Charleston, WV, pp. 385-392.

KEPLER, D.A. and E.C. McCleary, 1994. Successive Alkalinity-Producing Systems (SAPS) for the Treatment of Acidic Mine Drainage. Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Volume 1, Pittsburgh, PA, pp. 195-204.

KNIGHT-PIÉSOLD, Denver, CO. Passive Mine Drainage Treatment, 2002. <http://www.knightpiesold.co.uk>

KIELY, G., 1998, "Environmental Engineering", Irwin/McGraw-Hill, International.

MENDONÇA, R.M.G., P.S.M., Soares, E. van Huyssteen, 2001. Algumas Considerações sobre os Mecanismos de Geração de Drenagem Ácida de Rochas e Medidas Mitigadoras, Proceedings VI Southern Hemisphere Meeting on Mineral Technology, vol. 3, pp. 382-386, Rio de Janeiro, Brasil.

RITCHIE, A.I.M., 1994, May. Sulfide Oxidation Mechanisms: Controls and Rates of Oxygen Transport, MAC Short Course Handbook, Vol. 22, pp. 201-246. J.L. Jambor; D.W. Blowes (eds.), Waterloo, Ontario.

SOARES, P.S.M., L.S. Borma, V.P.Souza, J.P.Schultze, 2000, June. Alternatives for Mitigation of Acid Mine Drainage in a Coal Mine, Proceedings VI International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production, pp. 589-594, Calgary, Alberta, Canada.

SOUZA, V.P., Soares, P.S.M., Rodrigues Filho, S., 2001, May. Acid Rock Drainage I - Laboratory Studies on Acid Generation from a Coal Mine Overburden, Proceedings VI Southern Hemisphere Meeting on Mineral Technology, vol 2, pp. 603-608, Rio de Janeiro, Brasil.

VAN HUYSSSTEEN, E., 1998. Overview of Environmental Baselineing in Baselineing – Reference Manual – CD rom, CANMET/INTEMIN, Ottawa, Canada, first ed.

ZIEMKIEWICZ, P., J. Skousen, and R. Lovett, 1994. Open Limestone Channels for Treating Acid Mine Drainage: A New Look at an Old Idea. Green Lands, NMLRC, pp. 36-41.

ZIEMKIEWICZ, P.F., D.L. Brant, and J.G. Skousen, 1996. Acid Mine Drainage Treatment with Open Limestone Channels. Passive Treatment Systems and Improvement of Water Quality, Proceedings of the 17th West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposim, Morgantown, WV. pp. M-1 a M-15.

---

*Endereço para Correspondência: / Mailling Address:*

Paulo Sergio Moreira Soares; Roberto de Barros Emery Trindade  
Serviço de Tecnologias Limpas, Coordenação de Inovação Tecnológica  
Centro de Tecnologia Mineral  
Av. Ipê, 900 Ilha da Cidade Universitária 21921-590 RJ Brasil  
Tel: 55 21 3865-7288 Fax: 55 21 2590-3047  
E-mail: psoares@cetem.gov.br / rtrindade@cetem.gov.br

# Avaliação de Risco Ambiental na Recuperação de Áreas Degradadas. Estudo de Caso: Região Carbonífera Catarinense



---

Castilhos, Z.C.; Soares, P.S.M.; Trindade, R.B.E.;  
Barbosa, J.P.; Huyssteen, E.

## RESUMO

O objetivo deste trabalho é contribuir para o entendimento da complexidade de projetos de recuperação ambiental de áreas degradadas, discutindo um elenco de indicadores ambientais utilizados para a avaliação da eficiência destes projetos. A metodologia de avaliação de riscos toxicológicos à saúde humana, recomendada pela US EPA, 1989, é proposta como um indicador ambiental no projeto de recuperação de áreas degradadas por atividade de mineração de carvão na Bacia Carbonífera Sul Catarinense. Busca-se relacionar a intensidade da poluição aos potenciais riscos à saúde humana e expressá-los como estimativas numéricas comparáveis. No presente trabalho foi considerada apenas a via de exposição por consumo de água superficial para múltiplos contaminantes. Os resultados demonstraram que nenhum dos pontos estudados na Bacia do Rio Araranguá apresentaram índice de perigo significativo, exceto na foz do rio Maina. Em relação ao rio Mãe Luzia, o índice de perigo aumentou cerca de 2 ordens de magnitude entre as nascentes e a foz, sendo que o metal mais representativo deste acréscimo de risco é o Mn. Deve-se considerar, entretanto, que foram identificadas várias lacunas de informação para uma completa avaliação de risco à saúde humana e que na área do estudo existem outras atividades antrópicas além da mineração de carvão, as quais podem ter contribuições relativas para a exposição ambiental da população local.

## INTRODUÇÃO

No Brasil, o desenvolvimento a qualquer custo, à imagem dos países desenvolvidos, era o discurso predominante ainda na década de 70. Uma nova fase inicia-se em 1981, com a Lei da Política Nacional de Meio Ambiente e com sua regulamentação em 1983 (Lei n. 6.938/81 e Decreto n. 88.351/83). Um de seus objetivos é a compatibilização do desenvolvimento econômico com a preservação da qualidade do meio ambiente, como caminho para o desenvolvimento sustentável. Um dos principais desafios do desenvolvimento sustentável é o de criar instrumentos de mensuração, tais como indicadores de desenvolvimento, os quais são essenciais para guiar a ação e subsidiar o acompanhamento e a avaliação do progresso alcançado rumo ao desenvolvimento sustentável. Segundo o IBGE, no Brasil, os indicadores de desenvolvimento sustentável podem ser organizados em 4 aspectos: social, ambiental, econômico e institucional. A dimensão social dos indicadores de desenvolvimento sustentável corresponde, especialmente, aos objetivos ligados à satisfação das necessidades humanas, melhoria de qualidade de vida e justiça social. A dimensão econômica trata do desempenho macroeconômico e financeiro e dos impactos no consumo de recursos de materiais e uso de energia primária. A dimensão institucional diz respeito à orientação política, capacidade e esforço despendido para as mudanças requeridas para uma efetiva implementação do desenvolvimento sustentável. Por fim, a dimensão ambiental dos indicadores de desenvolvimento sustentável diz respeito ao uso dos recursos naturais e a degradação ambiental. Está relacionada aos objetivos de preservação e conservação do meio ambiente, considerados fundamentais para o benefício das futuras gerações e são organizadas, atualmente, nos temas atmosfera, terra, oceanos, mares e áreas costeiras, biodiversidade e saneamento.

Neste contexto, busca-se relacionar a intensidade da poluição aos potenciais riscos à saúde humana e/ou ao meio ambiente, e expressá-los como estimativas numéricas comparáveis. Isto permite que no processo de gerenciamento ambiental seja possível a hierarquização e priorização de áreas impactadas, bem como a avaliação de medidas de remediação.

Indicadores ambientais têm sido utilizados globalmente para diagnosticar a qualidade e mostrar tendências, inclusive medindo a eficiência (efetividade, eficácia) de programas de recuperação ambiental. Pode-se dizer que *indicadores*, de um modo geral, são construções teóricas elaboradas para se compreender melhor a realidade. Representam uma medição que se faz entre uma realidade

complexa, caótica e mutante e a limitada mente humana, seja na forma de percepção seja na forma de cognição dos acontecimentos. Sendo instrumentos de conhecimento da realidade, fornecem dados e elementos que podem e devem facilitar decisões, tanto técnicas quanto políticas (IBASE, 2001).

Dados mostrando tendências podem ser utilizados para determinar se as atividades programadas e sendo executadas melhoram a qualidade ambiental. Quando indicadores ambientais são utilizados para avaliar a eficiência de programas de recuperação ambiental, **é crucial que se estabeleça uma inter-relação de causa e efeito entre as atividades do programa e as mudanças nas condições ambientais**. Em geral, projetos de recuperação ambiental incluem vários compartimentos ambientais, tornando uma tarefa relativamente difícil o estabelecimento da inter-relação de causa e efeito nestes projetos. Por reconhecer a natureza multicompartimental de tais programas, seus progressos têm sido historicamente avaliados através de indicadores “continuum” (RCRA, 1996), mostrado esquematicamente na Figura 1.

Uma parte crítica de todo o processo é a contínua melhoria da qualidade dos dados que geram os indicadores. Assim, um indicador é tão bom quanto a qualidade dos dados que o suportam. À medida que os indicadores diminuem seu grau de incerteza, mais acurada e precisa será a avaliação das mudanças ambientais, positivas ou negativas. Deve-se contar, ainda, com a característica dinâmica dos projetos de recuperação ambiental e dos ciclos biogeoquímicos dos recursos naturais.

**Em algumas situações, resultados ambientais não se manifestam por anos ou até mesmo por décadas** (USEPA, 1996). Por esta razão, a medida das atividades propostas versus atividades realizadas provê um relato das ações adotadas para a resolução dos problemas ambientais, podendo ser considerada como um acompanhamento a curto prazo. A maior desvantagem da medida de atividades é que ela não dirá se as ações realizadas resultarão na qualidade ambiental desejada. Por isto, há necessidade de se utilizar indicadores de acompanhamento a longo prazo, como os indicadores diretos e indiretos. Têm-se utilizado a abordagem da investigação de indicadores mostrados na Figura 1, da esquerda para a direita, na medida em que há dados disponíveis para análise.

Os indicadores ambientais diretos são assim classificados por representarem as medidas diretas sobre a saúde humana e sobre os pontos terminais ambientais, tais como incidência de doenças ou abundância de determinada espécie animal ou vegetal em específica área de estudo. Os indicadores ambientais indiretos estão relacionados com medidas de fatores que afetam a saúde humana e o meio ambiente, mas que não medem seus efeitos diretamente sobre estes pontos terminais. Encontram-se neste item dados relacionados à carga corporal de determinado poluente (tais como nível de chumbo em sangue humano, concentração de mercúrio em cabelo humano), condições ambientais (tais como concentrações de poluentes em água subterrânea), cargas ou fatores de emissão de poluentes para o meio ambiente (tais como carga de poluentes liberados para as águas superficiais) e a avaliação de risco à saúde humana e ao meio ambiente.

A estrutura da metodologia de avaliação de riscos à saúde humana e ao meio ambiente proposta pela Agência de Proteção Ambiental norte-americana (USEPA, 1989) foi desenvolvida de maneira que facilitasse a apresentação e o entendimento dos resultados pelo público em geral. São indicadores passíveis de acompanhamento e avaliação sistemáticos, que podem ser colocados à disposição e discutidos profundamente pelos atores sociais envolvidos ("Right-to-know"), garantindo a indispensável vinculação entre a qualidade técnica e a metodologia de monitoramento comprometida com a eficiência empresarial junto à sociedade. Uma parte crítica de todo o processo é a contínua melhoria da qualidade dos dados que geram as estimativas numéricas de risco. Assim, as estimativas serão tão boas quanto a qualidade dos dados que as suportam. À medida que diminuem seu grau de incerteza, mais acurado e preciso será o índice numérico.

Os resultados obtidos através das medidas de atividades realizadas, dos indicadores diretos e dos indicadores indiretos, incluindo-se os resultados da avaliação de risco, devem ser integrados a informações da engenharia, interesses sociais, econômicos e políticos para o gerenciamento de riscos. O gerenciamento de riscos pode ser definido como um processo de ponderação e seleção das mais apropriadas alternativas de remediação, sendo utilizado para orientar cientificamente as decisões ambientais. **A estrutura da metodologia de avaliação de riscos à saúde humana e ao meio ambiente foi desenvolvida de maneira que facilitasse a apresentação e o entendimento dos resultados pelo público em geral.**

Sendo os indicadores sistematicamente monitorados, avaliados, colocados à disposição e discutidos profundamente pelos atores sociais envolvidos, estar-se-á garantindo a indispensável vinculação entre a qualidade técnica e a metodologia de monitoramento comprometida com a eficiência empresarial junto à sociedade. Além disso, torna-se possível a busca por padrões sustentáveis de desenvolvimento, pautados na democracia, na participação e na ação empresarial socialmente responsável (IBASE, 2001).

Assim, podemos distinguir tipos de indicadores ambientais: os que podem apresentar informações sobre o estado atual (diagnóstico) ou tendências das condições ambientais (prognósticos) e podem medir as pressões que levam à degradação do meio ambiente e aqueles que podem avaliar as respostas da sociedade na tentativa de melhorar a qualidade do meio ambiente. Os dois primeiros tipos de indicadores são mais intimamente associados com resultados ambientais. O terceiro tipo mede os resultados de programas e políticas ambientais, sendo essencialmente administrativo (USEPA, 1996).

O objetivo geral que pode ser alcançado com o método de avaliação de risco à saúde humana e ao meio ambiente é a hierarquização para a priorização de problemas a serem solucionados, através da organização sistemática de informações que permite:

- fornecer um processo consistente de avaliação e documentação de espaços físico-geográficos de risco;
- prover uma estrutura básica determinando os níveis de contaminantes químicos que podem permanecer na área do estudo sendo adequadamente protetores para a saúde pública;
- fornecer uma análise de risco determinando a necessidade de ações moderadoras nos locais estudados, e;
- prover uma estrutura básica para comparar os impactos potenciais das várias alternativas de medidas moderadoras.

Em geral, as decisões são tomadas sob grande peso político, mas quanto maior o grau de informação científica, melhor direcionada poderá ser a decisão. As ações tomadas em favor do meio ambiente e da saúde humana são um produto das pressões sociais. Por esta razão é bastante complexo atingir-se o objetivo de gerenciar os riscos à saúde humana em uma economia predominantemente de visão privada porque, em geral, custos e benefícios estão frequentemente relacionados com diferentes grupos da sociedade.

A metodologia de avaliação de risco, recomendada pela USEPA (United States Environmental Protection Agency, 1989) e denominada "Avaliação de Risco Toxicológico à Saúde Humana e ao Meio Ambiente" tem 4 etapas. A primeira é a coleta e avaliação dos dados disponíveis sobre as substâncias químicas presentes no local do estudo. Estas informações são utilizadas nas próximas etapas, avaliação da exposição, considerando a população humana que pode estar sob exposição, e avaliação da toxicidade, determinando o quão tóxicas são as substâncias. Todas estas informações são combinadas na última parte da metodologia: a caracterização dos riscos. Risco é um termo complexo com diferentes significados para diferentes pessoas. Risco no contexto da saúde humana e meio ambiente pode ser descrito como a possibilidade de que efeitos adversos ocorram em uma população humana sob específicas condições de exposição a determinadas substâncias químicas. Este método separa todas as substâncias químicas em dois grupos, dependendo de seus efeitos tóxicos: cancerígenos e não cancerígenos. Os valores de toxicidade para substâncias cancerígenas são denominados de fator de inclinação ("slope factor"), e para as substâncias não cancerígenas são chamadas de dose de referência (DR). Dose de Referência é uma estimativa de exposição diária de uma população humana, incluindo subgrupos sensíveis, para a qual é improvável o aparecimento de efeitos adversos durante toda a vida. As relações entre a estimativa de exposição diária e os valores de toxicidade são utilizadas para a caracterização dos riscos ambientais.

O objetivo geral deste trabalho é apresentar as linhas básicas da metodologia de avaliação de riscos toxicológicos ambientais, enfocando sobretudo a avaliação de riscos à saúde humana e apresentar o estudo realizado em área de mineração de carvão na região Sul Catarinense.

Basicamente, a medida de risco à saúde humana tem, no mínimo, duas componentes do ponto de vista do gerenciamento do risco ambiental: a exposição ou oportunidade, e o impacto quantitativo. O impacto quantitativo relaciona o tipo e o grau de severidade provavelmente resultante da exposição; está relacionado à toxicidade de uma substância química, a qual existe com ou sem a ocorrência de exposição. A toxicidade de uma substância está relacionada ao binômio substância química e indivíduo de específica espécie que mostre resposta tóxica à substância. Os riscos resultam somente de exposições reais ou potenciais de espécies que mostrem respostas tóxicas como resultado da exposição. Sem possibilidade de exposição, não há risco potencial, a despeito da toxicidade da



substância. Portanto, enquanto toxicidade é um atributo genérico que descreve a interação entre substância tóxica e determinado sistema biológico, o risco é um atributo específico de uma particular situação (Wilson, 1991).

O que faz a singularidade de cada local geográfico a ser estudado é sua particular combinação de características. Há, então, infinitos cenários potenciais para avaliação de risco toxicológico, levando-se em consideração a população de risco, a natureza dos contaminantes, suas toxicidades para diferentes espécies animais e vegetais e para os seres humanos, vias de exposição e a probabilidade da exposição, fatores ambientais que contribuem ou inibem a toxicidade dos contaminantes, mudanças a curto e a longo-prazo na estrutura das comunidades bióticas, e os efeitos das ações moderadoras sobre o meio ambiente e sobre a saúde humana no ou próximo ao local do estudo.

A exposição ambiental de seres humanos às substâncias tóxicas se caracteriza por baixas doses durante longo período de tempo. Ainda, riscos ambientais não podem ser medidos diretamente, mas apenas estimados e riscos reais podem ser avaliados somente depois do aparecimento dos efeitos adversos.

As linhas básicas da metodologia de avaliação de riscos à saúde humana (USEPA, 1989) são mostradas a seguir:

#### 1. Coleta e Avaliação de Dados Disponíveis

- a) reunião e análise de dados relevantes sobre o local de estudo
- b) identificação dos agentes tóxicos
- c) formulação de modelo conceitual

#### 2. Avaliação de Exposição

- a) análise da liberação do contaminante
- b) identificação das populações expostas
- c) identificação de todas as potenciais vias de exposição
- d) estimativa das concentrações de exposição para cada via
- e) estimativa de dose diária recebida para cada via, para contaminantes individuais

#### 3. Avaliação de Toxicidade

- a) coleta de informações toxicológicas qualitativas e quantitativas
- b) determinação dos valores de toxicidade para contaminantes individuais

#### 4. Caracterização de Risco

- a) caracterização potencial de ocorrência de efeitos adversos à saúde
  - a.1) estimativa de risco de câncer
  - a.2) estimativa de quociente de risco para efeitos não cancerígenos
- b) avaliação de incertezas

Sabendo-se que os poluentes movem-se de um compartimento ambiental para outro, a estimativa da intensidade total de poluição tóxica (levando-se em consideração os múltiplos elementos químicos potencialmente tóxicos e todas as potenciais vias de exposição ao homem) será mais representativa do que a estimativa da intensidade de poluição em um específico compartimento ambiental e suas potenciais vias de exposição diretamente relacionadas àquele compartimento. Embora nenhum enfoque único seja recomendado para as avaliações de risco por exposições a múltiplas substâncias, são recomendadas diretrizes gerais, tais como a aditividade de doses (ou de resposta). Afirma-se que a aditividade de dose (ou de resposta) é teoricamente válida e portanto, é a que melhor se aplica para avaliar exposições a múltiplos elementos, de ação similar e que não interatuem. Propõem-se que a suposição de aditividade produza geralmente cálculos neutros de risco (ou seja, nem conservador nem indulgentes) e que seja aceitável para compostos que induzam tipos similares de efeitos nos mesmos locais de ação (CPEHS, 1988).

A **coleta e a avaliação dos dados** envolve a reunião e análise dos dados disponíveis, relevantes à avaliação da saúde humana, após a identificação das substâncias presentes no local de interesse do processo de avaliação de risco potencial à saúde humana e após a elaboração do modelo conceitual.

A **avaliação de exposição** é a determinação ou estimativa (qualitativa ou quantitativa) da magnitude, frequência, duração e via de exposição. As etapas que compõem o processo de avaliação da exposição ambiental estão descritas abaixo:

##### Etapas no Processo de Avaliação da Exposição

- a) Caracterização da Exposição
  - fonte/liberação do agente tóxico
  - ambiente físico
  - populações potencialmente expostas

b) Identificação das Vias de Exposição

- ponto de exposição
- vias de exposição

c) Quantificação da Exposição

- c.1) estimativa da concentração da exposição
- c.2) cálculo da dose diária recebida para específica via de exposição

Na etapa de **caracterização da exposição**, relaciona-se a exposição às características físicas gerais do local geográfico e das populações pertencentes ao local ou próximas dele. Esta etapa considera as características da população presente, bem como daquelas populações de potencial exposição no futuro, que pode diferir com usos alternativos do solo. Na etapa seguinte, são identificadas aquelas vias pelas quais as populações previamente identificadas podem estar expostas. As vias de exposição são identificadas considerando-se as fontes, as liberações, os tipos e a localização do agente químico no local; o provável comportamento ambiental do agente químico; a localização e atividades das populações expostas. Os pontos de exposição e as vias de exposição são identificadas. O rastreamento entre estas diferentes vias de exposição para identificar as mais prováveis pode ser feito levando-se em consideração as propriedades físico-químicas de cada específico elemento químico.

Deve-se quantificar a magnitude, a frequência e a duração da exposição para cada via de exposição identificada na etapa anterior. É mais frequentemente conduzida através de duas estimativas; a estimativa da concentração de exposição e o cálculo de dose recebida diária (DRD).

A estimativa de concentrações da exposição determina a concentração de substâncias químicas que serão contatadas durante o período de exposição. O cálculo de dose recebida ou administrada resulta na quantificação da exposição ao agente químico específico para cada via de exposição identificada na fase anterior. As fontes de incertezas (isto é, variabilidade nos dados analíticos, resultados de modelos e consideração de parâmetros) e seus efeitos sobre a exposição estimada devem ser avaliados. Estimativas de exposição são expressas em termos de dose (expressado como mg/Kg.dia).

$$DD = C \times TC \times DFE / PC \times TA,$$

onde,

DD= dose diária recebida ou administrada; a quantidade de substância química por quilograma de peso corporal por dia (mg/Kg.dia);

C= concentração da substância química; a concentração média contatada sob específico período de exposição (por exemplo, mg por litro de água)

TC= taxa de contato; a quantidade de meio contaminado por unidade de tempo (por exemplo, litros por dia);

DFE= tempo de duração e frequência de exposição; descreve quão longa e freqüente é a exposição (dias por ano/ durante n anos);

PC= peso corporal; a média do peso corporal para o período de tempo sob exposição (Kg);

TA= período sob o qual a exposição é averiguada (dias)

Na avaliação de toxicidade se pretende avaliar o potencial do contaminante para causar efeitos adversos em indivíduos expostos e providenciar, quando possível, uma estimativa de interrelação entre a extensão da exposição ao contaminante e o aumento da probabilidade e/ou severidade dos efeitos adversos, geralmente através da relação dose-resposta. Nos sites da USEPA [www.epa.gov](http://www.epa.gov) e da IRIS-Integrated Risk Information System [www.iris.org](http://www.iris.org) é possível acessar os valores de toxicidade para centenas de contaminantes.

Para a **avaliação da toxicidade para efeitos não cancerígenos**, a dose de referência (DR) é o valor de toxicidade utilizado na maioria das vezes. Vários tipos de DR são disponíveis dependendo da via de exposição, do efeito crítico e o tipo de exposição a ser avaliada. DR crônica é definida como uma estimativa (com incertezas de uma ordem de magnitude ou mais) do nível de exposição diária para populações humanas, incluindo subpopulações sensíveis, sem apreciável risco de efeitos deletérios durante toda a vida. DRs crônicas são especificamente desenvolvidas para a proteção a longo prazo de exposições a determinado agente tóxico. Um conceito fundamental para este tipo de efeito é o conceito de limiar. Acredita-se que para muitos efeitos não cancerígenos existam mecanismos orgânicos protetores que se manifestam antes do surgimento de efeitos adversos causados pelo agente tóxico, impedindo o aparecimento do efeito tóxico. Por exemplo, em tecidos onde grande número de células realizam similares funções, a população celular deve ser significativamente atingida para que o efeito adverso se manifeste. Assim, há um intervalo de exposições de zero a algum valor finito que pode ser tolerado pelo organismo. No desenvolvimento de valores de toxicidade para avaliação de efeitos não cancerígenos (isto é, derivação de DRs), o enfoque deve ser o de identificar o limite superior desta faixa de tolerância (isto é, o máximo nível sublimiar).

Na **avaliação da toxicidade para efeitos cancerígenos**, um fator de inclinação (“slope factor”) e a determinação do peso de evidência são os dados mais comumente utilizados. Um conceito fundamental é sobre o efeito sem limiar. Admite-se que efeitos cancerígenos, ao contrário dos efeitos não cancerígenos à saúde, sejam fenômenos para os quais a avaliação de risco não pode ser baseada em limiar. Para efeitos cancerígenos, assume-se que mesmo um pequeno número de eventos moleculares pode evocar mudanças em uma única célula que pode desencadear uma proliferação celular desordenada e eventualmente evoluir para um quadro clínico de doença. Este mecanismo hipotético para efeitos cancerígenos é referido como “sem limiar”, porque acredita-se essencialmente que qualquer nível de exposição para tal agente químico possua uma finita probabilidade, mesmo que pequena, de uma resposta cancerígena generalizada. Isto é, considera-se que nenhuma dose seja livre de risco. Portanto, para avaliar risco de câncer não se pode estimar um efeito limiar. Para efeitos cancerígenos, a U.S.EPA utiliza uma avaliação em duas partes, na qual primeiro é dado um valor de peso de evidência para a substância e depois é calculado um “fator de inclinação” da reta resultante da relação dose-resposta.

A determinação do peso de evidência é realizada separadamente para estudos em humanos e estudos em animais e, após combinados, é classificada como suficiente, limitada, inadequada, sem dados ou com evidência para não causar efeito cancerígeno, como mostrado na **Tabela 1**.

**Tabela 1.** Sistema de Classificação para peso de evidência para cancerígenos.

GRUPO	DESCRIÇÃO
A	Cancerígeno Humano
B1 ou B2	Provável cancerígeno humano
	B1 dados limitados
	B2 suficiente evidência em animais e inadequada ou sem evidência em humanos
C	Possível cancerígeno humano
D	Não classificado como cancerígeno humano
E	Evidência para não cancerígeno humano.

A **caracterização do risco** é a etapa final do processo de avaliação de risco à saúde humana. As avaliações de exposição e de toxicidade são integradas numa expressão qualitativa e quantitativa de risco. A metodologia de caracterização de risco difere para os dois diferentes tipos de toxicidade, não

cancerígena e cancerígena, causadas por substâncias químicas. Para caracterizar o potencial de efeitos não cancerígenos, são feitas comparações entre os valores de dose estimados para cada uma das substâncias e seus valores de toxicidade (DR) adequados em função da via de exposição. Para caracterizar o potencial de efeitos cancerígenos, ou seja, a probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer em qualquer momento de sua vida em decorrência de uma exposição ambiental crônica, são feitas relações entre os valores de dose estimados para cada uma das substâncias e seus valores de toxicidade. Além de realizar os cálculos numéricos das estimativas de risco, é necessário interpretar, apresentar e qualificar os resultados.

Para o cálculo de risco (substâncias cancerígenas) ou índice de perigo (substâncias não cancerígenas), deve-se primeiramente considerar as substâncias individualmente.

O fator de inclinação converte a dose estimada de exposição diária diretamente em incremento de risco para um indivíduo desenvolver câncer.

Risco= DD \* Fator de Inclinação

onde:

Risco = estimativa da probabilidade (por exemplo,  $2 \times 10^{-5}$ ) de um indivíduo desenvolver câncer

DD= estimativa de dose crônica diária recebida ( $\text{mg.Kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ); e

Fator de inclinação em  $(\text{mg.Kg}^{-1}.\text{d}^{-1})^{-1}$

O quociente de perigo não cancerígeno assume que há um nível de exposição (ou seja, a dose de referência-DR), abaixo do qual é improvável que ocorram efeitos adversos à saúde humana, mesmo em subpopulações sensíveis.

Quociente de perigo não cancerígeno= DD/DR

onde,

DD= estimativa de dose crônica diária recebida ( $\text{mg.Kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ) e;

DR= dose de referência ( $\text{mg.Kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$ )

Se o nível de exposição (DD) excede este limiar (isto é, se DD/DR excede a unidade) há perigo de potenciais efeitos adversos não cancerígenos. Como regra geral, quanto maior o valor de DD/DR acima da unidade, maior o nível de perigo. Entretanto, não se deve interpretar as razões DD/DR como probabilidades

estatísticas. É importante enfatizar que o nível de perigo não cresce linearmente quando há aproximação do nível de exposição com a dose de referência, pois para cada dose de referência, individualizada para cada elemento químico, é derivada com diferentes níveis de incerteza e baseada em diferentes efeitos tóxicos. Ou seja, a inclinação da curva dose-resposta para a derivação da dose de referência pode variar grandemente dependendo da substância.

Estimar riscos ou perigo potencial para um determinado agente químico deve significativamente subestimar os riscos associados com exposições simultâneas a diversas substâncias químicas. Então, no caso de exposições simultâneas a diversos elementos químicos de várias fontes e por mais do que uma via de exposição, devemos utilizar procedimentos de cálculos para efeitos cancerígenos e efeitos não cancerígenos. Ambos procedimentos a aditividade de dose na ausência de informação específica sobre as misturas de elementos químicos, o que ocorre freqüentemente.

A equação mostrada abaixo é utilizada para estimar incremento de risco de câncer em pessoas durante toda a vida, decorrente de exposição simultânea a uma série de substâncias químicas cancerígenas.

Equação para estimar risco de câncer por exposição simultânea a múltiplas substâncias:

$$\text{Risco T} = \sum \text{Risco}_i$$

onde,

Risco T= risco total de câncer, expressado como probabilidade, e;

Risco<sub>i</sub>= o risco estimado para cada substância

A seguinte equação é utilizada para estimar o potencial de efeitos não cancerígenos decorrente de exposição simultânea a uma série de substâncias químicas não cancerígenas, denominado de Índice de perigo (IP) para efeitos não cancerígenos:

$$\text{IP} = \text{DD}_1/\text{DR}_1 + \text{DD}_2/\text{DR}_2 + \dots + \text{DD}_i/\text{DR}_i$$

onde,

DD<sub>1</sub>= dose crônica diária estimada (mg.Kg-1.d-1) para a substância 1;

DR= dose de referência (mg.Kg-1.d-1) para a substância 1

O índice de perigo é uma reafirmação deduzida facilmente da aditividade da dose, e portanto, é sumamente acertado quando se está considerando compostos que tenham ação tóxica similar.

Há freqüentes situações em que devemos combinar estimativas de risco ou perigo de efeitos cancerígenos ou não cancerígenos, respectivamente, por exposição a múltiplas substâncias químicas por múltiplas vias simultaneamente. Por exemplo, um indivíduo pode estar sujeito a exposição por múltiplas substâncias por múltiplas vias; por consumir água contaminada de poço, por comer peixe contaminado por determinado agente químico, e através da inalação de partículas e de substâncias químicas a elas associados. O total da exposição a várias substâncias químicas será igual à soma das exposições por todas as vias.

Primeiro, soma-se os riscos de cancer para cada via de exposição que contribui para a exposição total do indivíduo ou população. O risco de cancer de várias vias de exposição é assumido ser aditivo, para os mesmos indivíduos e tempo de exposição. Então, temos:

Risco de cancer total por exposição a substâncias químicas= Risco (via de exposição 1) + Risco (via de exposição 2) +.....+ Risco (via de exposição i)

Para avaliar o potencial total para efeitos não cancerígenos por exposições por diversas vias, deve-se calcular o índice de perigo total para diferentes períodos de duração da exposição (crônica, subcrônica e aguda) separadamente, utilizando a seguinte equação:

Índice de perigo total por exposição a substâncias químicas= Índice de perigo (via de exposição 1) + Índice de perigo (via de exposição 2) +.....+ Índice de perigo (via de exposição i)

Quando o índice de perigo total para um indivíduo exposto ou grupo de indivíduos excede a unidade, há perigo de potenciais efeitos adversos não cancerígenos à saúde humana. Para múltiplas vias de exposição, o índice de perigo pode exceder a unidade mesmo se nenhuma única via de exposição exceder a unidade em seu índice de perigo individual. Se o índice de perigo total excede a unidade e se as vias de exposição combinadas resultaram de índices de perigo baseados sobre diferentes substâncias químicas, é necessário que se separe e analise em separado as contribuições das diferentes substâncias químicas de acordo com os diferentes efeitos tóxicos a eles associados.



Finalmente, deve-se avaliar as incertezas referentes tanto à derivação dos valores de toxicidade, DR e Fator de Inclinação, respectivamente, para efeitos não cancerígenos e cancerígenos, bem como da abordagem de aditividade de doses, estimativas de exposição, etc. Uma abordagem suplementar para análise das incertezas é usar métodos analíticos (por exemplo, análise de incertezas de primeira-ordem) ou métodos numéricos (por exemplo, análise de Monte Carlo), quando apropriado. Deve-se ressaltar que a análise qualitativa das incertezas é preferencial à quantitativa porque a última requer dados raramente disponíveis.

## **ESTUDO DE CASO**

### **Avaliação de risco à saúde humana em área de mineração de carvão na região Sul Catarinense**

A denominada “Região Carbonífera Sul Catarinense” está localizada no sudeste do estado de Santa Catarina. Em 1980 esta região foi classificada como a XIV Área Crítica Nacional para Efeito de Controle de Degradação Ambiental (Decreto Federal 86206). Dez (10) empresas estão instaladas na região e exploram nove minas subterrâneas e duas à céu aberto. Três bacias hidrográficas são consideradas impactadas pela atividade mineradora de carvão: Bacia do rio Tubarão, Bacia do rio Urussanga e Bacia do rio Araranguá (CETEM/CANMET, 2000). Trinta e cinco (35) municípios estão localizados nestas 3 bacias hidrográficas, com mais de meio milhão de habitantes. Considera-se que a bacia hidrográfica mais impactada pelas atividades carboníferas seja a Bacia do rio Araranguá, onde localiza-se cerca de 80% da produção de carvão.

Um dos maiores problemas ambientais relacionados à extração de carvão mineral é a drenagem ácida de minas (DAM), que atinge intensamente os recursos hídricos adjacentes. DAM é um processo gerador de ácido pela oxidação de sulfetos, quando em contato com oxigênio e água. O ácido gerado é capaz de dissolver os metais previamente ligados ao minério e, quando carregados para o ambiente aquático, acarreta baixos valores de pH. Estes baixos valores de pH podem exercer efeitos adversos, especialmente sobre os peixes, pois apresentam sensibilidade a variações no valor de pH. O pH ótimo na água, para o peixe, varia entre 6,5 a 9,0. Em grande parte dos corpos hídricos da região, o valor do pH está abaixo de 4,0, podendo atingir valores tão baixos como 2,5-2,0. Este ambiente ácido permite que os metais fiquem predominantemente na fase dissolvida, ou seja, biodisponíveis para a captação pela biota aquática.

A primeira etapa para a metodologia de avaliação de risco à saúde (USEPA, 1989) exige a elaboração de um modelo conceitual qualitativo, que considera características da fonte e poluentes de interesse, comportamento e transporte através dos diversos compartimentos ambientais, vias de exposição e efeitos tóxicos críticos. Vários fatores ligados ao processo de produção do carvão foram levados em consideração na concepção do modelo conceitual. Metais pesados, tais como Pb, Cr, Ni, Zn e Cd; e outros metais, tais como Al, Cu, Fe e Mn; bem como a geração de partículas na atmosfera e SO<sub>2</sub> foram considerados como poluentes prioritários em áreas carboníferas. As e Hg devem também ser investigados, pois, embora eles tenham apresentados baixos teores nos trabalhos prévios consultados, são conhecidas as dificuldades analíticas relacionadas a estes metais.

O trabalho de campo foi realizado em 2000 e 2001, com 5 viagens de 7 dias cada, quando foi possível analisar-se as possíveis vias de exposição da população humana presente na área. Os dados sobre teores de contaminantes (Pb, Cr, Ni, Zn, Cd, Al, Cu, Fe, Mn, As e Hg) nos compartimentos ambientais foram coletados do documento DNPM (1999) para caracterização da contaminação de águas superficiais na Bacia do Rio Araranguá. Até o momento não estão disponíveis dados sobre radionuclídeos e/ou compostos orgânicos gerados pela combustão espontânea área do estudo. A população utiliza águas subterrâneas para consumo, especialmente nas áreas rurais, o que pode representar importante via de exposição desta população. As águas superficiais não são utilizadas para recreação. Portanto, a ingestão acidental de águas durante o banho não parece ser uma via de exposição provável.

O presente trabalho apresenta uma avaliação de risco à saúde humana por exposição ambiental associada a exploração de carvão mineral. São mostrados e discutidos os resultados da abordagem de rastreamento de risco quantitativo não cancerígenos à saúde humana por exposição a metais pesados na área sob estudo. Os efeitos cancerígenos não foram considerados neste estudo pela carência de dados sobre teores de compostos cancerígenos nas matrizes ambientais.

A **Tabela 2** mostra um resumo dos poluentes de interesse, efeitos críticos à saúde humana associados à presença do poluente nos diferentes compartimentos ambientais.

**Tabela 2.** Sumário dos poluentes tóxicos de interesse, efeitos críticos e compartimentos ambientais envolvidos na exposição humana crônica ambiental na Região Carbonífera Sul Catarinense

Poluente de interesse	Efeito crítico à saúde humana	Compartimento ambiental
As	Carcinoma de pele; câncer em múltiplos órgãos	Água
Cd	Nefrotoxicidade	Alimentos
Cr VI	Câncer no sistema respiratório Dermatite de contato Problemas gastrointestinais	Atmosfera Água (contato dérmico) Água
Cu	Cirrose hepática (requer pré-disposição genética)	Água e alimentos contaminados
Fe	Hepatotóxico Efeitos cardiovasculares	Alimentos
Hg	Nefrotoxicidade	Atmosfera
MeHg	Efeitos neurotóxicos e teratogênicos neurotóxicos	Peixes
Ni	Câncer no sistema respiratório	Atmosfera
Mn	Neurotoxicidade Cirrose hepática	Atmosfera e alimentos
Pb	Neurotoxicidade	Atmosfera e alimentos
SO <sub>2</sub>	Toxicidade ao Sistema respiratório	Atmosfera
Hidrocarbonetos aromáticos	Efeitos cancerígenos	Atmosfera e alimentos
Particulados	Toxicidade ao Sistema respiratório	Atmosfera

A dose crônica diária recebida pode ser estimada através da equação:

$Dose = (C * TI) / PC$ , onde;

C=concentração do metal na água superficial (ug/L) and TI= taxa de ingestão de água; 2L/day; PC= peso corporal médio (70kg). O nível de exposição é estimado multiplicando-se o nível superior do intervalo de confiança de 95% da média aritmética dos teores de metais em água superficial, pela taxa média de consumo de água pela população, estimada em 2 L/dia-1 e dividindo-se por 70 kg, considerado uma média de peso de adultos humanos. Na avaliação de risco à saúde humana, em nível de rastreamento, define-se que um QP é a razão entre a dose recebida diária (DD) e a dose de referência (DR); ou seja, DD/DR. Quando QP excede a unidade, deve-se considerar que poderá haver manifestações adversas na saúde humana causadas pela exposição a determinada substância química. O índice de perigo (IP) integra o quociente de perigo devido a exposição a múltiplos compostos por uma mesma via de exposição. Se o IP exceder a unidade, deve-se considerar a possibilidade de aparecimento de efeitos adversos na população, oriundos da exposição humana às substâncias químicas consideradas no estudo.

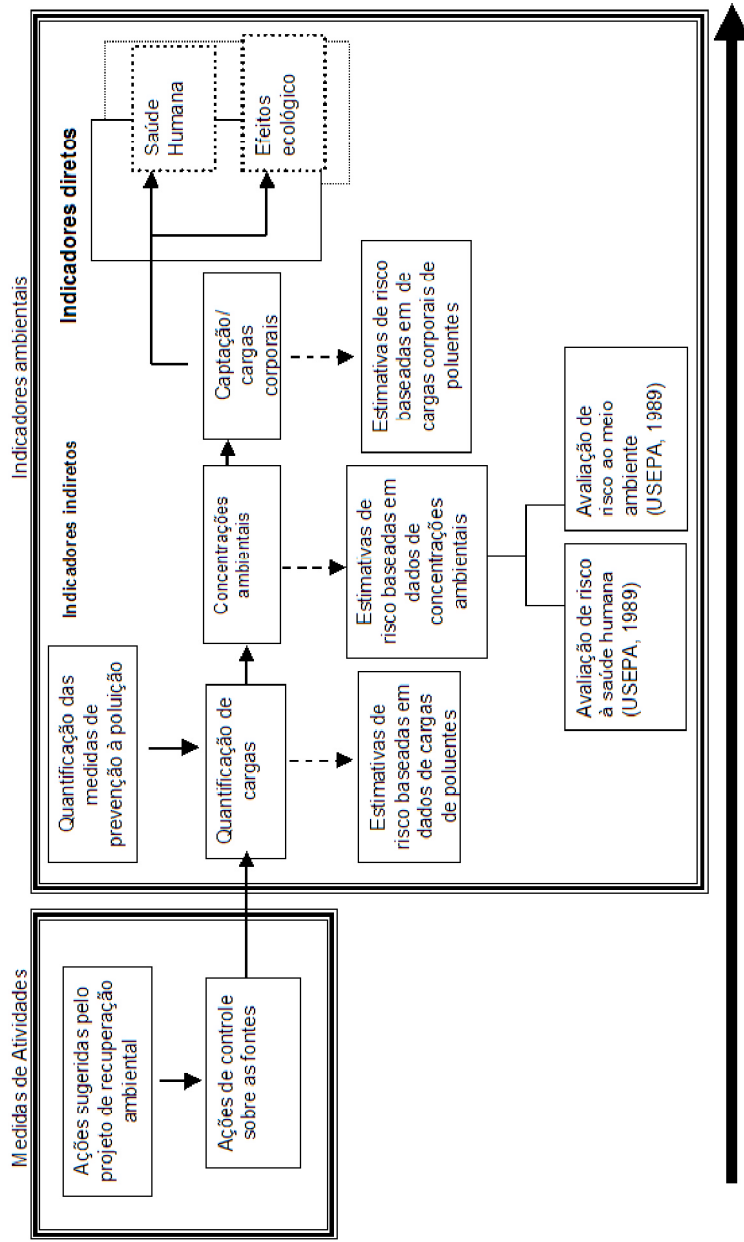
Foram encontrados dados na literatura sobre os teores de Cu, Pb, Zn, Fe, Mn, Cd e Al em águas superficiais da bacia do rio Araranguá. Dispõem-se de valores de dose de referência para Cd, Mn e Zn. Por esta razão, neste estudo foram considerados apenas os metais Cd, Mn e Zn para a avaliação de risco toxicológico. O Alumínio (Al) deve ser investigado por sua importância toxicológica, uma vez que tem sido freqüentemente associado a doenças degenerativas do SNC, sobretudo a doença de Alzheimer (Klaassen, 1997). O grau de incerteza a cerca de efeitos tóxicos Pb à saúde humana são relativamente baixos quando comparados a outros contaminantes ambientais. Entretanto, tem-se demonstrado que alguns destes efeitos, particularmente mudanças nos níveis sanguíneos de certas enzimas e mudanças em aspectos do desenvolvimento neurocomportamental em crianças, podem decorrer de níveis de Pb no sangue tão baixos, que não se pode considerar um valor essencialmente sem risco. Por esta razão, não se considera apropriado derivar dose de referência para o Pb. O Pb é classificado como um possível cancerígeno humano-B2, sem fator de inclinação derivado ([www.epa.gov/iris/index.html](http://www.epa.gov/iris/index.html)). Adicionalmente, não se dispõem de dose de referência para Al e Cu. Os corpos hídricos considerados, das nascentes para a foz, a dose de referência para cada metal, o coeficiente de perigo e o índice de perigo estimados estão mostrados na **Tabela 3**.

**Tabela 3.** Resultados do quociente de perigo e do índice de perigo na avaliação de riscos à saúde humana por exposição a metais devido a consumo de água superficial

Corpo hídrico e pontos de amostragem	Quociente de Perigo			Índice de Perigo
	Cd	Mn	Zn	
Oral RFD	5.00E-04	1.40E-01	3.00E-01	
Maina River				
DNPM 31	2.38E-03	2.04E-02	1.43E-02	3.71E-02
DNPM 35	1.66E-01	8.98E-01	1.43E-02	1.80E+00
Criciúma River				
DNPM 45	6.66E-03	1.02E-01	1.43E-02	1.23E-01
Sangão River				
DNPM 38	1.54E-01	4.49E-01	1.43E-02	6.18E-01
DNPM 44	1.86E-01	6.33E-01	2.86E-02	8.47E-01
Pio River				
DNPM 013	2.38E-03	2.04E-02	1.43E-02	3.71E-02
Florita River				
DNPM 024	4.19E-02	7.96E-01	1.43E-02	8.52E-01
Mãe Luzia River				
DNPM01	2.38E-03	1.02E-02	1.43E-02	2.69E-02
DNPM012	1.24E-02	1.84E-01	1.43E-02	2.10E-01
DNPM 017	1.52E-02	2.86E-01	1.43E-02	3.15E-01
DNPM021	1.90E-02	2.86E-01	1.43E-02	3.19E-01
DNPM048	5.05E-02	9.18E-01	1.43E-02	9.83E-01

Os resultados mostraram que nenhum dos pontos estudados apresentaram índice de perigo acima da unidade, exceto na foz do rio Maina. Em relação ao rio Mãe Luzia, o índice de perigo aumentou cerca de 2 ordens de magnitude entre as nascentes e a foz (de aproximadamente 0,03 para 0,98, o que está próximo da unidade) e o metal mais representativo deste acréscimo é o Mn.

Deve-se levar em consideração, entretanto, que foram identificados várias lacunas de informação que devem ser satisfeitas para uma completa avaliação de risco à saúde humana, principalmente a geração de dados de contaminantes em águas subterrâneas e na atmosfera. Por esta razão, é preciso lembrar que a avaliação de risco é um processo contínuo, que deve ser melhorado à medida que são gerados dados analíticos referentes a outros contaminantes e/ou vias de exposição considerados importantes para a situação local. Deve-se considerar, também, que na área do estudo existem outras atividades antrópicas além da mineração de carvão, as quais podem ter contribuições relativas para a exposição ambiental da população local.



**Figura 1.** Indicadores “continuum” para medida da eficiência de programas ambientais.

## BIBLIOGRAFIA

- CETEM- CANMET, SIECESC, 2000 Projeto Conceitual para Recuperação Ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense. Relatórios Técnicos. vol. I, II e III, números 45/00 250p.; 46/00 280p. ; RT15/01, 2000 e RT s.n, 250p. 2001.
- DNPM (1999) Controle da Poluição Hídrica Decorrente da Atividade de Mineração/ Programa de Estudo de Casos. Diagnóstico da Qualidade da Água na Bacia do Rio Araranguá. Relatório Final, 199p.
- IBASE (2001) Indicadores do impacto socioambiental das atividades da Petrobrás na Baía de Guanabara. Relatório Final, 157p.
- Klaassen, CD. (1997) Heavy Metals and Heavy Metals Antagonists. In: Goodman & Gilman's The Pharmacological Basis of Therapeutics. Gilman, A.G., Goodman, L.S., Rall, T.W. and Murad, F. p. 1605-1627. Macmillan Publishing Company
- RCRA Environmental Indicators Progress Report: 1995 Update Office Of Solid Waste June, 1996, 304p.
- U.S. EPA. United States Environmental Protection Agency (1989a) Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol I: Human Health Evaluation Manual, 400p.
- U.S.EPA, 1996 Environmental Indicators of Water Quality in the USA, Washington, DC. 150p.
- WILSON, A, R. Environmental risk: Identification and management. Lewis Publishers Inc. Chelsea, MI, USA, 1991. 431p
- [www.epa.gov/iris/index.html](http://www.epa.gov/iris/index.html)

---

*Endereço para Correspondência: / Mailling Address:*

Zuleica Carmem Castilhos<sup>1</sup>; Paulo Sergio Moreira Soares<sup>2</sup>; Roberto de Barros Emery Trindade<sup>2</sup>; Juliano Peres Barbosa<sup>2</sup>; Errol van Huyssteen<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Serviço de Gestão Ambiental, Coordenação de Desenvolvimento Sustentável

<sup>2</sup>Serviço de Tecnologias Limpas, Coordenação de Inovação Tecnológica - Centro de Tecnologia Mineral

<sup>3</sup>CANMET

Av. Ipê, 900 Ilha da Cidade Universitária 21921-590 RJ Brasil

Tel: 55 21 3865-7288 Fax: 55 21 2590-3047

E-mail: [zcastilhos@cetem.gov.br](mailto:zcastilhos@cetem.gov.br) / [psoares@cetem.gov.br](mailto:psoares@cetem.gov.br)

[rtrindade@cetem.gov.br](mailto:rtrindade@cetem.gov.br) / [jbarbosa@cetem.gov.br](mailto:jbarbosa@cetem.gov.br)

## Tratamento de Drenagem Ácida de Mina por Processo de Neutralização Controlada

---

Possa, M.V.; Santos, M.D.C.



### RESUMO

A contribuição apresenta de forma resumida parte do estudo “Tratamento de Efluentes de Drenagens Ácidas através de Processos Ativos”, integrante do Projeto de Assessoria na Implantação de Tecnologias para Mitigação e Controle de Drenagens Ácidas, desenvolvido pelo Centro de Tecnologia Mineral na região carbonífera de Santa Catarina. A capacitação e atuação do CETEM nesta área, junto ao Sindicato da Indústria de Extração de Carvão do Estado de Santa Catarina e às mineradoras de carvão, tem contribuído para a difusão e ampliação de conhecimentos sobre o tema e para a elaboração e adoção de medidas de mitigação de impactos ambientais em toda a região.

A partir de um efluente de referência com características físico-químicas baseadas em dados reais das carboníferas foi sugerido um projeto piloto de uma unidade de tratamento químico com precipitação estagiada em duas etapas de neutralização e reciclagem da lama de processo adensada. Recomendações sobre ensaios laboratoriais e operacionais preliminares para esta unidade são também apresentados, após uma introdução dos fundamentos básicos do tratamento químico.



## INTRODUÇÃO

O tratamento químico convencional da drenagem ácida de mina (DAM) inclui os processos de neutralização da acidez com reagentes alcalinos e precipitação dos íons metálicos da solução aquosa, de forma a se obter um efluente para reuso e descarte nos rios com características em conformidade com o estabelecido pela legislação federal, estadual ou municipal.

A seleção do processo de tratamento mais adequado requer o conhecimento: da vazão e qualidade do efluente; vazão e qualidade do corpo receptor; volume da bacia de decantação; disponibilidade de eletricidade local e outros insumos; entre outros fatores.

De forma simplificada, a maioria dos sistemas de tratamento de DAM consiste em: tubulação, calha ou valo pelo qual o efluente entra no processo; tanque(s) de reação (reator) para o tratamento químico; dispositivo controlador para dosagens de reagentes; bacia de decantação para armazenar a lama de precipitados; sistema de deságüe do efluente tratado; e monitoramento da qualidade do efluente.

Para avaliar a quantidade de ácido gerada ao longo de um ano por uma mineração, pode-se empregar a equação (1), apresentada por Skousen et al. (1996):

$$t_{\text{ácido}} / \text{ano} = \text{vazão do efluente (galões/min)} \times \text{acidez (mg/L)} \times \text{fator } 0,0022 ; \quad (1)$$

e a quantidade dos principais reagentes necessária para a neutralização do efluente pode ser estimada pela equação (2):

$$t_{\text{neutralizante}} / \text{ano} = (t_{\text{ácido}} / \text{ano} \times \text{fator conversão}) / \text{eficiência de neutralização} . \quad (2)$$

Na Tabela 1, encontra-se o *fator de conversão* (obtido pela estequiometria da reação), a *eficiência de neutralização* (baseada em resultados de ensaios práticos) e o preço (em US\$ de 1996), para pequenas e grandes quantidades, dos principais reagentes empregados.

Os principais reagentes utilizados no tratamento de drenagens ácidas são: calcário; cal hidratada; cal virgem; barrilha; soda cáustica (sólida e em solução a 20 e 50%) e amônia.

Cada reagente possui características intrínsecas que o qualificam como mais ou menos eficiente para uma condição específica de tratamento do efluente. A melhor escolha entre eles depende de fatores técnicos e econômicos.

Os principais fatores técnicos incluem: acidez do efluente; vazão do efluente; espécies e concentrações dos metais presentes e qualidade desejada do efluente final.

Os principais fatores econômicos a considerar são: preço dos reagentes; custo operacional; investimento inicial em máquinas e equipamentos; número de anos necessários para o tratamento; taxa de retorno e fatores de risco.

**Tabela 1.** Principais compostos químicos empregados no tratamento de DAM

Nome Comercial		Fórmula	Fator de conversão	Eficiência de neutralização	Preço** (US \$ / t)		
					grande quant.	pouca quant.	
Calcário	t	CaCO <sub>3</sub>	1	0,3	10	15	
Cal Hidratada	t	Ca(OH) <sub>2</sub>	0,74	0,9	60	100	
Cal Virgem	t	CaO	0,56	0,9	80	240	
Barrilha	t	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	1,06	0,6	200	320	
	sól.	t	NaOH	0,8	1	680	880
Soda Cáustica	20%	galão*	NaOH	784	1	0,46	0,6
	50%	galão*	NaOH	256	1	1,1	1,25
Amônia	t	NH <sub>3</sub>	0,34	1	300	680	

Fonte: Skousen, J. et al. (1996). \* galão (americano) = 3,785 litros. \*\* ano de 1996

Por exemplo, se a quantidade de ácido a ser neutralizada é de 100 t/ano, utilizando-se cal hidratada seriam necessárias para o tratamento 82 t/ano (100(0,74)/0,90).

Na **Tabela 2** estão relacionadas as principais características operacionais associadas ao uso de compostos de cálcio (carbonato, hidróxido e óxido) e ao de compostos de sódio (hidróxido e carbonato) como neutralizantes e que podem influenciar na escolha mais adequada para o tratamento da DAM.

**Tabela 2.** Fatores operacionais associados ao uso de compostos de cálcio e de sódio no tratamento de DAM.

Fatores de processo	Compostos de cálcio *	Compostos de sódio **
solubilidade em água	lenta, menos solúvel	rápida, mais solúvel
forma de aplicação	requer mistura	direta, difunde-se bem
dureza no efluente tratado	alta	baixa
formação de gesso	sim	não
sólidos totais em suspensão elevado	ajuda a sedimentar as argilas	dispersa e mantém as partículas argilosas em suspensão
custo do reagente	menor	maior
custo de instalação e manutenção	alto	baixo

Fonte: Brigatel et alii (1998). \*CaCO<sub>3</sub>, Ca(OH)<sub>2</sub>, CaO \*\*NaOH, Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>

## Precipitação de metais e pH

Devido às múltiplas combinações de acidez e de constituintes metálicos presentes, *cada drenagem ácida é única* e o seu tratamento mais adequado pode variar amplamente de lugar para lugar.

Para que se obtenha sucesso no tratamento químico, deve-se considerar os seguintes fatores que influenciam na velocidade de reação e na eficiência de remoção dos metais presentes nas drenagens ácidas: estado de oxidação dos metais; concentração dos metais; e interação entre os metais.

O primeiro passo do tratamento consiste em neutralizar a acidez da drenagem com a adição de uma quantidade de álcalis suficiente para elevar o pH e fornecer íons hidroxila (OH<sup>-</sup>) para reagir com os íons metálicos dissolvidos na água. São assim formados hidróxidos metálicos insolúveis que precipitam e a seguir são removidos do efluente por decantação.

O pH requerido para precipitar a maioria dos metais da água varia no intervalo de 6 a 9; são exceções o hidróxido férrico que precipita em pH ácido, em torno de 3,5, e o hidróxido de alumínio, próximo a 5,5. As reações de precipitação em meio aquoso ocorrem segundo as equações genéricas (1) e (2); onde M representa os íons metálicos em solução.



### a) Precipitação de ferro

Quando os íons férricos se formam nas drenagens ácidas, imediatamente, sofrem hidrólise e precipitam da solução, se o pH estiver acima de 3,5, nas formas de hidróxido férrico Fe(OH)<sub>3</sub> ou oxi-hidróxido de ferro FeOOH ou ainda sulfato básico de ferro FeOHSO<sub>4</sub>. Entretanto, antes da formação dos precipitados insolúveis, os íons Fe<sup>3+</sup> sofrem hidrólise parcial com formação de espécies hidrolizadas solúveis. Sob neutralização controlada, essas espécies sofrem polimerização e eventual condensação via perda parcial de suas águas de hidratação, tornando-se insolúveis.

Devido à rapidez com que as reações de hidrólise do  $\text{Fe}^{3+}$  ocorrem os hidróxidos obtidos tendem a ser de natureza amorfa e coloidal, o que traz como consequência a produção de lamas com baixo teor de sólidos (1 a 2%), grandes volumes, baixa velocidade de sedimentação e estabilidade química relativamente baixa, o que as torna fontes potenciais de liberação de metais tóxicos para o meio ambiente, se não forem adequadamente descartadas.

O íon ferroso,  $\text{Fe}^{2+}$ , converte-se em hidróxido ferroso em  $\text{pH} > 8,5$  e o precipitado apresenta uma coloração verde-azulada. Na presença de oxigênio, o íon ferroso  $\text{Fe}^{2+}$  se oxida a íon férrico,  $\text{Fe}^{3+}$ , e em  $\text{pH} > 3,5$  forma-se um precipitado laranja-amarelado de hidróxido férrico, conhecido como "yellow boy".

Em drenagens ácidas onde as concentrações de oxigênio dissolvido são reduzidas, o ferro encontra-se predominantemente sob a forma iônica  $\text{Fe}^{2+}$  e deve-se adicionar uma quantidade suficiente de reagente alcalino para elevar o valor do pH acima de 8,5 para que ocorra a precipitação do hidróxido ferroso,  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ . Uma alternativa consiste em aerar a polpa previamente e converter os íons  $\text{Fe}^{2+}$  em  $\text{Fe}^{3+}$ . A seguir, alcaliniza-se o meio para ajuste do pH. Dessa forma, com a precipitação de hidróxido férrico,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  em pH final mais baixo (6-7), reduz-se o consumo de reagentes. Também<sup>3</sup> a coprecipitação e adsorção que ocorrem entre o  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  e outros íons presentes na drenagem resulta em menor solubilidade posterior<sup>3</sup> dos precipitados metálicos obtidos.

A aeração da polpa após a adição do reagente químico também é considerada uma prática benéfica, aumentando a eficiência do tratamento. Esta é especialmente aplicada quando se utiliza compostos de cálcio (calcário ou cal), que são pouco solúveis. Também a oxidação do ferro  $2+$  é favorecida em pH alcalino ( $\text{Fe}(\text{OH})_2 + \frac{1}{2} \text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3$ ). O uso da aeração mecanizada, no entanto, pressupõe<sup>2</sup> um custo adicional<sup>3</sup> em equipamentos e em consumo de energia.

#### b) Precipitação de alumínio

O hidróxido de alumínio ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ) precipita da solução em valores de  $\text{pH} > 5$  mas se solubiliza novamente em  $\text{pH} > 9$ , pois a solubilidade do alumínio em equilíbrio com a fase sólida  $\text{Al}(\text{OH})_3$  depende do pH do meio aquoso.

Em  $\text{pH} < 4$  há predominância do aquo-complexo  $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ . Quando aumenta o pH, a temperatura, ou ambos, o íon hidratado de alumínio trivalente sofre hidrólise, formando inicialmente o íon  $\text{Al}(\text{OH})(\text{H}_2\text{O})_5^{2+}$  e então diversas espécies hidroxiladas solúveis e a forma insolúvel  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Eventualmente, ocorre ainda a presença de hidroxilados polímeros como  $\text{Al}(\text{OH})_3$ <sup>7+</sup>.

Entre o pH 5 e 6, os produtos solúveis predominantes são  $\text{Al(OH)}^{2+}$  e  $\text{Al(OH)}_2^+$ ; entre o pH 5,2 and 8,8, a forma insolúvel  $\text{Al(OH)}_3$  é a dominante, e acima de pH 9, a espécie solúvel  $\text{Al(OH)}_4^-$  prevalece e se torna a única existente acima de pH 10.

No intervalo dos valores de pH de 4,7 a 10 os hidróxi alumínio poliméricos podem estar presentes e se aglomerar formando grandes flocos que precipitam da solução. Ao precipitarem carregam consigo muitos constituintes indesejáveis presentes na drenagem.

#### c) Precipitação de manganês

A precipitação do manganês torna-se complexa devido aos seus estados de oxidação. Geralmente o metal precipita em valores de pH variando de 9 a 9,5. Algumas vezes contudo, é necessário elevar o valor do pH a 10,5 para promover sua completa precipitação. Devido à interação entre os metais, a precipitação do ferro em pH 8, removerá uma quantidade considerável do manganês presente por co-precipitação. Esta somente ocorrerá se a concentração de ferro for muito superior à de manganês ( $\text{Fe/Mn} > 4$ ). Caso seja menor a concentração de ferro, torna-se necessário elevar o valor do pH acima de 9 para possibilitar a remoção de manganês. No presente caso, onde um elevado valor de pH deve ser atingido, é aconselhável o uso de uma base forte (p.ex. NaOH).

### Reagentes

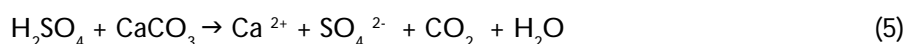
#### a) Calcário ( $\text{CaCO}_3$ )

O calcário tem sido empregado por décadas para elevar o valor do pH e precipitar metais dissolvidos na água. É o reagente mais barato, mais seguro e de mais fácil manuseio. Infelizmente, sua aplicação fica limitada pela baixa solubilidade em meio aquoso e diminuição progressiva da reatividade, pois tende a ficar recoberto por uma camada de hidróxido férrico.

É indicado no tratamento de DAM com baixos valores de pH e de acidez (baixas concentrações de metais dissolvidos). Para favorecer a reação química o calcário deve estar finamente cominuído e ser utilizado um dispositivo de mistura no reator. A eficiência do tratamento com calcário pulverizado depende do método de mistura, tamanho de partícula, aeração e características de sedimentação da lama; empiricamente, o máximo valor de pH que pode ser alcançado em meio aquoso é de 7,5.

O calcário é também muito empregado em sistemas de tratamento passivo cujos ambientes podem ser *anaeróbios*, em drenos anóxidos; e *aeróbios*, em canais abertos. Estes sistemas operando em série com outros sistemas de tratamento ativo são muito úteis em situações onde os valores limites de concentração nos efluentes descartados não estão sendo alcançados.

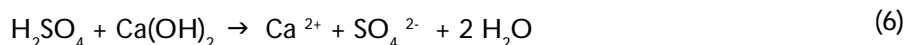
O carbonato de cálcio reage com a drenagem ácida segundo a equação química (5).



b) Cal hidratada ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ )

É comercializada sob a forma de pó e tende a ser hidrofóbica, o que leva a um custo adicional em energia para promover uma mistura eficiente no meio aquoso. A cal hidratada é empregada, principalmente, nas condições de grandes vazões do efluente e em efluentes com elevada acidez.

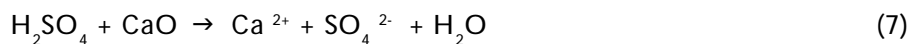
O hidróxido de cálcio reage com a drenagem ácida segundo a equação química (6):



c) Cal virgem ( $\text{CaO}$ )

A cal virgem ou cal viva é muito reativa e foi inicialmente empregada para tratar drenagens com elevada acidez e pequenas vazões ou com regime sazonal. Atualmente, este reagente vem sendo utilizado em sistemas de tratamento para drenagens com grandes vazões e elevada acidez, devido ao baixo custo relativo. Os custos totais são em média 75% menores do que os de sistemas que empregam soda cáustica, e de 20 a 40% do que os de sistemas com amônia.

A cal reage rapidamente com a água formando o hidróxido de cálcio, ou cal extinta ( $\text{CaO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}^{2+} + 2 \text{OH}^-$ ). A solução de hidróxido de cálcio obtida, chamada água de cal, é praticamente insolúvel em mais água. Em drenagens muito ácidas a reação (7) é favorecida.

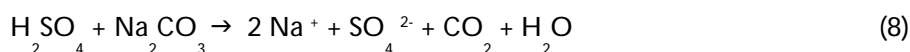


Se a concentração de sulfato for elevada (acima de 2.000 mg/L) o limite de solubilidade será excedido e ocorrerá formação de um precipitado de anidrita ou gesso ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ ). O mesmo se aplica quando é utilizado calcário ou cal hidratada.

d) Barrilha ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ )

É empregada geralmente em áreas remotas, para drenagens com pequenas vazões, baixa acidez e baixas concentrações de metais dissolvidos. Seu uso está em declínio. A escolha da barrilha para o tratamento de DAM está mais baseada na facilidade de manuseio do que em sua eficiência de neutralização. A barrilha é comercializada sob a forma de briquetes, o que facilita sua alimentação direta no sistema de tratamento por gravidade. Uma desvantagem do seu uso deve-se à facilidade com que absorve umidade, prejudicando o controle de dosagem.

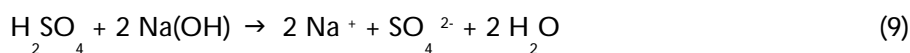
O carbonato de sódio reage com a drenagem ácida segundo a equação (8):



e) Soda cáustica ( $\text{NaOH}$ )

É muito usada em drenagens com pequenas vazões e com elevada acidez. É o reagente mais utilizado quando o efluente possui uma alta concentração de manganês, pois pode elevar com facilidade o valor do pH acima de 10.

O hidróxido de sódio reage com a drenagem ácida segundo a equação química (9):



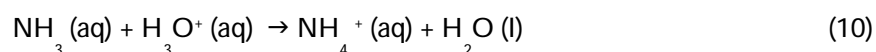
A soda cáustica é muito solúvel e dispersa-se facilmente e eleva o valor do pH rapidamente. Como ela é mais densa do que a água pode ser aplicada na superfície do efluente, de onde sofrerá dispersão por ação da gravidade. Pode portanto ser utilizada em sistemas onde não haja disponibilidade de energia elétrica. As maiores desvantagens de seu uso sob a forma líquida são o custo e o risco a saúde do operador no seu manuseio.

f) Amônia ( $\text{NH}_3$ )

É um reagente que requer muito cuidado com o seu manuseio, pois a temperatura ambiente encontra-se na forma gasosa, sendo liqüefeita pela pressão. É muito solúvel em água, neutralizando rapidamente a drenagem ácida. A amônia comporta-se como base forte e eleva o valor do pH facilmente em torno de 9,0.

Embora a amônia seja extremamente solúvel, seu uso requer cuidados para assegurar uma mistura eficiente com o efluente, uma vez que é menos densa do que a água.

A reação da amônia em meio ácido ocorre segundo a equação química iônica (10):



A amônia é indicada para a remoção de manganês, mas para efluentes com altas concentrações de manganês e pouco ferro, deve-se utilizar outro reagente.

A grande vantagem em utilizar amônia é o seu custo. Se o pH desejado for inferior a 9,8, a amônia custará de 50 a 30% do custo da soda cáustica. As maiores desvantagens devem-se aos cuidados no manuseio que requer operadores bem treinados, e aos impactos potenciais ao meio ambiente.

### **Outros aspectos**

Há casos particulares que necessitam da adição de outros reagentes para se obter um efluente em conformidade com a legislação.

#### **a) Outros reagentes alcalinos**

Reagentes alternativos capazes de neutralizar a acidez e que têm sido utilizados com bons resultados são: hidróxido de potássio (KOH), por ser mais seguro o seu manuseio do que o da soda cáustica, embora tenha um preço maior; hidróxido de magnésio ( $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ), com comportamento similar ao da cal hidratada; e óxido de magnésio ( $\text{MgO}$ ), com comportamento similar ao da cal virgem.

#### **b) Floculantes e coagulantes**

São empregados floculantes e coagulantes para aumentar a eficiência do tratamento químico, ou em casos especiais, para precipitar um determinado metal mais renitente ou quando o tempo de residência no equipamento de sedimentação é insuficiente.



O uso de floculante aumenta a velocidade de decantação dos flocos, o rendimento operacional e pode levar a uma redução de 20% no consumo de coagulante. Os polieletrólitos utilizados como floculantes são macromoléculas solúveis - polímeros orgânicos naturais, naturais modificados ou sintéticos - classificados em aniônico, catiônico e não iônico, quanto ao grupo ativo. Têm-se como exemplos de polímeros orgânicos naturais o amido e a clara de ovo e de sintéticos, polióxido de etileno (não iônico), poliacrilamida quaternária (catiônico) e polixantato de sódio (aniônico).

Os coagulantes mais comuns são o sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$ ) e o sulfato férrico ( $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9 \text{H}_2\text{O}$ ). Podem ainda ser utilizados o cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ ) e o sulfato ferroso ( $\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 9 \text{H}_2\text{O}$ ). Nos anos mais recentes tem sido também utilizado o policloreto de alumínio (PAC). Esses reagentes sob condições adequadas, formam hidróxidos insolúveis que ao precipitarem carregam consigo outros contaminantes presentes no meio aquoso, por reações de coprecipitação e adsorção.

A escolha técnica do coagulante e floculante baseia-se em resultados de ensaios laboratoriais realizados em equipamentos específicos ("jar-test" ou colunas) com o efluente a ser tratado.

### c) Oxidantes

O emprego de oxidantes aumenta a eficiência do tratamento químico e pode reduzir os custos. A aeração (para introduzir mais oxigênio na água) promove a oxidação do ferro e do manganês presentes, precipitando-os em valores mais baixos de pH, reduzindo dessa forma o consumo de reagentes alcalinos. A lama resultante dessa precipitação costuma também ser mais fácil de sedimentar.

A aeração aumenta a transferência de oxigênio do ar para a água e por conseguinte, a velocidade da reação de oxidação no meio aquoso. Ela ocorre naturalmente quando a água flui por gravidade de uma bacia para outra subsequente ou escoar por degraus ou canaletas. No entanto, dependendo do volume de efluente a aeração mecanizada pode ser necessária. Existem diferentes tipos de equipamentos aeradores: sistemas de difusão de ar, aeradores de turbina submersos e aeradores superficiais. Sendo os últimos os mais utilizados.

Quando a aeração natural ou mecanizada não é adequada ou insuficiente, a oxidação química pode ser utilizada. Os reagentes oxidantes mais comuns são: hipoclorito de cálcio ( $\text{Ca}(\text{ClO})_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ ), hipoclorito de sódio ( $\text{NaClO}$ ), cloro ( $\text{Cl}_2$ ), peróxido de cálcio ( $\text{CaO}_2$ ), peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ), ozônio ( $\text{O}_3$ ) e permanganato de potássio ( $\text{KMnO}_4$ ).

### **Geração e decantação dos flocos**

Podem constituir a lama de precipitados, além dos flocos de óxidos e hidróxidos metálicos, os carbonatos (cobre, zinco etc.) e sulfato de cálcio hidratado, dependendo das características da drenagem, dos reagentes utilizados e da forma de mistura empregada - agitação ou aeração. Estes fatores determinam a natureza do floco gerado.

A característica física mais importante do floco formado é a sua velocidade de sedimentação e o seu volume final. A cal hidratada e a barrilha produzem um floco denso e de forma granular. Já a soda cáustica e a amônia produzem um floco mais gelatinoso e frágil.

A bacia de decantação ou o espessador/clarificador, onde ocorre a separação dos flocos obtidos do meio aquoso, devem ser bem projetados para permitir um tempo de residência do efluente tratado suficiente para uma adequada sedimentação.

### **Remoção de sólidos**

Um dos processos mais empregados para a remoção de sólidos em suspensão de um efluente é a sedimentação em espessadores. Os espessadores mecânicos são equipamentos robustos, simples e eficientes. Nestes ocorre o processo de sedimentação das partículas que estão sujeitas à ação das forças de gravidade, do empuxo e da resistência ao movimento. Quando o efluente a ser tratado possui uma baixa percentagem de sólidos e se deseja que o produto sobrenadante esteja praticamente isento de partículas, o processo é denominado clarificação.

Os mecanismos que governam a sedimentação são influenciados pelas propriedades das partículas e dos efluentes. Pode-se aumentar a eficiência de sedimentação de partículas muito finas utilizando processos de agregação tais como a coagulação, floculação e aglomeração. Além da natureza das partículas ou dos flocos, a sedimentação é influenciada pela percentagem de sólidos na

drenagem, eficiência do processo de sedimentação e geometria e dimensões dos espessadores. Para dimensionar os espessadores é necessário realizar ensaios em escala de laboratório utilizando provetas graduadas ou colunas para a obtenção dos parâmetros de processo (razão de espessamento etc.). Os dois principais tipos de espessadores mecanizados são o contínuo convencional e o de lamelas.

O espessador de lamelas é um equipamento de alta capacidade e apresenta como vantagens sobre os convencionais de mesma área, baixos custos de operação e manutenção e reduzido consumo de energia, e ocupa apenas cerca de 10% do espaço de construção requerido. Com tantas vantagens e sofisticação, o espessador de lamelas é um equipamento caro quando comparado ao convencional.

#### **Disposição da lama de precipitados**

Uma vez obtida a remoção dos metais dos efluentes surge um problema que é onde depositá-los. As principais alternativas técnicas de disposição dos flocos precipitados adensados (lama) são: deixá-los depositados em bacias indefinidamente; transportar para galerias já lavradas ("back fill") ou para as cavas a céu aberto ("pit fill"); ou depositar em pilhas junto com os rejeitos da lavra e do beneficiamento. A alternativa de depositá-los junto aos rejeitos tem sido uma boa estratégia, pois durante sua oxidação e envelhecimento os flocos podem tornar-se cristalinos e estáveis vindo a fazer parte do solo.

Todas as alternativas devem ser cuidadosamente estudadas, iniciando-se pelo completo conhecimento dos constituintes presentes nos flocos. A presença de elementos tóxicos associada à instabilidade química ou disposição inadequada da lama, podem acarretar impactos significativos ao meio ambiente.

#### **Custos do tratamento ativo**

Os custos do tratamento químico podem ser estimados em função da vazão e da acidez apresentada pelo efluente. Na Tabela 3 é apresentado um exemplo de custos anuais para o tratamento ativo de uma drenagem ácida em uma mina de carvão localizada no Estado de West Virginia, Estados Unidos. O estudo foi baseado em um período de operação da usina de tratamento ao longo de 5 anos e levou em consideração o preço dos reagentes, os custos de instalação e

manutenção de equipamentos e os custos operacionais. Não foram considerados a eficiência de neutralização do reagente empregado, nem os custos de disposição da lama.

Nas condições do estudo acima e para efluentes com pequenas vazões e baixa acidez os menores custos anuais totais são obtidos usando como reagentes a amônia e a cal virgem, vindo logo a seguir o da soda cáustica. A barrilha fica em quarto lugar, devido ao seu custo e ao da mão de obra operacional; seguida pela cal hidratada, pelos altos custos de instalação.

Para efluentes com valores médios de vazão e de acidez, o emprego de amônia acarreta menores custos anuais totais, seguida pelo uso de cal virgem. Os maiores custos são observados com a utilização de soda cáustica.

Com grandes vazões de efluentes com alta acidez, os menores custos anuais totais são obtidos empregando-se cal virgem e cal hidratada como reagentes, vindo a seguir, a amônia. Os custos associados com o uso de barrilha e soda cáustica são muito maiores.

**Tabela 3.** Custos anuais totais para operação de uma usina de tratamento com diferentes reagentes\*

<b>Vazão (m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>11</b>	<b>230</b>	<b>55</b>	<b>230</b>
<b>Acidez (mg/L)</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>500</b>	<b>2500</b>
<b>Barrilha</b>	1,5	5,1	5,1	100
<b>Amônia</b>	1	2,9	3,4	49,2
<b>Soda Cáustica (20%)</b>	1,1	7,5	9,2	172
<b>Cal Virgem</b>	1	3,3	3,5	23,1
<b>Cal Hidratada</b>	1,9	4,6	4,9	26,9

Fonte: Skousen, J. et al.(1996) \* (Base: durante um período de 5 anos; cal virgem, baixa vazão e baixa acidez; 1 = US \$ 11.581 em 1996)

Esse estudo apresentado em 1996 é um exemplo didático muito interessante, mas deve-se ter o merecido cuidado em sua avaliação, uma vez que a realidade econômica nos Estados Unidos é diferente da do Brasil.

### Características dos efluentes de mineradoras de carvão

Na região carbonífera de Santa Catarina operam atualmente dez empresas filiadas ao SIECESC, cujas atividades são desenvolvidas em unidades mineiras de lavra de carvão subterrânea (11 unidades) e a céu aberto (3 unidades). Os lavadores existentes nessas minerações beneficiam carvão ROM (5 unidades), rejeitos (9 unidades), ou ambos (5 unidades). Da avaliação da qualidade das drenagens existentes nessas unidades, observou-se, de forma geral, que: os efluentes das minas apresentam baixos valores de pH; nos efluentes dos lavadores que relavam rejeitos, os valores de pH são baixos enquanto que naqueles que beneficiam carvão são mais elevados; os efluentes finais das bacias de decantação apresentam baixos valores de pH. Na **Tabela 4** estão apresentados os intervalos de valores dos parâmetros de qualidade das drenagens das mineradoras de carvão, com base em dados disponíveis dos anos de 2000 a 2002.

**Tabela 4.** Variação dos parâmetros de qualidade dos efluentes das minas, lavadores (carvão e rejeitos) e bacias de decantação de carboníferas de Santa Catarina

Parâmetro	Unidade	Valores	Legislação*
pH	--	2,4 – 7,5	6 a 9
acidez	mg CaCO <sub>3</sub> /L	4,5 – 8.700	--
condutividade	mhos/cm	1,0 – 1.500	--
sulfato	mg/L	308 – 10.500	250
ferro total	mg/L	6,0 – 1.500	5
alumínio	mg/L	< 0,1 – 370	0,1
manganês	mg/L	2,1 – 29,0	0,5
zinco	mg/L	1,0 – 14,0	1
cobre	mg/L	< 0,01 – 0,3	0,5
sólidos sedimentáveis	mL/L	0,1 – 300	1

\* Res. CONAMA 20/1986 e Decreto estadual S.C.14250/1981.

Os valores constantes da Tabela 4 foram considerados de referência para o tratamento ativo da drenagem ácida de mina no projeto de instalação da unidade piloto.

## **PROJETO DA UNIDADE PILOTO DE TRATAMENTO**

Para aumentar a eficiência de remoção dos contaminantes presentes nos efluentes e gerar uma lama com características mais adequadas a uma disposição segura e menos onerosa, foi proposto no presente Projeto da Unidade Piloto o processo de neutralização controlada com precipitação química estagiada dos metais e recirculação da lama espessada produzida. Para tanto, foi também proposta a realização de ensaios laboratoriais prévios à implantação da unidade e de acompanhamento operacional desta, como descritos a seguir.

### **Ensaio de otimização**

Estudos de apoio ao projeto e otimização do processo de tratamento contemplam ensaios laboratoriais de tratabilidade dos efluentes, priorizando a remoção dos metais presentes e a reciclagem da lama de precipitados; ensaios de remoção de íons específicos por coprecipitação e adsorção e rotas alternativas; e estudos de adensamento de polpa – redução de volume, velocidade de sedimentação e estabilidade química da lama; buscando sempre atender às restrições ambientais.

Antes da realização dos ensaios há que se proceder a uma caracterização representativa da drenagem a ser tratada definindo também a meta desejável para o efluente tratado, fundamentada na legislação ambiental. A coleta, preservação e análises das amostras aquosas devem seguir procedimentos técnicos e normas específicas e ser realizadas em laboratório idôneo e credenciado.

#### **- Ensaio de tratabilidade dos efluentes**

São realizados em escala de laboratório em equipamento "jar-test" (ensaio de jarro) ou em colunas, para estabelecer e avaliar as condições de tratabilidade das drenagens em relação a remoção dos sólidos em suspensão e a precipitação controlada de substâncias em condições específicas, no presente caso, os metais e outros íons em solução que constituem os sólidos dissolvidos. Os ensaios vão simular o tratamento ativo reproduzindo seqüências de adição e concentração dos reagentes químicos e controle de pH, e os aspectos fluido dinâmicos do processo que devem ocorrer na unidade piloto. Os reagentes alcalinos recomendados para serem testados nas reações de neutralização e precipitação são: cales virgem e hidratada, soda cáustica, calcário e barrilha.

Os ensaios em jarro ou em coluna são utilizados tanto para a definição e otimização do processo quanto para o monitoramento operacional da unidade de tratamento após sua instalação.

- Ensaios químicos de adensamento de lama

De forma simplificada, são propostos estudos: de nucleação (crescimento e agregação) e cristalização dos precipitados; de neutralização e dos intervalos de pH adequados à precipitação estagiada; de reciclagem da lama adensada para definição das condições ótimas de reciclo; e ensaios de lixiviação, para avaliar a estabilidade química da lama adensada.

- Velocidade de sedimentação da lama adensada

Em complementação aos ensaios de tratabilidade e de adensamento químico da lama, propõem-se a realização de ensaios de adensamento de lama por gravidade em colunas de sedimentação. Ensaios em cone Imhoff podem ser realizados em paralelo.

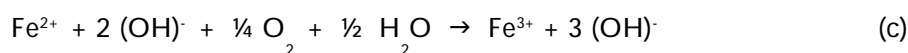
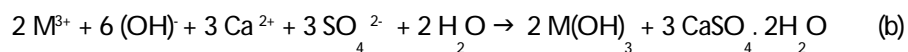
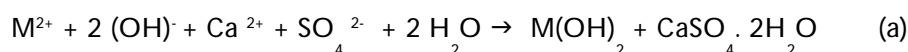
### **Unidade Piloto**

Um fluxograma simplificado do circuito de tratamento químico da unidade piloto proposta para o tratamento de drenagens ácidas das minerações de carvão encontra-se na Figura 1. A unidade piloto foi concebida para operar com uma vazão média do efluente de 2 m<sup>3</sup>/h e tratar diferentes drenagens com características similares aos dos intervalos expostos na Tabela 4, atendendo ainda aos seguintes critérios: operar como unidade de demonstração da tecnologia de tratamento ativo de DAM; ter flexibilidade para atender diferentes condições operacionais; possibilitar a realização de ensaios, de treinamento de pessoal e de testes de materiais e equipamentos; e permitir a adaptação do processo de acordo com as características do efluente a ser tratado.

A tecnologia de tratamento de efluentes proposta para a unidade piloto foi a da lama de alta densidade com precipitação química estagiada dos metais dissolvidos, em duas etapas de neutralização, utilizando oxidação por aeração e como reagentes químicos cal e soda para elevação do pH<sub>final</sub> em cada estágio, respectivamente, em torno de 8 e de 10,5. A remoção da maior parte dos metais presentes na drenagem ocorrerá no primeiro reator, auxiliada pela coprecipitação e adsorção destes pelos hidróxidos de ferro e alumínio; enquanto no segundo

reator será alcançada a precipitação dos íons remanescentes, incluindo o manganês. A formação e o crescimento dos flocos de precipitados serão auxiliados pelo uso de flocculantes, coagulantes e “sementes” de lama reciclada, no reator de mistura lenta. A remoção dos precipitados e demais sólidos presentes será realizada em equipamento de alta eficiência como o espessador de lamelas, considerando-se a partição de água de 18% para o produto esperado. A reciclagem da lama adensada é realizada após a primeira etapa de neutralização e espessamento. Após a operação da unidade entrar em regime, cerca de 80 a 90% da lama espessada, com um teor de 30 a 40% de sólidos, será reciclada para o tanque de lama e deste para o tanque de mistura rápida, que recebe a drenagem ácida para o tratamento. A adição extra de cal no tanque de lama favorece suas características de estabilidade desejáveis para o processo e para a disposição final.

No tanque de mistura rápida ocorre a neutralização parcial do efluente admitido, que terá continuidade nos reatores de neutralização, com a oxidação química dos íons ferro e manganês promovida pela intensa aeração e agitação do meio aquoso, e formação dos precipitados de hidróxidos metálicos e gesso, segundo as seguintes equações genéricas:



Após a decantação da lama o efluente clarificado pode ser reutilizado no processo de tratamento, para a preparação de soluções dos reagentes, e o excedente, utilizado no complexo produtivo da carbonífera ou destinado ao descarte nas bacias de polimento ou no rio.

A unidade piloto de tratamento foi concebida com os conceitos enunciados para otimizar a remoção de íons que precipitam em pH mais elevado, de uma forma mais eficiente e econômica, no que tange ao uso e consumo de reagentes e insumos e ao processo químico em si. Também o menor volume e a estabilidade química da lama adensada, se alcançados com a técnica proposta, refletirá em maior economia no espaço requerido e no custo para disposição definitiva da lama de processo, além de redução do risco ambiental associado.

Finalmente, um projeto para o atendimento das necessidades de uma carbonífera em particular deverá ser elaborado de acordo com as características do efluente que exigirão soluções de engenharia específicas.



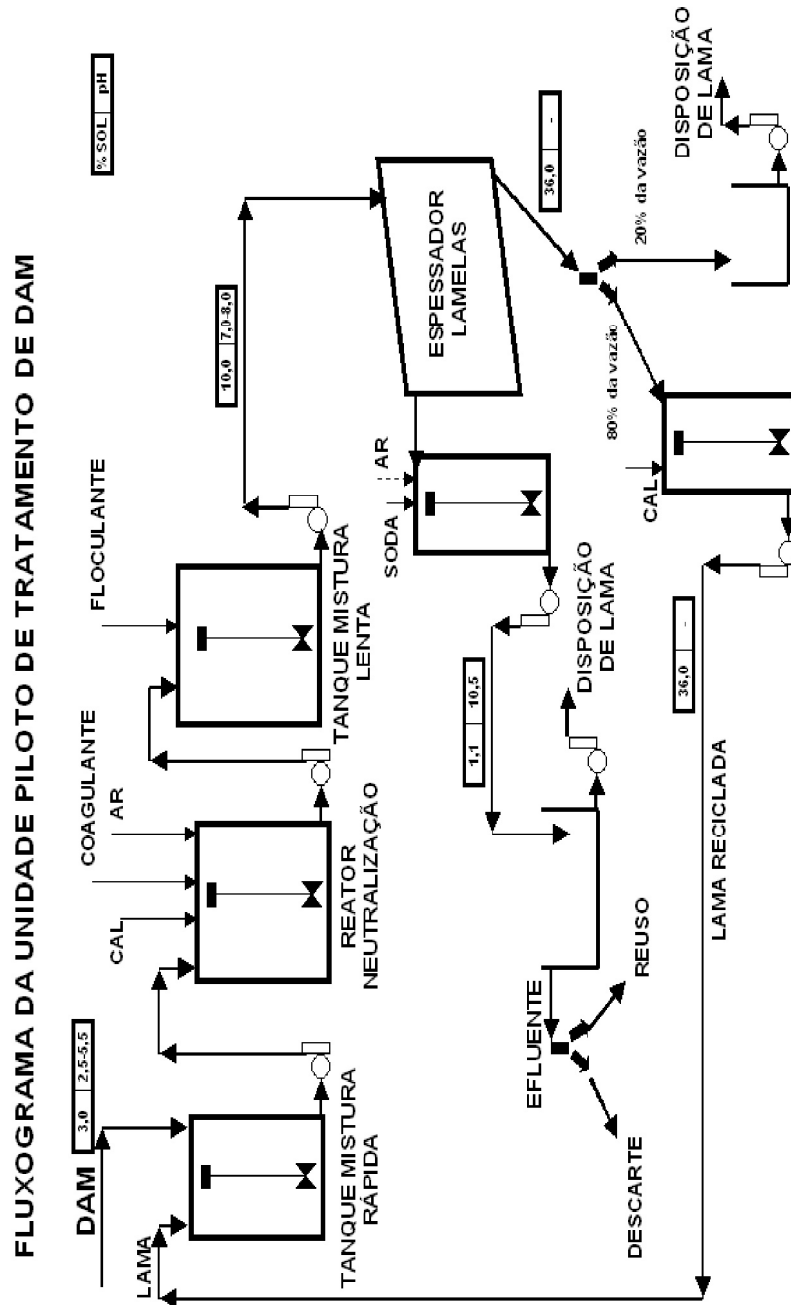


Figura 1. Fluxograma da Unidade Piloto de Tratamento de DAM

## BIBLIOGRAFIA

- ACKMAN, T. (1992) Sludge Disposal From Acid Mine Drainage Treatment. **U. S. Bureau Of Mines**, Report Of Investigation 8672.
- AMERICAN Water Works Association (Awwa )/ American Society Of Civil Engineers (Asce) (1997) **Water Treatment Plant Design**, 3<sup>rd</sup> Ed., Mcgraw-Hill, New York, 806p.
- BIGATEL, A. J. Et Al. (1999) **Engineering Manual For Mining Operations**. Pennsylvania Department Of Environmental Protection (Dep)/ Bureau Of Mining And Reclamation, Pa .
- BROWN, H.; Skousen, J.; Renton, J. (1994a) Floc Generation By Chemical Neutralization Of Acid Mine Drainage. **Green Land**. V. 24, Nº 1, P. 33-51.
- BUTLER, J. A.(1998) **Ionic Equilibrium: Solubility and pH calculations**. John Wiley & Sons, NY.
- CHAVES, A. P. (1996) **Teoria E Prática Do Tratamento De Minérios**. Editora Signus, São Paulo, V. 2, 424p.
- DEMOPOULOS, G. P. ; Zinck, J. M. ; Kondos, P. D. (1996) Production Of Super Dense Sludge With A Novel Neutralization Process. Canmet (Personal Communication).
- DI BERNARDO, L.; Di Bernardo, A; Centurione Filho, P. L. (2002) **Ensaio De Tratabilidade De Água E Dos Resíduos Gerados Em Estações De Tratamento De Água**. Rima Editora, São Carlos, 237p.
- FEASBY, G.; Knapp, R. (1996) **Drenagem Ácida**, Canmet/Cetem, Rio De Janeiro.
- MURDOCK, D. J. ; Fox, J.R.W. ; Bensley, J.G. (1995) Treatment Of Acid Mine Drainage By The High Density Sludge Process. In **Proceedings Sudbury '95- Mining And The Environment**, 28 May– 01 June 1995, Ontario, P.431-439, V.2 .
- NUNES, J. A. (1993) **Tratamento Físico-Químico De Efluentes Industriais**. Aracaju, 161p.
- ORAVA, Dave (1996) Chemical Treatment Technologies In **Mend Workshop On Acid Mine Drainage Technologies**, Winnipeg 12-13 March 1996, Mend/ Manitoba Department Of Energy And Mines, Manitoba.

- POSSA, M. V.; Santos, M. D. C. et al. (2002) **Tratamento de Efluentes de Drenagens Ácidas Através de Processos Ativos**, Vols. 1.1 e 1.2. Assessoria na Implantação de Tecnologias para Mitigação e Controle de Drenagens Ácidas, CETEM/MCT, Rio de Janeiro. (Confidencial)
- SIVERNS, S.; Wilson, C.; D'ailly, J. (2000). Process Water Treatment. **Chemical Engineering**, June 2002, P. 64-71.
- SKOUSEN, J; Hilton, T.; Faulkner, B. (1996) Overview Of Acid Mine Drainage Treatment With Chemicals. In **Acid Mine Drainage Control And Treatment**, 2<sup>nd</sup> Ed., Chapter 23, P. 237-47. West Virginia University / National Mine Land Reclamation Center, West Virginia.

---

*Endereço para Correspondência: / Mailing Address:*

Mario Valente Possa; Maria Dionísia Costa dos Santos  
Serviço de Tecnologias Limpas, Coordenação de Inovação Tecnológica  
Centro de Tecnologia Mineral  
Av. Ipê, 900 Ilha da Cidade Universitária 21921-590 RJ Brasil  
Tel: 55 21 3865-7288 Fax: 55 21 2590-3047  
E-mail: mpossa@cetem.gov.br / mdionisia@cetem.gov.br

## Avaliação de Sistemas de Revegetação para Recuperação Ambiental de Área Minerada pela CRM em Candiota

---



Melamed, R.; Soares, P.S.M.; Barbosa, J.P.; Huyssteen, E.;  
Sá Filho, N.

### RESUMO

Esse estudo consistiu na quantificação e verificação dos sistemas de plantio conduzidos no âmbito da recuperação ambiental na mina de carvão de Candiota da CRM. O crescimento das plantas utilizadas foi monitorado durante 28 meses após plantio. Os tratamentos impostos nas Unidades de Observação envolveram o uso de insumos e da aplicação da camada superficial dos solos (topsolo).

Os objetivos específicos foram investigar o efeito dos consórcios no crescimento vegetal e cobertura do substrato, investigar o efeito da correção e adubação do substrato no crescimento vegetal e cobertura do substrato, investigar a necessidade de uso do "topsolo" para o crescimento vegetal e para a cobertura do substrato.

Os resultados evidenciam a grande importância do cultivo com topsolo, o efeito benéfico do consórcio eucalipto-acácia sobre o crescimento do eucalipto.

## **INTRODUÇÃO**

A recuperação ambiental na mina de carvão de Candiota da CRM esta, atualmente, totalmente integrada ao sistema de frente de lavra que envolve um sistema de cobertura ou “encapsulamento” das cinzas resultantes da queima do carvão.

Os experimentos de revegetação na área minerada pela CRM em Candiota consistiram na implementação de sistemas de plantio e monitoramento do crescimento das plantas utilizadas, sistematizando assim os resultados do efeito do uso de insumos e da aplicação da camada superficial dos solos (topsolo) no crescimento vegetal das plantas escolhidas e na cobertura do substrato por espécies invasoras.

Tanto as plantas como os insumos utilizados foram escolhidos com base nas observações anteriormente estabelecidas pela CRM, nas suas disponibilidades e na relação custo-benefício dos mesmos.

Identificou-se o período apropriado para o plantio, de acordo com o regime de chuvas na região e observando-se a necessidade de correção da acidez do substrato. Optou-se pela utilização de adubos solúveis devido à inviabilidade na utilização de esterco de curral, de acordo com o sistema extensivo de gado de corte da região.

## **OBJETIVOS**

As unidades de observação implantadas tiveram, tanto para as plantas arbóreas como para as espécies forrageiras, os seguintes objetivos:

- Investigar o efeito dos consórcios no crescimento vegetal e cobertura do substrato
- Investigar o efeito da correção e adubação do substrato no crescimento vegetal e cobertura do substrato
- Investigar a necessidade de uso do “topsolo” para o crescimento vegetal e para a cobertura do substrato

## METODOLOGIA

Os trabalhos envolveram duas unidades de observação, ou seja, duas áreas separadas que consistiram na revegetação com plantas arbóreas numa área e com espécies forrageiras na outra área. Cada uma dessas duas áreas foi dividida em duas sub-áreas, para verificação da importância do uso do “topsoil” no crescimento vegetal e na cobertura do substrato. Além dos sistemas de plantio impostos nas duas áreas, que envolveram monoculturas e consorciação, foi investigado, em cada uma delas, a eficiência no uso dos seguintes insumos:

- Cinza do processamento do carvão + adubação
- calcário (4 ton/ha)
- calcário + adubação

A cinza do processamento do carvão foi utilizada com o intuito de se verificar a viabilidade técnica de seu aproveitamento como corretivo alternativo ao calcário. As propriedades químicas dessas cinzas são demonstradas na **Tabela 1**.

**Tabela 1.** Análise química do rejeito, da cinza volante e da cinza pesada resultantes do processamento de carvão em Candiota

Parâmetro	rejeito	cinza volante	cinza pesada
pH (água)	4,6	10,2	9,3
pH (KCl)	4,2	10,6	9,4
Ca <sup>++</sup> (cmolc/kg)	5,6	6,5	1,8
Mg <sup>++</sup> (cmolc/kg)	3,7	0,3	0,2
K <sup>+</sup> (cmolc/kg)	0,84	0,4	0,09
Na <sup>+</sup> (cmolc/kg)	0,23	0,21	0,37
S (soma de bases)	10,4	7,4	2,5
Al <sup>+++</sup> (cmolc/kg)	2,0	0	0
H <sup>+</sup> (cmolc/kg)	6,2	0	0
T (soma)	18,6	7,4	2,5
V% (saturação bases)	56	100	100
100Al / Al+S	16	0	0
P assimilável(mg/kg)	16	45	3
C (g/kg)	54,7	1,6	0,8

As plantas arbóreas utilizadas foram eucaliptos e acácias, plantadas em 3 sistemas:

- a) somente eucaliptos
- b) intercalação eucalipto + acácia
- c) somente acácias.

Cada unidade experimental consistiu de:

Dimensões do módulo de observação: 21 m x 20 m  
Espaçamento: 3 m entrelinhas x 2 m entre plantas  
Número de linhas por módulo: 6  
Número de plantas por linha: 9  
Área total: 63 m x 160 m

As diferentes espécies de forrageiras foram semeadas a lanço em 3 sistemas:

- a) pensacola
- b) pensacola + azevem
- c) mistura de forrageiras

A mistura de forrageiras consistiu de:

Pensacola: 10 kg/ha  
Azevém: 10 kg/ha  
Branquearia decumbens: 3 kg/ha  
Capim de rodes: 3 kg/ha  
Grama paulista: 3 kg/ha  
Trevo branco: 3 kg/ha  
Cameron: 3 kg/ha

Cada unidade experimental consistiu de:

Dimensões do módulo de observação: 10 m x 10 m  
Dimensões dos módulos sem semeadura: 20m x 10m  
Semeadura a lanço

## **OBSERVAÇÕES METODOLÓGICAS**

- Medidas para evitar a compactação do solo nas áreas revegetadas
- Cuidados de forma a garantir que o substrato tenha as mesmas características (uniformidade e densidade) em todos os pontos
- Incorporação do Calcário a 20 cm de profundidade nos módulos específicos

## **CRONOGRAMA DE ATIVIDADES**

As atividades para implementação das unidades de observação tiveram início em meados de novembro de 1999 com a definição da área, cuja topografia foi finalizada em meados de dezembro, no caso da área destinada às plantas arbóreas, e em fevereiro de 2000 para as espécies forrageiras. A calagem do substrato foi realizada em março de 2000. A adubação e plantio, nas duas áreas, ocorreram em meados de maio.

## RESULTADOS

O crescimento das plantas foi monitorado após a semeadura e transplante das mudas.

### a) Plantas Arbóreas

As **Figuras 1 e 2** retratam o sistema **eucalipto + acácia** em consórcio plantados na sub-área **com topsolo**, aos 6 meses e aos 28 meses após o plantio, respectivamente. A Figura 2 mostra o relativamente alto crescimento vegetativo da acácia com utilização do topsolo.



**Figura 1.** Sistema de consórcio eucalipto + acácia, 6 meses após o plantio. Sub-área com topsolo



**Figura 2.** Sistema de consórcio eucalipto + acácia, 28 meses após o plantio. Sub-área com topsolo



Observa-se também a importância do surgimento de camada de espécies invasoras sob a copa das plantas arbóreas na sub-área **com topsolo** (Figura 3).



**Figura 3.** Vista da sub-área com topsolo, 28 meses após plantio ressaltando-se o estabelecimento de plantas invasoras sob a copa das arbóreas

Na sub-área **sem topsolo**, ao contrário do observado na sub-área **com topsolo**, as plantas tiveram percentual de sobrevivência e crescimento relativamente reduzidos, com parcelas totalmente carentes de plantas, principalmente nas plantadas com Eucalipto. Adicionalmente, a invasão de plantas sob a copa das plantas arbóreas no sistema **sem topsolo** foi muito pobre como é mostrado nas **Figuras 4 e 5**.

A Figura 6 retrata uma comparação da drástica diferença de estabelecimento e crescimento das plantas arbóreas nas sub-áreas **com topsolo** e **sem topsolo**, no tratamento controle (sem adição de calcário, cinza ou adubo), 6 meses após o plantio e a **Figura 7** retrata uma comparação mais ampla das sub-áreas após 28 meses.

As Figuras 8a e 8b quantificam os resultados de crescimento dos Eucaliptos nas sub-áreas com topsolo e sem topsolo, respectivamente, após 6 meses e após 28 meses. As **Figuras 9a e 9b** quantificam os resultados de crescimento das Acácias nas sub-áreas com topsolo e sem topsolo, respectivamente, após 6 meses e após 28 meses. Esses resultados evidenciam: a grande importância do cultivo com topsolo, o efeito benéfico da acácia sobre o crescimento do Eucalipto, sem

prejuízo no crescimento da Acácia. Nota-se que as diferenças de crescimento nas sub-áreas e nos módulos de aplicação de insumos são mínimas após 6 meses e se tornam evidentes após 28 meses. A resposta das arbóreas quanto ao uso de cinza alternativamente ao calcário foi considerada razoável, com resultados comparáveis ao calcário nas sub-áreas com topsolo. Somente na área sem topsolo, os resultados com utilização da cinza parecem não ter sido satisfatórios.



**Figura 4.** Vista da sub-área sem topsolo, ressaltando-se a falta de estabelecimento de espécies invasoras sob a copa do Eucalipto com crescimento reduzido após 28 meses do plantio



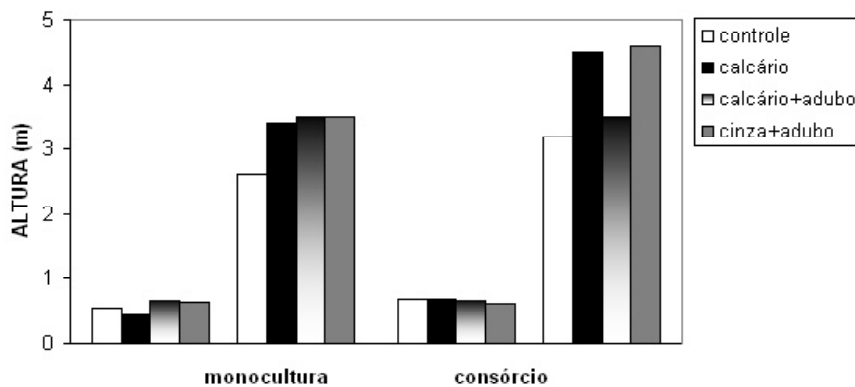
**Figura 5.** Vista da sub-área sem topsolo, ressaltando-se a falta de estabelecimento de espécies invasoras sob a copa das arbóreas em consórcio com crescimento reduzido após 28 meses do plantio



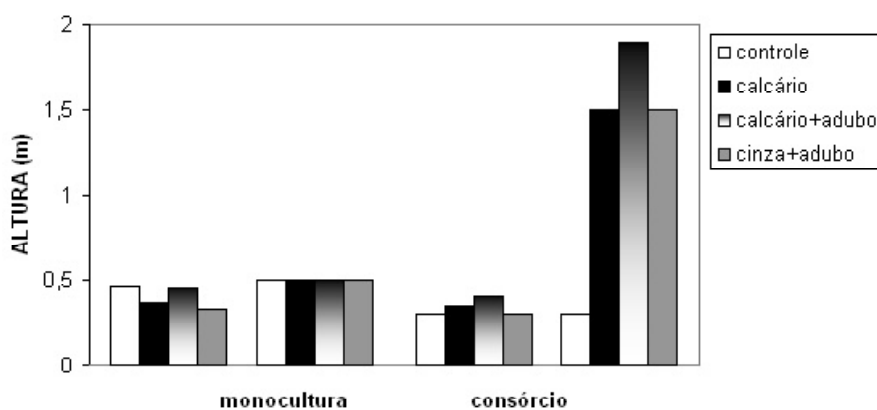
**Figura 6.** Crescimento de plantas arbóreas no CONTROLE  
Esquerda: unidades com topsoilo. Direita: unidades sem topsoilo



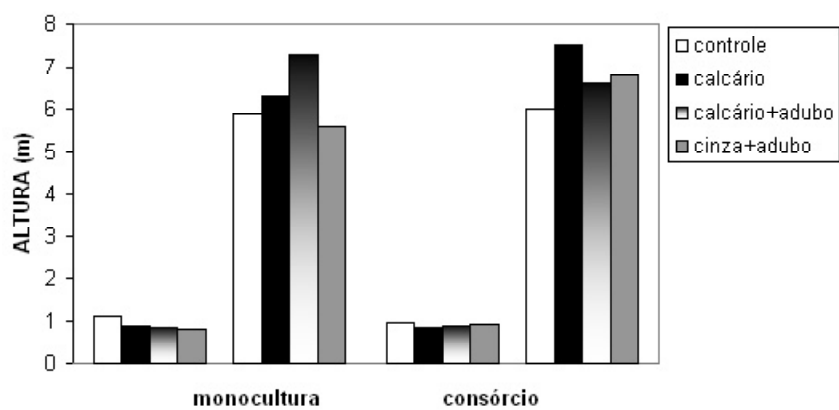
**Figura 7.** Vista lateral global do crescimento das plantas arbóreas  
Esquerda: unidades com topsoilo. Direita: unidades sem topsoilo



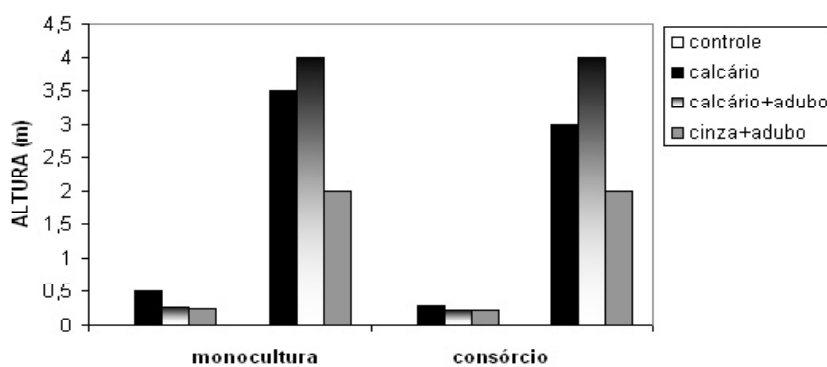
**Figura 8a.** Altura do Eucalipto, plantado com “topsoil”, após 6 meses e após 2 anos, nos sistemas monocultura e em consorciação com acácia



**Figura 8b.** Altura do Eucalipto, plantado sem “topsoil”, após 6 meses e após 2 anos, nos sistemas monocultura e em consorciação com acácia



**Figura 9a.** Altura da Acácia, plantada com "topsoil", após 6 meses e após 2 anos, nos sistemas monocultura e em consorciação com Eucalipto



**Figura 9b.** Altura da Acácia, plantada sem "topsoil", após 6 meses e após 2 anos, nos sistemas monocultura e em consorciação com Eucalipto

b) Espécies forrageiras

As **Figuras 10 e 11** ilustram o desenvolvimento das forrageiras na sub-área com topsolo 6 meses após o plantio.



**Figura 10.** Desenvolvimento das espécies de pensacola e azevem na sub-área com topsolo, após 6 meses do plantio



**Figura 11.** Desenvolvimento de pensacola na sub-área com topsolo, após 6 meses do plantio

O percentual de cobertura de solo pelas espécies forrageiras nos módulos e sub-áreas, após 6 meses do plantio são mostradas na **Tabela 2**.

**Tabela 2.** Porcentagem de cobertura de solo por espécies forrageiras

	COM TOPSOLO				SEM TOPSOLO			
	controle	calcário	calcário + adubação	cinza + adubação	controle	calcário	calcário + adubação	cinza + adubação
pensacola	5	5	60	70	0	0	0	0
Pensacola + azevem	5	5	60	70	0	0	0	0
MISTURA DE FORRAGEIRAS	1	1	60	40	0	0	0	0

A **Tabela 2** indica, também para as espécies forrageiras, a grande importância da separação, preservação e reutilização do “topsolo” na programação de revegetação. No experimento com forrageiras a perda da sementeira na área “sem topsolo” foi total, o que demonstra que: a falta do topsolo para as espécies forrageiras causa uma redução de crescimento mais drástica do que para as plantas arbóreas. A **Figura 12** ilustra a importância do “topsolo” no crescimento das espécies forrageiras.



**Figura 12.** Crescimento vegetal nos experimentos com espécies forrageiras. Esquerda: unidades com topsolo. Direita: unidades sem topsolo.

Ao contrário do demonstrado para o crescimento das plantas arbóreas (Figuras 8 e 9), os dados na **Tabela 2** indicam ainda que, após 6 meses do plantio, houve efeito pronunciado dos corretivos aplicados na área de forrageiras sub-área com topsolo, refletindo numa mais alta porcentagem de cobertura do solo devido ao uso de corretivos + adubação, como ilustrado na **Figura 13**. É provável que esses resultados espelhem as diferenças fisiológicas e de ciclo entre arbóreas e forrageiras, sendo que com 6 meses de crescimento não houve tempo de se pronunciar os efeitos do uso de corretivos nas plantas arbóreas, enquanto que esse tempo foi suficiente para incrementar o desenvolvimento das forrageiras. Observa-se os bons resultados alcançados com aplicação da cinza como alternativa.



**Figura 13.** Diferença de cobertura vegetal na área de forrageiras, sub-área com topsolo, após 6 meses do plantio

## CONCLUSÕES

Unidades de observação foram implantadas na área minerada pela CRM para observar-se os efeitos de sistemas de plantio, do uso de insumos e da aplicação do topsolo no crescimento vegetal de arbóreas e forrageiras e na cobertura do substrato por espécies invasoras.

Os resultados mostraram:



A grande importância do cultivo com topsolo,  
O efeito benéfico da Acácia sobre o crescimento do Eucalipto, sem prejuízo no  
crescimento da Acácia.  
Potencial para o aproveitamento de cinza como insumo, embora mais testes  
com delineamentos experimentais mais intensos sejam recomendados.

## AGRADECIMENTOS

Os autores são gratos a CRM, a CIDA e a ABC pelo apoio dentro do convênio  
CETEM/CANMET.

---

*Endereço para Correspondência: / Mailling Address:*

Ricardo Melamed<sup>1</sup>; Paulo Sergio Moreira Soares<sup>2</sup>; Juliano Peres Barbosa<sup>2</sup>;  
<sup>3</sup>Errol van Huyssteen; Ney Sá Filho<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Coordenação de Análises Mineraias

<sup>2</sup>Serviço de Tecnologias Limpas, Coordenação de Inovação Tecnológica  
Centro de Tecnologia Mineral

<sup>3</sup>CANMET

<sup>4</sup>CRM

CETEM - Av. Ipê, 900 Ilha da Cidade Universitária 21921-590 RJ Brasil

Tel: 55 21 3865-7222 Fax: 55 21 2290-4286 / 2590-3047

E-mail: rmelamed@cetem.gov.br / psoares@cetem.gov.br

rtrindade@cetem.gov.br

## Reclamation of Mine Sites in Quebec - the Cambior Experience

---

Amyot, G.



### ABSTRACT

The Quebec Mining Act adopted new measures in 1995 that require mining companies to submit and have approved a reclamation plan for mining sites in operation. The plan's contents and reclamation requirements are predetermined by governmental guidelines. When the mining site includes waste storage areas, a financial guarantee must be provided with the plan. When the mine closes and rehabilitation work is completed in accordance with the approved plan, the government releases the company from its obligations and repays the financial guarantee. The Environmental Quality Act regulates reclamation of sites abandoned before 1995. According to this law, companies must reclaim hazardous abandoned sites or be subject to legal action. Therefore, active companies that own inactive sites have either reclaimed such sites or are in the process of doing so. Since the early nineties, Cambior has reclaimed 9 sites covering more than 700 hectares in Quebec. Various techniques of rehabilitation have been used, depending on the type of pollution hazard: acid drainage, cyanide laced water or dust emissions. This paper reviews the Quebec regulatory provisions and describes a number of reclamation projects and environmental monitoring activities achieved by Cambior, with emphasis on reclamation of acidic waste rocks and tailings. Three methods to reclaim acidic sites have been used by Cambior: flooding, dry cover and industrial waste cover. The results of site monitoring programs have demonstrated the success of each method.

## QUEBEC LEGISLATION

Mining activities begin with prospecting and exploration, to culminate in the exploitation of a deposit then, termination of activities and reclamation of the site. As the mineral resource is non-renewable, it is clear that the mining industry borrows a territory for the period of time needed to extract a resource and make a profit. The final phase of a mining activity is the rehabilitation of the territory, which should not be neglected. In order to ensure that all members of the mining industry complete this final phase, the Quebec government modified the Mining Act in 1995.

Aside from a few exceptions, all mining enterprises must present, and have approved, a reclamation plan for each site that they plan to exploit. The exceptions are for petroleum, natural gas, and surface deposits (mineral substances used in the construction industry, or to make construction materials, or to be used as soil amendments), as well as exploration works other than large-scale scraping (over 10000m<sup>3</sup> or over 10000m<sup>2</sup> of surface) and bulk sampling of over 500 metric tons.

In accordance with the regulations and as described in the guide published by the Quebec government (Ministère des Ressources naturelles, 1997), the reclamation plans must include the following:

- general information on the exploiter, the location and previous use of the site, current and planned activities, as well as the permits and authorizations in force.
- a description of the area (geomorphology, climate, fauna, flora, hydrology and regional geology),
- a description of mining activities (geology, structure and mineralogy of the deposit, reserves, methods of exploitation, stability of surface pillars),
- a description of buildings and infrastructures (mineral treatment plant, waste rock dumps, tailings ponds and pads, sedimentation, polishing and other ponds, workshops and machinery, warehouses, sanitary installations, energy supply),
- a detailed description of on-site water management (watersheds, surface water circuit, hydrogeology, treatment systems, effluent flow rates, yearly water balance),
- methods of managing petroleum products, chemical products (list of chemicals used), contaminated soils, solid and hazardous wastes,
- an evaluation of the volume of contaminated soil present,

Amyot

- the program for restoring the site (demolition, disposal of materials, method of closing dumps and ponds, supply sites for covering materials, mode of elimination of materials and wastes),
- post-closure emergency plans,
- follow-up programs and monitoring relative to the stability of the works, water quality and revegetation work,
- cost evaluation and timetable of activities.

The plan is analysed by representatives of the ministries of Natural Resources and of the Environment, who can request supplementary details, a modification of the rehabilitation plan or a cost revision. The plan must be updated at least once every five years.

The financial guarantee to deposit is equivalent to 70% of the estimated cost for reclamation of areas of accumulation of materials (rock dumps, tailings and other ponds). Deposit of the guarantee is done according to regulations. In summary, it must be deposited when the reserves are less than or equal to 15 years, but may be distributed in different yearly payments. The guarantee is returned to the exploiter when the reclamation work has been completed and approved by government representatives. During the exploitation, or after closure, it is possible to have the restoration works approved progressively and to adjust the final repayment in consequence.

When the guarantee has been fully repaid, the exploiter may ask the government for a certificate of release from the mining titles.

## **RECLAMATION PROGRAM**

During its life cycle, the mining industry can generate modifications of the hydrological configuration, displace soils, increase the risk of erosion and landslides, emit dusts, noise, vibrations, chemical or radioactive contaminants, drain or contaminate groundwater, destroy vegetation and animal habitats, etc.. Each phase of the life cycle and each type of exploitation generates particular effects on the environment.

Since the early 1990's, Cambior has reclaimed: 1) five gold exploitations, three of which had a cyanide treatment plant and tailings pond; 2) three copper and zinc sulfide mines, one of which had a treatment plant and tailings pond, and, 3) a lithium mine with plant and tailings pond. All together, the sites cover some 700 hectares and represent 98% of the inactive surfaces owned by Cambior.

## Gold sites

The gold extraction sites reclaimed by Cambior were all exploited underground. In the case of simple extraction sites (Pierre-Beauchemin and Quésabé) the infrastructures remaining at the surface at closure were the shaft building, a waste rock dump, a sedimentation pond for mine waters and a few administration and maintenance buildings. In these cases, the reclamation activities were achieved before 1995, and consisted of demolition of the buildings, sealing of shafts and other openings, drainage and closure of the ponds, levelling of the land and revegetate the waste dump.

Closure of ponds was carried out only once the analyses demonstrated that the water pH was near-neutral and that the concentration of hydrocarbons in the waters and mud was slight. Water was drained from the surrounding terrain and residual muds were left in. The dried pond was then filled with levelling material.

In order to release the titles, the company had to produce a study of the stability of the surface pillars and demonstrate the quality of the drainage.

Cambior reclaimed the gold extraction sites having cyanide treatment plants in 1994 (Lucien-Béliveau), 1998 (Chimo) and 2000 (Yvan-Vézina). Besides the work comparable to that outlined in the previous paragraph, the buildings and equipment were cleaned, dismantled and either sold to other mining companies or buried on-site. The water used during the cleaning operation was recovered and treated in oil-water separators before being returned to the environment.

The task of closing and reclaiming the tailings ponds was more complicated. The challenge was to drain the ponds while preventing the release of suspended matter or cyanide-laced water to the environment. During the exploitation of these ponds, the cyanide tailing sludge from the treatment plant was directed to a low point of the pond to decant. Part of the water was circulated to the plant, and the surplus was directed to another part of the pond to allow natural degradation of cyanide. These waters were controlled and treated with hydrogen peroxide, if necessary, prior to being disposed of in the environment. After closure of the plant the surface waters were treated to low cyanide levels, if necessary and evacuated through the same outlet until the concentration of suspended matter reached out-of-norm levels. In all three cases this drainage was insufficient to permit the seeding machinery to proceed.

*Amyot*

At Lucien-Béliveau, the pond was divided into two cells, the upstream cell was drained towards the downstream cell to permit seeding. The downstream cell was then filled with inert waste rock to force the water in the tailings to rise to the surface and be evacuated.

At Chimo, a basin was prepared near the outlet to permit the water in the tailings to reach the outlet, however the tailings slipped with the waters and the outlet had to be closed. As the tailings in the pond stabilized, water accumulated at the low point of the pond. The basin and outlet were therefore placed on that side. In order to permit the sedimentation of the tailings brought in by the water, the retention time of the basin was increased by building up, with inert waste rock, deflecting walls in the basin.

In both cases, the quality of the evacuated water, monitored for cyanide and suspended materials, was always within the norms for effluents.

At Yvan-Vézina, the pond was already fitted with a large sedimentation basin, but a canal was built from the low point towards the basin to prevent the outflow of tailings. Some outflow nevertheless occurred, and the basin lost some of its retention capacity. As water was already confined in the low point area of the tailings pond, this area was restructured as a basin with an overflow threshold high enough to allow sufficient retention time and result in a less turbid outflow. The threshold had to be raised again during the drainage of the pond, which took two seasons with no freezing. Here, the pond drainage water had to be treated in the first basin to reduce the concentration of cyanides.

The Lucien-Béliveau and Pierre-Beauchemin sites were released, the Chimo site was sold to another exploiter with the condition the pond not be used, and the Yvan-Vézina site is still being subjected to environmental follow-up. This pond contains a certain volume of sulfide tailings and the company wants to be sure that the reclamation of the site inhibited the potential for oxidation of the tailings.

### **Lithium Exploitation**

The lithium exploitation left a mine shaft, a treatment plant, a tailings pond and several buildings. The mineral, a spodumene, was extracted from its feldspar gangue by a gravity process using few chemicals. The tailings pond had been built by conventional means in a valley with a retaining dam and a sedimentation

basin downstream. Nevertheless, the valley being at the head of the watershed, the other extremity was no more than a pile of tailings with a steep slope. In time, the slope was subject to wind erosion and its stability was questioned.

In order to reduce the erosion and ensure the stability of the whole pond, the pond was revegetated using hydraulic seeding. A mix of seeds, fertilizer, water and straw was vaporized directly onto the feldspar sand. This technique allows the seeds to germinate rapidly and to develop optimally in difficult conditions. Moreover, trees had been planted in the upper part of the steep slope.

This site was not released because the company preferred to keep these mining titles.

### **Massive sulfur sites**

The Solbec mine was operated by the Sullivan Group from 1962 to 1970, and over 1.9M tonnes of copper, zinc and lead sulfide ores were mined in a sericite schist gangue. The on-site concentrator operated from 1962 to 1977, processing not only the Solbec ore but also more than 2.9M tonnes of similar ores from the Cupra, Weedon and Clinton mines, all located in the same area. A total of 4.8M tonnes of massive sulfides consisting of chalcopyrite, sphalerite, galena, pyrrhotite and pyrite were processed in the concentrator. Having acquired the Sullivan Group, Cambior became owner of the Solbec, Cupra and Clinton sites. Cambior started its reclamation of the Solbec site in 1988, followed by Cupra in 1992, the Solbec ponds in 1994 and Clinton in 1997.

#### **- Solbec tailings pond**

The mine tailings were deposited in a 66-hectare site located in a swampy basin one kilometre north of the concentrator. The tailings contain residual values of the various ores, quartz, chlorite, sericite, plagioclases and minor fractions of calcite, dolomite, jarosite, magnetite and limonite. The total tailings volume is estimated at 2.5M cubic meters, or 4.2M tonnes. At closure, about 20 hectares of the pond were submerged in the north, and the water had a pH ranging from 3.0 to 3.5. In 1987, when Cambior became involved, metal concentrations in this water were of the order of 3 mg/l for zinc, 1 mg/l for copper and 10 mg/l for iron; the other metals were not problematic. The tailings were oxidized only on the emerged surface, ranging from a few millimetres in the north close to the water pond, to a depth of 50 centimetres in the south end of the tailings pond (Vézina and Amyot, 1997).

Various experiments aimed at testing the flooding option to attenuate the acidic mine drainage from the tailings pond were conducted from 1989 to 1993. The design procedure involved the construction of two dams: the main dam being 396 meters long and 9 meters high, and the secondary dam being 192 meter long and 2.5 meters high. Flooding of the tailings ponds then proceeded with a minimum cover of one meter of water.

Work began in August 1994 with the clearing of 27 hectares of land. This area included access road sites, dams and a portion of the area to be flooded. At both dam sites, the overburden was stripped and the bedrock was blasted to level the base of the dams. The bedrock was then cleaned and fractures were cemented. The dams were built with an impermeable till core. In the upstream (interior) side, the core was covered with an impermeable geomembrane, while on the downstream (external) side the core was entirely covered with geomembrane and a filter bed. The slopes were completed with gravel and were covered in riprap.

At the north end of the main dam, a 4-meter wide concrete spillway was built to handle a 100 year flooding event. To minimize the height of the dams, about 50,000 m<sup>2</sup> of tailings located at the south end of the pond were smoothed toward the centre of the impoundment.

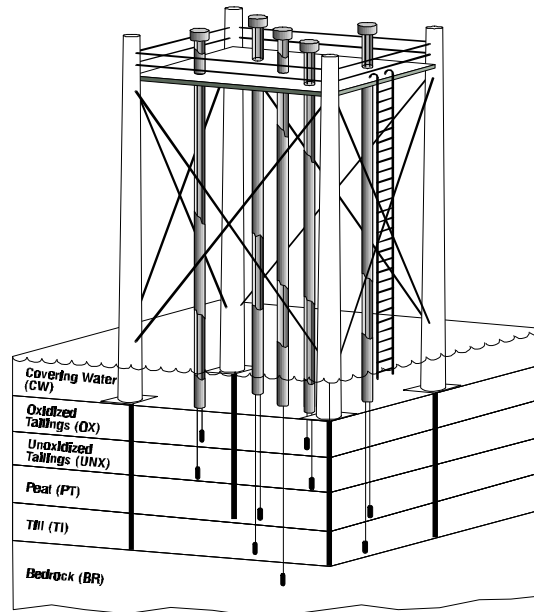
Before flooding, the whole surface of the tailings was limed. In the water-covered area, hydrated lime (Ca(OH)<sub>2</sub>) was dumped in the water. In the uncovered area, the neutralizing agent used was calcite dust and granules (CaCO<sub>3</sub>). This was incorporated into the tailings by plowing to a depth of 300 mm.<sup>3</sup> It was found to be a difficult operation resulting in an irregular distribution and excess neutralizing agent compared to theoretical values (Karam et Guay, 1994). On average, 230 tonnes per hectare of material were applied.

Work ended in November 1994. Complete flooding of the tailings to their highest elevation (329 m) was achieved in September 1995. In February 1996, the 330 m water elevation mark was reached during a mild period, and the first overflow from the basin occurred.

From 1995 to 2000, surface and groundwater water quality were monitored. In order to determine the quality of the water in the basin, 6 sampling stations were set up with plastic buoys to collect water at three distinct depths (surface, at mid-depth of the water cover and ±150 mm above the tailings' surface). Within



the basin, groundwater present in each stratigraphic unit were sampled and analysed. These are the interstitial water in the oxidized mine tailings on surface, the interstitial water in the unoxidized tailings below, the groundwater in the peat, till and bedrock that lie below the mine tailings. This was possible with the erection of sampling platforms (**Figure1**).



**Figure 1.** Solbec pond groundwater sampling platform

Groundwater was also sampled and analysed around the basin. In addition, tailings samples were obtained by coring to permit the isolation, identification and enumeration of the bacteria present. **Table 1** presents a summary of the results (yearly average of sampling campaigns).

In 2003, Quebec Environment department agreed with the company to end the monitoring program.

Surface water					Bacteria population			
pH	Zn	Cu	Fe		Bacteria per gram of tailings			
units	mg/L	mg/L	mg/L					
1995	8.0	0.05	0.01	2.00	6000000			
1996	7.5	0.10	0.02	0.25	300000			
1997	7.6	0.02	0.01	0.30	90000			
1998	7.4	0.01	0.01	0.10	8000			
1999	7.5	0.02	<0.01	0.15	-			
2000	7.5	<0.01	<0.01	0.10	-			
2001	7.8	0.01	<0.01	0.10	-			
2002	7.4	<0.01	<0.01	0.15	-			
Groundwater underneath basin					Groundwater around basin			
pH	Zn	Cu	Fe		pH	Zn	Cu	Fe
units	mg/L	mg/L	mg/L		units	mg/L	mg/L	mg/L
1995	7.0	3.8	0.2	44.00	-	-	-	-
1996	7.3	3.0	0.1	50.00	-	-	-	-
1997	7.4	0.8	0.1	13.00	7.8	0.04	<0.01	0.15
1998	7.2	0.3	0.03	10.00	7.7	0.01	<0.01	0.10
1999	-	-	-	-	7.6	0.01	<0.01	0.20
2000	-	-	-	-	7.9	<0.01	<0.01	0.08
2001	-	-	-	-	7.8	<0.01	<0.01	24.0
2002	-	-	-	-	7.5	<0.01	0.01	0.06

**Table 1.** Solbec tailings pond monitoring results, yearly averages

- Solbec mine site

Reclamation of the Solbec site began in 1988 with the dismantling of the remaining infrastructures and cleanup of the site. The whole site had been covered with sulfide waste rock. Exploitation of the surface pillar had left an open trench where the accumulated waters had a pH below 5. All the oxidized and non-oxidized sulfides remaining on-site were transported to the trench, which had been limed and flooded. It had been fitted with only one overflow. The effluent was routed to a biofilter (ashes and bacterial inoculum) designed to reduce the metal concentrations. In 1996, the environmental follow-up program indicated that the concentration of metals had dropped since the initiation of the reclamation work, and that the waters traversing the biofilter had been purified with respect to metal concentrations but had not reached equilibrium with the local environment. Aiming to finish the reclamation work, Cambior Inc. proceeded with more site cleanup work, conversion of the trench into a swamp, modification of the drainage scheme, installation of a new filter for zinc, as well as amending and seeding of the soil.

The new biofilter has an average capacity of 650 m<sup>3</sup>/d, but can handle higher rates during high water periods. The maximum capacity is somewhat greater than 800 m<sup>3</sup>/d.

*Amyot*

Two basins were set up to accumulate water before entry into the biofilter during heavy downpours and spring thaw. Since the filters were designed to operate by ascending flow, the system of pipes is not visible. The filters are passive and need no start-up procedures. As soon as the waters thaw in spring, they are operative.

Removal of iron and zinc was about 90% from 1996 to 1998. In 1999, the yield dropped to 75%, and has since stabilized at 65%. The mean metal concentrations at the filter input were 1.1mg/L Zn and 0.57mg/L Fe in 2002, whereas the mean concentrations of the effluent were 0.35 mg/L Zn and 0.17mg/L Fe. Better performances occur during summer, cold water reduces performance.

Cambior did not request that Solbec's sites and tailings ponds be released from their leases. Nevertheless Cambior collaborated with Ducks Unlimited to set up a cycling path and a public nature study trail. Ducks Unlimited is a non-profit group that conserves, restores and manages wetlands and associated habitats for North America's waterfowl.

- Cupra mine site

The site of Cupra was covered with acid waste rocks and didn't have any trench or pit available. The sterile rocks were stacked into a pile with surface drainage and percolating waters collected at one point. The waste rock was limed and then covered with one meter of compacted till containing above 50% silt and clay. This cell's effluent as well as other stations, around and downstream have been sampled since 1994 and the flows measured since 1996. The results showed that the effluent complied with the targets except during flood times. To understand this particularity, piezometers were installed to measure the level of the water table. These measurements indicated that the water table reached a higher level than the outlet of the collecting drain, between April and July. When it is higher the water table is in contact with sulfide waste rock. The presence of air, water and sulfide rock triggers the acid rock drainage mechanism.

It wasn't possible to judge the relative importance of this source but as the covering material is a till membrane, compacted and containing 50% of silt and clay, the infiltration only occurs on ravinated zones and the water quality is good outside the flooding period, we believe that the drifting of rain is minor compared to the water table contribution. Besides this seasonal gap, the effluent quality is continually improving (**Table 2**).

To avoid the oxidation of the sulfides at the base, it would have been necessary to install a reduced permeability coat, till, clay or membrane, under the pile. In order to repair this defect in the cell's construction, the possibility of installing a calcareous drain filter was studied. However since the effluent water already had a high level of hardness, this kind of treatment would not be efficient. As the effluent flow is very low during summer (from 0 to 0.2 L/s), biofilter would not have been more effective.

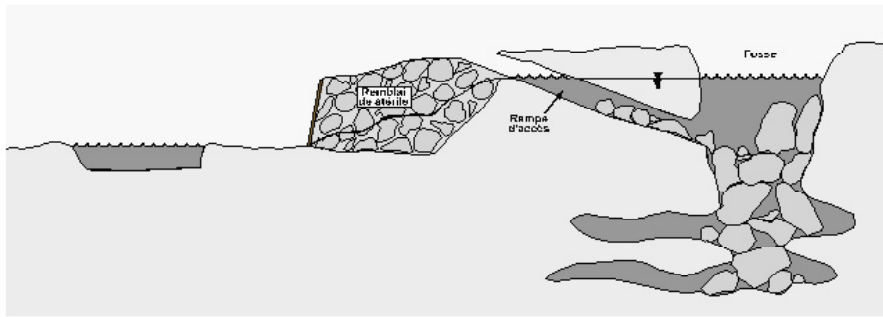
	pH units	Zn mg/L	Cu mg/L	Fe mg/L
1994	5.6	0.8	0.10	80
1995	5.5	7.1	0.18	130
1996	5.7	13.1	0.18	325
1997	6.0	10.1	0.15	276
1998	6.3	8.9	0.13	198
1999	6.2	4.1	0.11	107
2000	6.2	6.3	0.05	112
2001	6.3	2.3	0.06	72
2002	6.4	2.2	0.03	62

**Table 2.** Average for Cupra effluent

Rehabilitation work has significantly improved the quality of water passing through this site. Even if effluent metal concentrations did not reach levels targetted by Cambior, annual load to the environment are only 2 to 3 kg Zn and 100 kg Fe.

- Clinton mining site

The Clinton site was abandoned, with an exploitation trench of a surface pillar, a sulfide waste rock dump, an open adit and a sedimentation basin (Figure 2). The latter was filled with mud whose leachate was acid and laden with metals. Contaminated mine water was somehow draining out of the adit to the environment and in this instance, through the waste rock dump.



**Figure 2.** Schematic of Clinton site before reclamation.

All the contaminant materials, sterile rocks and mud were conveyed to the trench. The adit entry was already blocked. Because there were no space to build an accumulation basin and a biofilter, a similar solution to the one made at the Solbec site was impossible. In order to ensure that materials in the pit did not contaminate the water table or the surface water, it was necessary to inhibit their oxidation.

At that time, a de-inking residue membrane was being tested on the Eustis site in the Eastern Townships and seemed promising. This residue is a sludge from the pulp and paper industry, and is composed of cellulose and kaolinite. It has a hydraulic conductivity of the order of  $10^{-5}$  to  $10^{-7}$  cm/s (Lacasse 1999) and leachate whose high metal concentration are those of zinc (2.01mg/L) and manganese (0.47 mg/L).

It was agreed with the Ministry of Environment that after the installation of waste rock and mud to eliminate in the trench, an oxidation impervious layer, made with de-inking residues would be installed. The last layer of waste rocks is made from fine particles and placed with a particular attention in order to equalize the surface before building the cover. This cover is made with a draining layer of 300mm (with sand with a  $D_{10}$  between 0.4 and 0.35mm, a layer of 800 mm of de-inking residue and a 300mm<sup>10</sup> layer of compost). The trench site was replanted with grasses and its access was limited.

An environmental monitoring program was conducted between 1997 and 2000. The results showed that surface water was the same upstream and downstream, and that the presence of a restored site did not have a significant impact on the surface water quality (Amyot and Lacasse, 2000). The water underlying the old pit had an average pH of 6.6. The concentration in Cu was negligible; the Zn concentration was a bit higher than the deep local background noise in 1997, but is now at the same level. The average zinc concentrations in the water table under the old pit changed from 1.51mg/l in 1997 to 0.35mg/l in 2000 (Table 3). The zinc concentration of the water table 200 meters downstream from the cell that is close to the former adit entry, increased after the works then seemed to diminish slowly. The titles were released for this site.

Year	Zn (mg/L)			pH (units)		
	Upstream	Underneath cell	Downstream	Upstream	Underneath cell	Downstream
1997	0.03	1.51	0.05	8.3	6.5	8.3
1998	0.13	0.84	0.61	7.3	6.6	7.1
1999	0.03	0.36	0.30	7.6	6.3	7.2
2000	0.01	0.35	0.25	7.9	6.9	7.3

**Table 3.** Averages for groundwater at Clinton

The restoration work performed by Cambior has permitted, in most cases, the return of the site to a state compatible with their receiving environment. The choice of the technique is specific to each case, depending on the type of contamination, available materials and available space.

## OTHER TECHNIQUES

Restoration of mining sites has many challenges such as the cost and its effectiveness. In order to make an optimal choice, one has to know the environment, the available materials, proven techniques as well as those that are in development.

Right now in Quebec, other industrial waste are being studied or have been tested on acidic tailings ponds as red mud of aluminium smelter and ashes from a cogeneration plant fed with wood tailings. The aerobic depurator swamp and the anoxic limestone drains are also two approved techniques.

Researchers are working on a polymer that is presently used on seawater buoy and on boats to prevent the implantation of invasive species as zebra mussel. This polymer is cold, acid and ultraviolet radiation resistant, and to be borrowed in soil, it has an elongation of more than 1000x, it doesn't release any toxic leachate and has a hydraulic permeability  $<7.75 \times 10^{-9}$ cm/sec. It is applied by spraying a resin and a hardener. The product stabilizes after just a few minutes, and can easily be coated to steep slopes. This technique will soon be tested on tailings north of Quebec.

Since the legal obligation of restoring sites, the concept of restoration has been a part of mining planning, the techniques are evolving, the costs are lowering and there is a decrease of industry impact on the environment. The sustainable mine is getting closer.

Amyot

## REFERENCES

AMYOT, G., Lacasse G., 2000. La restauration du site Clinton – concept et travaux. Nedem 2000, colloque sur la recherche de méthodes innovatrices pour le contrôle du drainage minier acide, Sherbrooke.

KARAM, A. et Guay, R., 1994. Inondation artificielle du parc à résidus miniers Solbec-Cupra: études microbiologique et chimique. (Université Laval). 65 p.

LACASSE, G., 1999 La restauration du site minier Clinton en utilisant les résidus de désencrage comme matériel imperméabilisant dans un recouvrement de type multicouches , faculté des sciences, Université de Sherbrooke.

MINISTÈRE des Ressources naturelles du Québec, Guide et modalités de préparation du plan et exigences générales en matières de restauration des sites miniers au Québec, gouvernement du Québec, 1997. <http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/mines/environnement/environnement-guide.jsp>.

VÉZINA, S. and Amyot, G. 1997. Flooding as a reclamation solution to an acidic tailings pond, the Solbec case. Proceedings of the fourth international conference on acid rock drainage, Vancouver, vol.II, pp.681-696.

---

*Mailling Address: / Endereço para Correspondência:*

Gail Amyot  
G.E.A. Inc, 844, de Bellevue, Ste-Foy  
Quebec, Canada, G 1V 2R5  
Tel: 418 670-6077  
E-mail: amyot.paradis@sympatico.ca



## Lime Treatment of Acid Mine Drainage in Canada

---

Aubé, B.; Zinck, J.



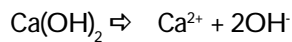
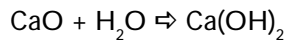
### **ABSTRACT**

Although many different biological and chemical technologies exist for treatment of acid mine drainage, lime neutralisation remains by far the most widely applied method. This is largely due to the high efficiency in removing dissolved metals through neutralisation, combined with the fact that lime costs are low in comparison to alternatives. Lime treatment essentially consists in bringing the pH of the AMD to a point where the metals of concern are insoluble. These metals therefore precipitate to form minuscule particles. A subsequent separation of these precipitates is then required to produce a clear effluent that meets regional discharge criteria. The solid/liquid separation forms a sludge which, depending on the applied process, can contain 1 to 30% solids by weight. The different types of lime neutralisation processes, including their respective strengths and weaknesses, are discussed in this paper. The evaluated processes are linked to concrete examples of existing treatment systems throughout Canada.

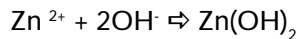
## THE BASICS OF LIME TREATMENT

The principle of lime neutralisation lies in the insolubility of heavy metals in alkaline conditions. By controlling the pH to a typical setpoint of about 9.5, metals such as iron (Fe), zinc (Zn), and copper (Cu) are precipitated. Other metals such as nickel (Ni) and cadmium (Cd) require a higher pH, in the range of 10.5 to 11 to effectively precipitate the hydroxides (Figure 1). The greatest difference between the lime treatment processes is the method of separating the solids and the sludge that is formed. The resulting effluent chemistry is very similar for all lime treatment processes.

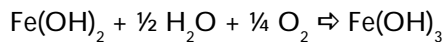
Lime dissolution is the first step of the neutralisation process. For large treatment systems, quicklime is used. This lime must first be hydrated (slaked) and is normally fed to the process as a slurry. The hydrated lime then dissolves to increase pH. The two following equations illustrate these reactions:



The increased pH then provides hydroxide ions which precipitate the metals. The following reaction shows the precipitation reaction with Zn as an example:



Among the metals to precipitate as per the above equation is ferrous iron. Unfortunately, ferrous hydroxides are not as stable as ferric hydroxides when the sludge is exposed to acidic waters or natural precipitation. For this reason, aeration is often applied to oxidise the iron to the more stable form, as per the following equation:



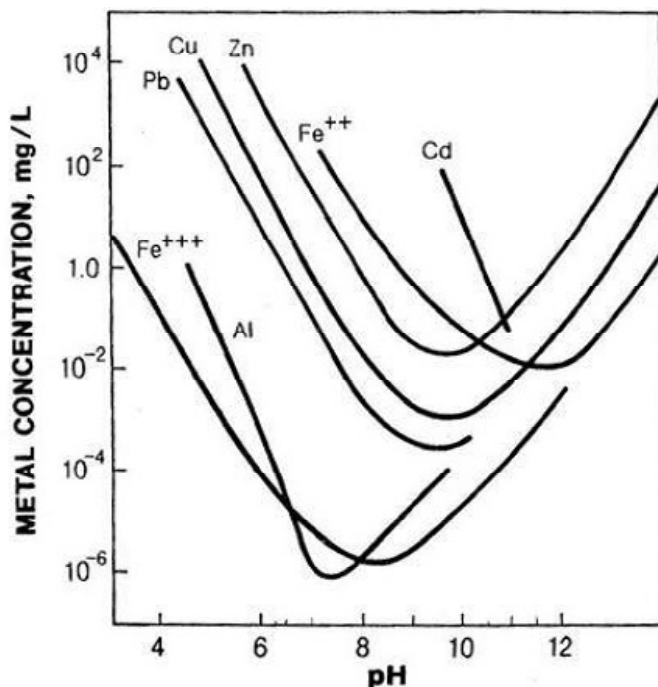
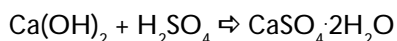
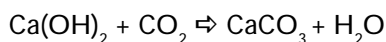


Figure 1. Metal Hydrolysis

A common by-product of lime neutralisation is gypsum. Gypsum precipitation occurs as the AMD is often rich in sulphate and the calcium added from lime will bring the solubility product well above saturation. This reaction is often responsible for scaling in treatment processes.



Another common by-product of lime neutralisation is calcium carbonate. The inorganic carbon for this reaction can either come from the AMD itself or be a result of carbon dioxide from air, which is dissolved during aeration. This carbon dioxide converts to bicarbonate and then partially to carbonate due to the high pH. The carbonate fraction will precipitate with the high calcium content of the slurry to form calcite (calcium carbonate). This calcite can play an important role in the stability of the final sludge product as it provides neutralising potential to the sludge as it is stored. It is also an indicator of the process lime efficiency: more efficient neutralising processes will produce less calcite.



## LIME TREATMENT PROCESSES

The following sub-sections explain the concept and discuss advantages and disadvantages of different treatment processes. The processes are in order of the simplest to the most complex and recent treatment processes. The older methods often use lime less efficiently and do not allow for good control of the treatment system. The more recent processes require a greater capital investment but are considerably more efficient for lime usage and waste production.

The metal precipitates created during all processes are wastes typically identified as sludge. This sludge must be disposed of in an environmentally acceptable manner. As sludge disposal costs can be important, the most advanced processes minimise the waste volumes by creating a higher-density sludge. The sludge disposal and lime costs over the long term usually justify a more important capital investment due to significant savings in operating costs.

### Pond Treatment

This treatment system entails adding lime in a stream or mixing system and allowing the precipitates to settle in a pond (Figure 2). The pond is often divided into a primary and secondary section. The primary pond serves to accumulate the precipitated sludge and can quickly be filled. These often require yearly dredging of sludge, which then requires a storage area. The secondary pond is larger and requires a long retention time with laminar conditions to allow for "polishing" of the effluent.

Pond treatment systems are often chosen for their simplicity and low capital costs when land is available. They can be used to treat very large flowrates and even high concentrations of metals but require a very large surface area when doing so.

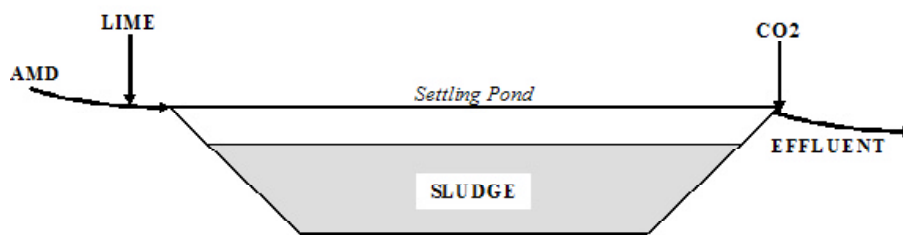


Figure 2. Pond Treatment

Treating AMD in a pond does not allow for much control of the system and thus can be more problematic than other types of treatment systems. For example, it is difficult to treat ferrous iron when present because aeration for oxidation to ferric iron requires proper mixing and contact time. If air is sparged in a pond, the sludge cannot settle. Another example is that the flowrate is normally not controlled when treating in a pond as they are typically designed to use natural depressions along the flow path of the site drainage for treatment. To control the flowrate, an upstream retention pond and either a pumping or a gate system would be required. This would increase the capital requirements and decrease the advantages of such a system. The lack of control typical of such systems reduces treatment efficiency during high flowrates unless other measures are taken to improve the treatment capacity.

Without a feed flowrate control system, the AMD continues to enter the pond even if the lime system is down. This can upset the entire pond and result in a non-compliant discharge. It may also be impossible to shut the system down in times of high wind. Wind effects can cause turbulence in the polishing section of the pond, which in turn causes re-suspension of sludges and/or prevents settling of fresh precipitates.

Probably the greatest disadvantage of pond treatment systems is their low lime efficiency. A system that uses in-stream addition without any mechanical mixing may have less than 50% efficiency in lime dissolution. By using an agitator and pH control system, the lime usage efficiency increases significantly. Nevertheless, these systems cannot compare with high-density systems where sludge recycling ensures that unreacted lime be used due to repetitive contact with AMD.

To ensure proper treatment in a pond system, the pH setpoint is often brought up much higher than is necessary for the targeted metal(s). For example, some Zn treatment systems often control the pH to more than 10.5, when HDS systems can efficiently remove Zn from solution at a pH of 9.3. As the local effluent regulations sometimes stipulate a maximum pH of 9.5, the pH must be reduced before final discharge. This is most often done with the addition of carbon dioxide, although some sites use sulphuric acid.

## Pit Treatment

Treating AMD in a pit is similar to pond treatment but generally requires pumping into and/or out of the pit. As with pond treatment, mechanical mixing will significantly increase the lime efficiency. There are different means of treating in a pit including batch treatment, a method rarely used in Canada.

Batch treatment is done by allowing contaminated water into the pit to a level just below that which would allow seepage out of it. At this point, the pit water is contacted with lime through either recirculation of the pit water or uniform distribution of lime. Once the target pH is attained, the sludge is allowed to settle quiescently to the bottom. The clear supernatant is then pumped out and neutralised with sulphuric acid or carbon dioxide if necessary. Once the pit level is brought down to just above the sludge bed, the procedure is re-started.

At Falconbridge's Raglan Division (SMRQ – Société Minière Raglan du Québec), a Ni mine in Northern Québec, pit treatment is completed by pumping neutral drainage to a tank, where pH is controlled by adding hydrated lime to a pH of about 11 (Figure 3). For better solid/liquid separation, ferric sulphate and a flocculant can be added for coagulation and flocculation, respectively. The treated slurry is then discharged underwater at one end of the pit to promote settling of the fresh particles. A clear supernatant is pumped out from the opposite end of the pit. The effluent is then neutralised to pH 9.2 using sulphuric acid prior to release (Aubé and Arseneault, 2003). In the spring, when the pit water is contaminated, it is possible to recirculate the water and treat the entire pit volume before pumping from other sources.

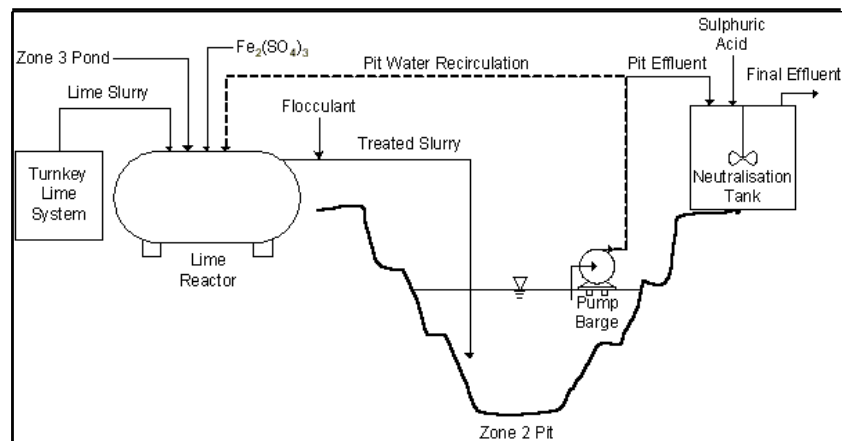


Figure 3. Pit Treatment Process at Raglan

One of the keys to this system is that the pit is pumped out using a floating barge. This ensures that only the clean surface water is pumped out, regardless of the level in the pit. As the pumping rate into and out of the pit varies, the level in the pit also varies.

Some of the same disadvantages exist for pit treatment as for pond treatment, including the potential for re-suspension in high winds. An additional disadvantage is the potential for uncontrolled addition of contaminated water from the pit walls and from seepages entering the pit. Even if the pH is sufficiently high to cause precipitation, minuscule particles may form which do not settle easily. If possible, all inputs to the pit should be collected and neutralised prior to entering the pit.

### **In-line Treatment and Co-deposition**

Another alternative for operating mines is the addition of lime and AMD to the tailings line as it is pumped to the tailings deposition area. This allows for a single storage area and minimises the space needed for sludge deposition. The sludge will combine with the tailings solids and fill in the voids between the tailings.

A disadvantage to this system is often a lack of pH control, depending on how the lime and AMD are added. If the AMD can be first pumped to the mill, it can then be combined with the tailings and the lime to precipitate the metals prior to pumping to the tailings pond. When this is done, the pH can be controlled in a mix tank and the lime utilisation can be adequate. If, on the other hand, the lime is added to the tailings and the AMD is combined to this stream, pH control is very difficult. Typically, when this is done, an excess amount of lime is added to ensure that the minimum pH is attained. This type of treatment system is therefore inefficient.

There is also the possibility of sludge re-dissolution if the tailings continue to oxidise, but there is very little information on the effects of mixing sludge and tailings. Some studies have shown that the sludge helps decrease the permeability of the tailings and may therefore help maintain saturation and inhibit oxidation. If the tailings are already acid, the same study shows that partial re-dissolution is probable.

### Conventional Treatment Plant

The conventional treatment plant is one where the AMD is neutralised in a mix tank with controlled addition of lime to attain a desired pH setpoint (Figure 4). The slurry is then contacted to a flocculant and fed to a clarifier for solid/liquid separation. The sludge is collected from the bottom of the clarifier and either pumped to a storage area or pressure-filtered to increase its' density prior to transport. The clarifier overflow can normally be released directly, but often a sand filtration system or polishing pond is used to reduce residual suspended solids.

This process normally has a better lime efficiency than the pond or pit treatment processes, although it still is not nearly as efficient as HDS processes where sludge is recycled. The fact that the feed is pumped to the plant and that the process can be well-instrumented means that this type of treatment is well controlled. If upsets occur, the feed can be stopped and the release of non-compliant effluent is easily prevented.

The conventional treatment plant has rarely been used in recent years as recycling sludge is a small additional step and provides significant advantages. The most important is that the sludge formed by a conventional treatment plant is of less than 5% solids, while an HDS process will most often create a sludge of more than 20% solids. A sludge of such low density requires significant pumping and storage, particularly if the metal concentrations in the AMD are high. High metal concentrations result in high solids formation and increased sludge production.

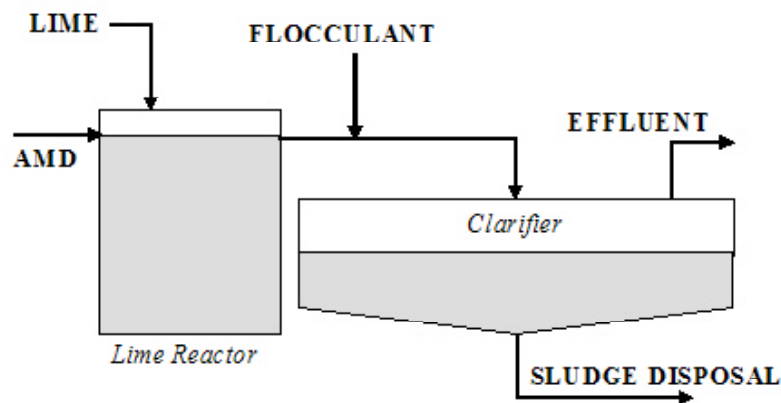


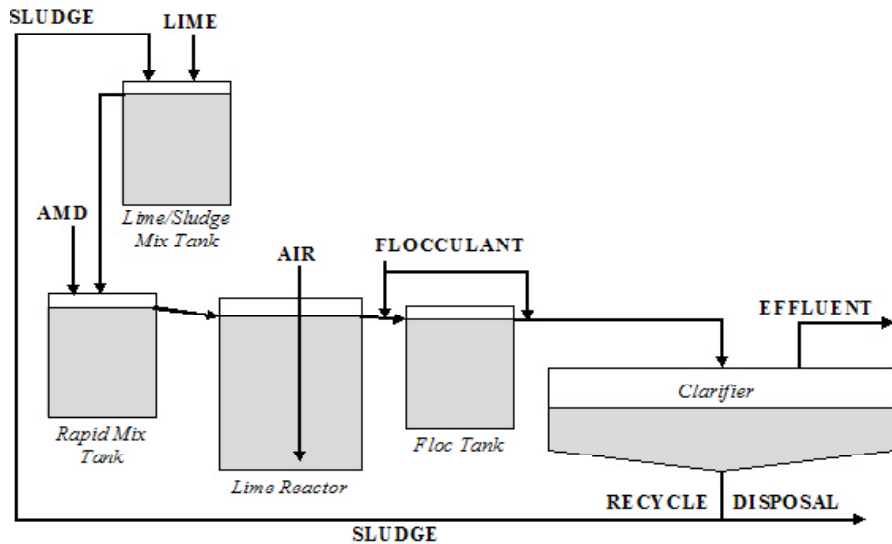
Figure 4. Conventional Treatment Plant



Another advantage to recycling sludge was already mentioned: lime efficiency. The conventional process is a once-through open process, while the closed HDS processes promote dissolution of unused lime through repeated contact with the AMD. A third significant advantage concerns scaling on the reactor walls and conduits to the clarifier: if the AMD contains high sulphate concentrations, gypsum scaling can occur following addition of Ca from lime. If the pH setpoint is high (for treating Ni or Cd), calcium carbonate (calcite) scaling can occur. By recycling sludge in HDS systems, the precipitation of gypsum or calcite occurs on the surface of existing particles instead of reactor surfaces.

### **HDS Process**

The high density sludge (HDS) process is the standard in the AMD treatment industry today (Figure 5). Instead of contacting lime directly to the AMD as in the previously described processes, this system contacts recycled sludge with the lime slurry for neutralisation. To do this, the sludge from the clarifier bottom is pumped to a "Lime/Sludge Mix Tank" where sufficient lime to neutralise the AMD to the desired pH setpoint is also fed. This forces contact between the solids and promotes coagulation of lime particles onto the recycled precipitates. This mixture then overflows to the Rapid Mix Tank (RMT) where pH is controlled. The neutralised slurry then overflows to the Lime Reactor (LR) where the precipitation reactions occur. Aeration is often added to this reactor to oxidise ferrous iron to ferric. The fact that the lime and recycled particles are combined forces the precipitation reactions to occur on the surface of the existing particles, thereby increasing their size and density. The slurry then overflows to a Floc Tank to contact the particles to a flocculant and properly agglomerate all precipitates and promote efficient settling in the clarifier. As per the conventional treatment plant, the clarifier overflow can either be discharged or polished prior to discharge.



**Figure 5.** HDS Process

The HDS process as shown in Figure 5 contains a Rapid Mix Tank (RMT) and a Floc Tank (FT). This process is applied at numerous mine sites throughout Canada. Figure 6 shows a recent variant of the HDS process (Aubé, 1999) applied at Noranda Inc., Heath Steele Division. The Heath Steele Process is identical in concept and provides the same physical and chemical advantages as the HDS process, but without two of the four reactors. With today's advanced process control systems, a Rapid Mix Tank is not necessary for pH control. Tests were completed in a pilot scale showing that there is no advantage to using this reactor (Aubé, 2004).

The Floc Tank was also removed, as it is possible to ensure proper flocculant contact by providing turbulence in the conduit leading from the Lime Reactor to the clarifier. A trough with baffles may be sufficient to ensure proper contact with the small particles. As is often the case even when a Floc Tank is used, the flocculant is also added in the clarifier feed well. The Heath Steele treatment plant has been operating successfully since 1997 (Aubé, 1999).

### Geco HDS Process

In 1995, a new treatment plant was constructed and optimised at the Noranda Inc., Geco Division that did not apply any of the traditional neutralisation methods. The Geco HDS Process does not have a Lime/Sludge Mix Tank, in contrast with other HDS processes (Aubé and Payant, 1997). The clarifier sludge is recycled to the first reactor (R#1) where it is contacted directly to the AMD (Figure 7). This reactor has a retention time of at least 30 minutes to allow for partial dissolution of the sludge and precipitation of the metals in AMD. At the actual treatment plant, a Rapid Mix Tank is used but, like the Floc Tank, this reactor is optional. The pH is controlled in the RMT by direct lime addition. Reactor 2 (R#2) has a 40 minute retention time for precipitation reactions and oxidation of ferrous iron to ferric iron. Following flocculant addition, the slurry is fed to a clarifier for solid/liquid separation.

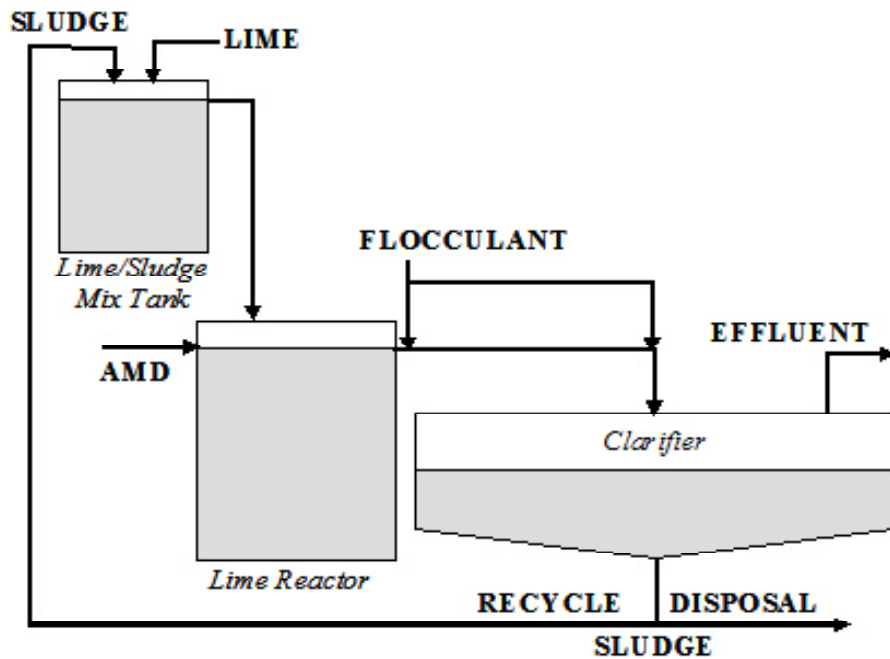


Figure 6. Heath Steele Process

The sludge from the Geco plant has reached over 30% solids in the first year of operation. In a survey of sludge qualities, the sludge sampled from this plant was the only one to have a crystalline component (Aubé and Zinck, 1999). All other sludge samples, whether high-density or not, were found to be completely amorphous. Geco's sludge also showed the lowest neutralising potential. This may seem like a disadvantage for long-term stability, but it also means that the process is more lime-efficient. A high neutralising potential indicates either the presence of unreacted lime or formation of excess calcium carbonate in the system. By contacting the sludge directly to the AMD in the Geco process, unreacted lime is consumed and carbonates are dissolved.

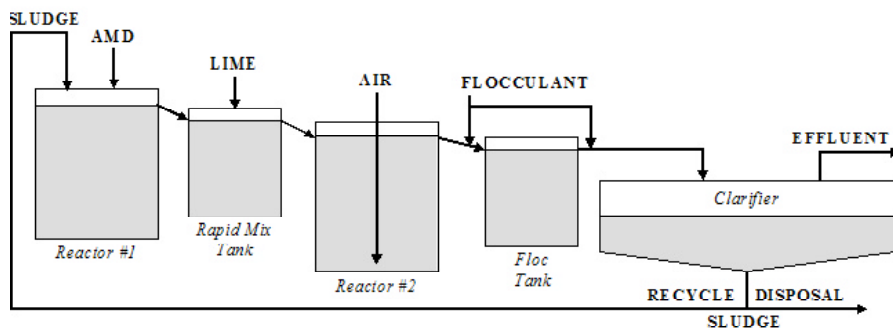


Figure 7. Geco Process

One advantage of the Geco Process over the HDS Process is the fact that it does not have a Lime/Sludge Mix Tank. This vessel requires considerable maintenance as it is a viscous mixture with a high scaling potential. Operators must frequently clean out this vessel in order to use the entire vessel and prevent the overflow from clogging up. As the sludge is contacted directly to the AMD in the Geco Process, this removes the need for such a high-maintenance reactor.

### Staged-Neutralization Process

The Staged-Neutralization (S-N) process applies crystallization principles to enhance sludge crystallinity and reduce sludge volume (Demopoulos, 1995). This process has been patented in both the United States and Canada (Demopoulos et al., 1997; Zinck et al., 2001). The Staged-Neutralization process involves neutralizing in a series of steps to control the level of supersaturation during metal precipitation. The process uses recycled sludge in the first two

reactors to partially neutralise the AMD. The sludge addition rate should be controlled to reach a desired pH, as illustrated in Figure 8. In the third and fourth reactors, lime is used to bring the slurry to the desired pH. A flocculant is then added to agglomerate the precipitates and enhance settling. The process design for Staged-Neutralization is solution specific. The number of reactors required and the target pH in each reactor is based on the metal type and concentration in the mine water to be treated as well as the degree of sludge density desired.

Laboratory tests have shown that chemical overgrowth, not mechanical aggregation, is the primary precipitation mechanism. In laboratory and pilot trials, the physical properties of the sludge were greatly improved; densification increased from 25% solids with recycling to over 50% solids under supersaturation controlled recycling. The sludge produced from this process settled faster than that from existing plants by a factor of about three (12 m/h as opposed to 4 m/h with most sludges). Unlike most treatment plants in operation, the sludge contained a crystalline iron compound rather than only amorphous precipitates.

This process has yet to be applied in the full scale. Although excellent sludge properties and low lime consumption would be expected, the capital costs would be higher than other processes as four full-size reactors are needed to properly apply the S-N Process.

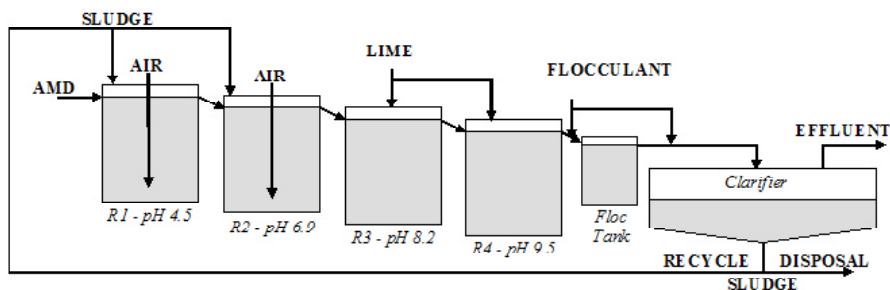


Figure 8. Staged-Neutralisation Process

## **COMPARISONS BETWEEN PROCESSES**

In order to compare the treatment processes, pilot trials have been completed. Two pilot campaigns are summarised here: one completed by Noranda Inc. Technology Centre at Heath Steele Division and one completed by CANMET using their pilot plant facilities. Also used to compare processes are sludge analyses completed by both CANMET and Noranda. The results and conclusions from these tests are summarised in the following sections.

### **Heath Steele Pilot Tests**

Pilot tests completed after the Geco plant was commissioned compared the HDS Process with the Geco Process (Aubé, 2004). These showed similar sludge qualities as far as density and viscosity. For effluent quality, there was a slight edge to the Geco Process. The Geco Process was also found to use a little less lime for neutralisation. The sludge stability was determined using leach tests, and these showed a slight advantage to the HDS process.

A detailed analysis of results showed that the Geco process uses residual lime, magnesium hydroxide and particularly calcium carbonate formed in the process to partially neutralise the AMD in the first reactor. Some of the calcium carbonate and Mg is re-precipitated in the second reactor, but the total remaining alkalinity in the sludge is lower than that of the HDS Process. This means that the Geco Process would produce a less alkaline sludge, but it also means that it uses less lime.

This therefore represents the foremost trade-off between the Geco Process and the HDS Process: the Geco Process uses less lime but the HDS produces a more stable sludge. The decision between the two processes therefore lies in the needs of the site. If the AMD contains mostly Fe and lower concentrations of Zn, Ni, and Cd, the sludge stability will not be significantly affected and the less-expensive Geco Process should be chosen. If the sludge contains some of these more soluble heavy metals and must be stored in a sensitive area, the HDS process can be applied.

If sludge stability is an important issue, lime can be added to the sludge as it is pumped to the storage area. Either process can therefore be applied in this situation as the overall lime consumption will essentially be the same for a given sludge stability.

### **CANMET Pilot Tests**

In another pilot study, the HDS process, the Geco HDS process and the Staged Neutralization process were compared in terms of treatment efficiency, costs and environmental performance (Zinck and Griffith 2000). While all the HDS processes effectively treated the low-strength Fe-Zn rich acidic drainage solutions, there were subtle differences in their performance. For example, the Staged-Neutralization process produced the densest sludge followed by the Geco Process. As a disadvantage, the viscosity of the S-N was much higher than either the HDS or the Geco sludge. The settling rate for both the Geco and the S-N process sludges were faster than the HDS process sludge.

Lime consumption was lowest with the S-N process followed by Geco and HDS process. This is expected as the AMD is neutralised in a single large step for the HDS Process, while the Geco Process uses two steps and the S-N process applied four. The step-wise neutralisation will effectively utilise any residual alkalinity in the sludge and improve lime efficiency by controlling the level of supersaturation in each reactor.

### **Sludge Survey**

A study of treatment sludges sampled from various water treatment plants has shown that substantial differences can be related to the treatment process and raw water composition (Aubé and Zinck, 1999). This study suggests that sludge densities, excess alkalinity, long-term compaction properties, metal leachability, crystallinity and cost efficiency can be affected by the neutralisation process and specific process parameters. The study also showed that the sludge density and dewatering ability is not positively correlated with particle size as previously suggested in numerous studies. The treatment process comparisons include sludge samples from basic lime treatment, the HDS Process, and the Geco Process.

The sludge densities, pH and Eh varied significantly between the different treatment processes. Most HDS plants generate sludges between 20 and 35% while pond and conventional treatment sludges are normally in the range of 2 to 7% solids. Pond treatment processes typically have poor pH control and as such, the paste pH of the sludge often exceeded 10. More efficient high-density sludge plants tend to produce sludge with less neutralisation potential and a higher degree of crystallinity than sludge produced from basic treatment. This indicates lower lime consumption, but less buffering capacity in the sludge.

## CONCLUSIONS

There is no shortage of selection when it comes to choosing an active treatment method for mine water. As discussed in this paper each process has its advantages and disadvantages. The appropriate choice is site-dependent and should be based on the treatment challenges. For example, if sludge disposal volume is an important concern then one of the HDS processes should be selected. For improved lime efficiency, the Geco or Staged-Neutralization process should be considered. If capital investment is a concern and a large surface area is available, then perhaps pond treatment would be an effective treatment option. In special cases where an unused open pit is available, pit treatment may be the least expensive option.

## REFERENCES

- AUBÉ, B., 2004. "La production de boues à haute densité dans le traitement des eaux acides minières". Master's thesis (to be submitted), Université de Montréal – École polytechnique. {English Title: "High Density Sludge Production in Acid Mine Drainage Treatment"}
- AUBÉ, B., and Arseneault, B. 2003. "In-Pit Mine Drainage Treatment System in a Northern Climate" In Proceedings for "Sudbury 2003 Mining and the Environment Conference", May 25-28 2003. (available at <http://www.enviraube.com/images/raglan.pdf>)
- AUBÉ, B. 1999. "Innovative Modification to High Density Sludge Process" Proceedings for Sudbury '99, Mining and the Environment II.
- AUBÉ B. and J.M. Zinck, 1999. "Comparison of AMD Treatment Processes and their Impact on Sludge Characteristics". Proceedings for Sudbury '99, Mining and the Environment II.
- AUBÉ, B.C., Payant, S.C., 1997. "The Geco Process: A New High Density Sludge Treatment for Acid Mine Drainage" Proceedings of the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage.
- DEMOPOULOS, G.P., Zinck, J.M. and Kondos, P.D., 1995. Production of Super Dense Sludges with a Novel Neutralization Method, In: Waste Processing and Recycling in Mineral and Metallurgical Industries II. (Eds. S.R. Rao, L.M. Amaratunga, G.G. Richards and P.D. Kondos), Vancouver, B.C. Aug. 20-24, 1995. pp 401-411.



*Aubé & Zinck*

DEMOPOULOS, G.P., Zinck, J.M. and Kondos, P.D., 1997. Multiple Stage Precipitation of Heavy Metals From Acidic Aqueous Solutions., U.S. Patent # 5,672,280. September 30, 1997

ZINCK, J.M. and Aubé, B.C. 1999. "Optimization of Lime Treatment Processes". Proceedings of the 31st Annual Canadian Mineral Processors Conference.

ZINCK, J.M. and W.F. Griffith, 2000. "An Assessment of HDS-Type Lime Treatment Processes-Efficiency and Environmental Impact" In: 5th International Conference on Acid Rock Drainage, Denver, Colorado, May 21-24, 2000

ZINCK, J.M., Demopoulos, G.P. and Kondos, P.D. , 2001. "Improved precipitation process for acidic mineral effluent treatment", Canadian patent # 2,149,493. March 20, 2001.

---

*Mailling Address: / Endereço para Correspondência:*

Bernard Aubé<sup>1</sup>; Janice Zinck<sup>2</sup>

<sup>1</sup>EnvirAubé  
361 Aumais, Ste-Anne-de-Bellevue  
Québec, Canada, H9X 4A9  
Tel: 514 457-1727  
E-mail: aube@enviraube.com

<sup>2</sup>CANMET-MMSL  
Natural Resources Canada  
555 Both Street, Ottawa, Ontario, Canada K1A 0G1  
E-mail: jzinck@nrcan.gc.ca

## Emerging Issues in Aquatic Toxicology

---

Beyak, J.C.



### ABSTRACT

Ecotoxicology is the qualitative and quantitative study of the effects of chemical substances on the environment. The goal of ecotoxicology is to protect natural systems and their inherent organisms. Toxicity tests are becoming increasingly important in environmental protection. Within the new *Metal Mining Effluent Regulations*, a national Environmental Effects Monitoring (EEM) program for mine effluents is being developed. This program will require mines to conduct a suite of four freshwater sub-lethal toxicity tests (fish, invertebrate, algae, and plant) or three marine sub-lethal toxicity tests (fish, invertebrate, and algae). To meet the objective of EEM, mines will be required to conduct biological monitoring and effluent and water monitoring. Currently, Canadian mines have a regulatory requirement to conduct acute toxicity tests on rainbow trout and *Daphnia magna*. This presentation will highlight the numerous emerging issues and trends in the rapidly developing field of ecotoxicology.

## INTRODUCTION

Ecotoxicology is the qualitative and quantitative study of the effects of substances in the environment. It is a multi-disciplinary study, the goal of which is to protect natural systems and their inherent organisms.

There is always an interest in new things; as such, there are numerous emerging issues and trends in the rapidly developing field of ecotoxicology. The following seven issues were highlighted in reports by Environment Canada (1999) and AAFC/EC/DFO/HC/NRCan (2003) and are all topics that are currently under study at the research level:

- Genotoxicity (Section 2.0);
- Micro-scale toxicity tests (Section 3.0);
- Microcosms and mesocosms (Section 4.0);
- Body burdens (Section 5.0);
- Mixed-function oxidases (Section 6.0);
- Endocrine-disrupting chemicals (Section 7.0);
- Continuous on-line biomonitoring (Section 8.0).

Many of these issues were also highlighted at the 29<sup>th</sup> Annual Aquatic Toxicity Workshop (ATW)<sup>1</sup> held in Whistler, British Columbia from October 20-23, 2002 and at the 23<sup>rd</sup> Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)<sup>2</sup> held in Salt Lake City, Utah from Nov. 17-20, 2002. They will be discussed in the sections to follow. The examples focus mainly on the aquatic environment. The majority of the discussion will be on micro-scale toxicity tests (Section 3.0) and microcosms/mesocosms (Section 4.0).

A list of acronyms, abbreviations and symbols is provided in Appendix A. A glossary of terminology is provided in Appendix B.

### Ecotoxicology and Mine Site Rehabilitation

The rehabilitation of land disturbed by mining is a major environmental issue facing countries throughout the world. The overall objective for mine site rehabilitation is to minimize the need for active long-term care while protecting human health, minimizing environmental effects and returning the land to a suitable land use.

Beyak

Every mine site has unique geological and environmental conditions and conditions vary widely. Water is one of the resources most frequently harmed impacted by mining practices. Effects on ecosystems vary with the method used, the relative toxicity of metals or wastes present, efficiency of treatment systems, and the manner in which mine waste piles, haul roads, tailings ponds, and processing plants are developed and operated. Water is also the main vehicle that carries potential pollutants beyond the immediate site, with the potential to have downstream effects on biota. Water management practices can be a key factor in environmental protection and site rehabilitation.

Toxicology testing is an essential tool in understanding and determining the potential for substances and industrial discharges into the environment. For example, toxicity testing is used to assess waste water and to draw conclusions on the potential for environmental impacts downstream from discharge points. In addition to the standard aquatic species used to determine toxicity, there are a number of new methods which are currently in use or are coming into routine use. Some of these methods are discussed in Section 3.0. New and improved field techniques and laboratory methods to identify, evaluate, and enhance water quality are continually being tested and developed.

In Canada, toxicity testing is required under the new *Metal Mining Effluent Regulations* (MMER) of the Fisheries Act. Mines are required to conduct acute toxicity test with undiluted effluents on both the fish, rainbow trout and the invertebrate, *daphnia magna*. As well, the MMER outlines a national Environmental Effects Monitoring (EEM) program for testing the effects of mine effluents in the receiving environment. This program will require mines to conduct a suite of four freshwater sub-lethal toxicity tests (fish, invertebrate, algae, and plant) or three marine sub-lethal toxicity tests (fish, invertebrate, and algae), depending on the receiving environment type. As well, to meet the objective of EEM, mines will be required to conduct biological monitoring and effluent and water monitoring.

## GENOTOXICITY

Genotoxicity (or genetic toxicity) is the potential of a material to cause genetic damage in an organism. Mutations are structural changes occurring in genes as a result of exposure to a number of environmental agents.

There are various methods available to assess genotoxicity including tests measuring damage to DNA/RNA (Section 2.1), and teratogenicity (Section 2.2). Genetic toxicity is determined using a wide range of test species including whole animals and plants, microorganisms, and mammalian cells.

### Tests measuring damage to DNA/RNA

This approach measures the interaction of a test material with the genetic material (DNA or RNA) in micro-organisms or isolated eukaryotic cells (cells of higher organisms having a nucleus). The following three screening tests have been developed with microorganisms:

#### - Ames test

The Ames test uses a non-virulent strain of the bacterium *Salmonella typhimurium* (Ames *et al.*, 1975). This test is also referred to as the *Salmonella* Mutagenicity Test. It is a commonly used bacterial test.

#### - Mutatox test

The Mutatox test uses a dark mutant strain of the luminescent marine bacterium *Vibrio fischeri* (Microbics, 1993). The bacterium becomes luminescent when it undergoes a mutation.

#### - SOS Chromotest

The SOS Chromotest uses a genetically engineered strain of the bacterium *Escherichia coli* (Walker, 1984; Dutka *et al.*, 1986; Xu *et al.*, 1987). This test measures the primary response of a cell to genetic damage.

The above 3 tests are all relatively simple, but the Mutatox test and SOS Chromotest are faster than the Ames test.

## Teratogenicity

Teratogens are agents, which cause abnormal development. This approach measures the incidence of terata (deformities) in newborn or newly hatched animals (Hawkins *et al.*, 1995). These are whole-organism tests, which measure the lethal genetic damage at the organism level, thus making them environmentally relevant.

## MICRO-SCALE TOXICITY TESTS

Micro-scale toxicity tests (or microbiotests) use “lower-order” or small organisms such as bacteria, unicellular algae, protozoans, rotifers, and other small plants and animals. Microbiotests can also measure responses at the enzymes or cellular level. The major advantage of micro-scale toxicity tests is that they are scaled down tests requiring less space and smaller sample size, making them more cost-effective. They often don't require a lot of technical expertise to conduct, and many don't require culturing of the organism. They are generally rapid and economical and are sometimes presented and used in a “kit” form for ease of use. They are sometimes used as screening tools (“early warning indicators”) to enhance other standard regulatory tests.

### Examples of Microbiotests

There are numerous micro-scale toxicity tests currently available. Below are a few of the tests that are either commonly used or which appear to be coming into use. Some are come as complete kits and are commercially available. For a comprehensive review of micro-scale toxicity tests, the reader is directed to an excellent book by Wells *et al.* (1998).

- Bacterial luminescence test using the photoluminescent marine bacterium *Vibrio fischeri* (EC, 1992; Azur Environmental, formerly Microbics Corp.)

This test is also referred to as the Microtox™ test. It measures changes (reductions) in light emitted by the bacterium *Vibrio fischeri* (formerly *Photobacterium phosphoreum*) upon exposure to a toxicant. The more toxic the

*Beyak*

substances tested, the lower the light produced by the bacteria relative to a control (blank). It is a rapid bacterial assay which 'has been used to measure the effects of various chemicals and effluents.

- Microplate version of the growth inhibition test using the freshwater alga *Selenastrum capricornutum* (EC, 1992b<sub>a</sub>)

This test measures growth inhibition over 72 hours using the alga *S. capricornutum*.

– ATP-TOX system  
(Xu and Dutka, 1987)

This test, like the one listed directly below, is based on inhibition of cell growth and enzyme activity. It measures the production of ATP in cultures of a bacterium. It can be performed using either one or a combination of a few bacterial species.

– Algal ATP toxicant screening test  
(Blaise *et al.*, 1984)

This test measures the production of enzyme ATP in cultures of a green alga.

– Toxi-Chromotest using the bacterium *Escherichia coli*  
(EPBI, 1993)

Similar to the SOS-Chromotest, this 90 minute test measures the production of the inducible enzyme  $\beta$ -galactosidase by a mutant strain of the bacterium *E. coli*.

– Thamnotoxkit F using an early larval stage of a fairy shrimp  
(*Thamnocephalus platyurus*)

This 24 hour acute lethality test is commercially available as a kit from Creative Selling Ltd. / Creasel (Appendix D). Organisms are held as cysts (dormant eggs) and reared for 24 hours to obtain larvae for the test.

Beyak

- *Daphnia magna* IQ test

This test is one of several commercially available test kits from Aqua Survey, Inc. (Appendix D). It is a screening test to determine the gross toxicity of a sample. It measures enzymatic activity of the newly hatched *D. magna* neonates after 75 minutes. It is based upon measuring of a fluorescent substrate uptake and subsequent enzyme activity. IQ refers to the illumination quotient.

- Ceriofast™ test using the invertebrate *Ceriodaphnia dubia*

This test measures the suppression of feeding by the aquatic invertebrate *C. dubia* in a 1 hour exposure (Jung and Bitton, 1997).

- Multi-species algal test using five algal species (SRC, 1995)

This test exposes five algae simultaneously to a substance for 2 or 3 days. Growth and reproduction are measured.

- Test using freshwater or marine rotifers

This is a simple test measuring the acute toxicity of substances using rotifers. Results are expressed as a 24-h LC50. *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus plicatilis* are freshwater and marine rotifers, respectively, used in this test.

- Motility test using the aquatic bacterium *Spirillum volutans*

This test assesses the loss of motility of the aquatic bacterium *S. volutans* after a 2 hour exposure to a substance.

- Rainbow trout liver hepatocyte test

This test method has been developed by Environment Canada as a potential alternative procedure to acute toxicity methods for screening substances and complex mixtures using rainbow trout<sup>3</sup>. In this test, freshly prepared hepatocytes (liver cells) from 3 juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) are exposed to a liquid sample for 48 hours at 15°C. After the exposure period, hepatocytes are collected for cell viability evaluations.



## Commercially Available Toxkits

The list of available microbiotests is quite extensive. In addition to the microbiotests outlined here and in EC (1999), many others are currently available. For example, in Belgium, the University of Ghent's Laboratory for Biological Research in Aquatic Pollution (LABRAP) has developed four commercially available toxkits. These are available from Organic Waste Systems. The toxkits make use of "dormant" stages (cysts) of aquatic invertebrates from which test organisms can be hatched.

## MICROCOSMS AND MESOCOSMS

Standardized single-species toxicity tests and the microbiotests are usually performed in simple, artificial situations (i.e. in a laboratory) and there are issues related to how results should be interpreted with respect to natural environments. More complex, multi-variate ecosystems such as microcosms and mesocosms are a way of modeling more some of the more complex interactions than may occur natural system. Microcosms and mesocosms are model aquatic ecosystems designed to physically simulate ecosystems or portions of ecosystems for studying and evaluating the fate and effects of contaminants. They are an attempt to create systems that display ecosystem properties while permitting control of conditions and replication of treatments at reasonable cost.

### Microcosms

Microcosms are relatively small model ecosystems. They often contain a few species. Usually the whole assemblage is contained in a flask or other container in the laboratory. Replication is relatively easy and cost is relatively low, but because of the simplicity of the system, realism is reduced and extrapolation to nature often remains uncertain.

There are 2 types of microcosms, assembled and excised. Assembled microcosms are ecosystems that are assembled in the laboratory. The advantage of such a system is that it is standardized, repeatability may be easier to achieve, However, these systems can be very much oversimplified (Hoffman *et al.*, 1995).

Excised microcosms are segments of ecosystems that have been removed from the environment and placed in containers in the laboratory. They contain natural assemblages of biota, natural media and are more realistic than assembled microcosms. They are also less amenable to quality control and to comparisons. Some examples of excised microcosms include:

- 1) mixed flask culture – a mixed culture of microorganisms and microinvertebrates derived from one or more natural communities and held in the lab
- 2) pond microcosm – water, sediment, macrophytes and associated biota obtained from a shallow pond or the littoral zone of a lake or slow-moving river
- 3) site-specific aquatic microcosm – a large tank of ambient water, a sediment core suspended in the water, and associated biota (Hoffman *et al.*, 1995).

### **Mesocosms**

Mesocosms are relatively large experimental systems designed to simulate some component of an ecosystem. Mesocosms are delimited and enclosed to a lesser extent than are microcosms. They are normally used outdoors or, in some manner, incorporated intimately with the ecosystem that they are designed to reflect. They differ from microcosms by being larger, being located outdoors as a rule, and having a lower degree of control by the researcher. Although mesocosms vary considerably in their design, mesocosm studies all have the common goal of obtaining more realism than obtainable with microcosms and more tractability than afforded by field systems (Hoffman *et al.*, 1995).

Mesocosms might range from the size of an aquarium upwards to sections of ponds or ponds themselves. Often they are outdoors and often there is no restriction on species that are allowed to colonize. A good example of realistic mesocosms would be recirculating laboratory streams of the order of 6 m length. They can test small but complete communities, with microorganisms, algae, invertebrates and a few fish.

These systems offer more realism than microcosms due to their larger size and more natural physical conditions but can still provide replication, control of chemical exposure, and some control of biotic components.

## **Advantages and Disadvantages of Microcosms and Mesocosms**

### – Disadvantages

1. Ecosystem level toxicity tests are generally more expensive and lengthy.
2. Few ecosystem-level test designs are standardized and there is no agreement about which are the best designs.
3. Relatively few experienced testing labs exist.
4. No consensus about what should be measured in an ecosystem-level test.
5. Not clear when an ecosystem-level test is sufficiently complex.
6. Effects of variation in test conditions on the outcome is unknown.

### – Advantages

The main advantage of microcosm and mesocosm studies is that effects beyond the level of a single species can be identified. This helps provide information more predictive of the ecological consequences of the chemical's release.

## **BODY BURDENS**

The term body burden, or whole body residue, refers to the total amount of a chemical in an individual organism. Normally, the endpoints from aquatic toxicity tests are expressed as a function of the concentration in the external medium (water). In terms of regulations, this method makes sense since routine monitoring involves measuring concentrations of substances in water. However, body burdens are a method which would better approximate the true "dose", except for metals and other substances with natural as well as anthropogenic sources of exposure.

## **MIXED-FUNCTION OXIDASES (MFOs)**

Mixed-function oxidases (MFOs) are membrane-bound enzymes in animals, also called monooxygenases. In mammals, many chemical carcinogens including representatives of most of the principal chemical classes are activated by MFOs. They are one of a general class of enzymes involved in Phase I reactions with xenobiotics. They detoxify a number of natural and man-made substances. These enzymes catalyze the conversion of toxicants into water-soluble forms that can be excreted. The term "mixed function" refers to their oxidative and reductive properties.

Beyak

Their action involves the addition of an oxygen atom (from O<sub>2</sub>) to the xenobiotic and reduction of the remaining oxygen atom to produce water. MFO activity increases in the presence of contaminants, making them useful bioindicators. An example of an MFO that is routinely assayed is EROD (ethoxyresorufin o-de-ethylase).

## ENDOCRINE DISRUPTORS

Endocrine disrupting chemicals (EDCs) or endocrine disruptors are substances with the potential to interfere with the normal functioning of the body's hormone system. They may function by mimicking the action of hormones or indirectly influence endocrine function. As such this represents a wide array of substances and modes of action – from direct to indirect. A wide variety of substances have been shown to affect the endocrine system in humans and biota and therefore the list of EDC is very broad, from pharmaceuticals and sex hormones to pesticides, herbicides and other substances including some metals.

The endocrine system is made up of glands located throughout the body, hormones which are synthesized and secreted by the glands into the bloodstream and receptors in the various target organs and tissues which recognize and respond to the hormones.

An increasing number of substances released into the environment, although not overtly toxic, may disrupt critical endocrine mechanisms in a wide range of vertebrates. Some examples include: alkylphenol ethoxylates (APEs) and persistent organic pollutants (POPs). Interference with the reproductive physiology of fish has been demonstrated repeatedly. For example, Södergren *et al.* (1988) reported the effects of endocrine disruptors at pulp mills in Sweden. Similar results were found by McMaster *et al.* (1997) and Munkittrick *et al.* (1991) in Canada. The relationship of human diseases of the endocrine system and exposure to environmental contaminants is poorly understood and scientifically controversial.

The endocrine disruptors have been linked to a number of human health problems including falling sperm counts, developmental abnormalities of the male reproductive tract, breast cancer and endometriosis. Endocrine disruptors may disturb the hormone balance in aquatic organisms and deregulate their development and reproduction. These disturbances occur at very low concentrations and may after long exposure times cause chronic effects.

*Beyak*

The USEPA<sup>4</sup>, OECD<sup>5</sup>, and Environment Canada have programs on endocrine disruptors. Current research<sup>6</sup> (AAFC/EC/DFO/HC/NRCAN, 2003) is focused on the development of environmental screening assays such as immunoassays and life-cycle tests.

## **CONTINUOUS ON-LINE BIOMONITORING**

Continuous on-line biomonitoring refers to continuous sampling of, for example, an effluent rather than the commonly used method of periodic sampling. It can include physico-chemical monitoring as well as biomonitoring. It eliminates the time lag in periodic sampling for chemical analyses and toxicity testing. The system of continuous biological monitoring works by diverting a part of the effluent stream into holding tanks. The organisms (usually fish) are kept in the tanks. Some aspect of their physiology (for example, respiration) is measured and recorded continuously.

## **CONCLUSIONS**

As with every discipline, ecotoxicology is continually growing and evolving. As such, new methods and techniques are continually being introduced and validated. Ecotoxicology can provide valuable tools for assessing the toxicity of substances and mixtures and for industrial wastewater management. Aquatic toxicity tests can be used to identify and measure the combined effects of the array of chemicals present in industrial and municipal effluents. New and improved field techniques and laboratory methods to identify, evaluate, and enhance water quality are continually being tested and developed. For the rehabilitation of mining sites, toxicity testing is vital in understanding the effects of the mine on the environment and the health of the inhabitants of the region.

## APPENDICES

### APPENDIX A. LIST OF ACRONYMS, ABBREVIATIONS, AND SYMBOLS

#### LIST OF ACRONYMS

CANMET	Canada Centre for Mineral and Energy Technology
CIDA	Canadian International Development Agency
MMSL	Mining and Mineral Sciences Laboratories
NRCan	Natural Resources Canada

#### LIST OF ABBREVIATIONS

A	Absorbance at 600 nm
DNA	Deoxyribonucleic acid
EDTA	Ethylenediaminetetracetic acid
ICp	Inhibition Concentration
KCl	Potassium chloride
MFO	Mixed function oxygenase
NaCl	Sodium chloride
NR	Neutral red
PCB	Polychlorinated biphenyl
PI	Propidium iodide
PBS	Phosphate-buffered saline
RNA	Ribonucleic acid
ZnSO <sub>4</sub>	Zinc sulphate

#### LIST OF SYMBOLS

°C	degree(s) Celsius
h	hour(s)
klux	kilolux
m	metre(s)
m <sup>2</sup>	square metre(s)
min	minute(s)
mL	millilitre(s)
mM	millimolar
nm	nanometre(s)
%	percent(age)
s	second(s)
µL	microlitre(s)
µm	micrometre(s)

## **APPENDIX B. GLOSSARY OF TERMINOLOGY**

The reader is also directed to the glossary in Rand's Fundamentals of Aquatic Toxicology, and to Lewis' Dictionary of Toxicology.

### **Anesthesia**

The loss of sensation in the body, and can be either local or systemic. General anesthesia is the most common method of prevention of pain in fish

### **Baseline Study (environmental baseline study)**

A study of the current natural environment including flora and fauna and nearby communities to illustrate the condition of the area prior to mining

### **Biomonitoring**

A widely-applied practice of monitoring of a subset of an entire community with the goal of assessing community structure

### **Body burden**

Total mass or amount of contaminant in (and on) an individual

### **Cell**

The structural unit of organisms; the smallest unit that can be considered living.

### **Dose**

The measured amount of a substance that enters the living organism. Usually expressed as weight of substance per unit body weight (e.g., mg/kg or mg/kg/d)

### **DNA**

Deoxyribonucleic acid  
The molecule in which the genetic information for most living cells is encoded

### **Ecotoxicology**

The qualitative and quantitative study of the toxic effects of chemicals on organisms and the environment

### **Endocrine disruptor**

Substances with the potential to interfere with the normal functioning of the body's hormone system

### **Endocrine system**

The endocrine glands taken together, and their hormonal actions and interactions

### **Genotoxicity**

Damage by a physical or chemical agent to genetic materials, e.g., chromosomes or DNA  
General toxicity upon the genome (genetic material)

### **Hepatocytes**

Liver cell arranged in a series of sheets

*Beyak*

**Mesocosm**

Relatively large experimental system designed to simulate some component of an ecosystem

**Microbiotest**

Also called microscale toxicity test

A toxicity test which uses "lower order" or smaller organisms such as bacteria, unicellular algae, duckweed, rotifers, and other small plants and animals

**Microcosm**

Laboratory system designed to simulate some component of an ecosystem such as multiple species assemblages

**Mixed function oxidases (MFOs)**

Also called monooxygenases; membrane-bound enzymes in animals

One of a general class of enzymes involved in Phase I reactions with xenobiotics

**Monooxygenase**

See MFOs

**Mutagenicity**

The potential of a material to cause mutations in organisms

**Oncorhynchus mykiss**

See Rainbow trout

**Phase I reaction**

Reaction in the metabolism of organic contaminants in which reactive groups are added or made available

**Rainbow trout**

Freshwater fish of the salmonid family.

**Rehabilitation**

Returning the land to a suitable land use

**RNA**

Ribonucleic acid; a molecule that carries the genetic message from DNA to a cell's protein producing mechanisms. Similar to, but chemically different from, DNA

**Teratogenicity**

The potential of a material to cause terata (deformities) in organisms

**Xenobiotic**

A chemical "foreign" to the biological system (i.e. chemicals that are not normal endogenous compounds for the biological system; foreign to the metabolic network)



## REFERENCES

- AAFC/EC/DFO/HC/NRCan. 2003. Federal Water Research Network. Priority Area for Cooperation 3 (PAC 3). Effects of Toxic Chemicals and Nutrients on Diversity and Productivity of Aquatic Ecosystems. Draft Final Report. October 2003. Agriculture and Agri-Food Canada, Environment Canada, Fisheries and Oceans Canada, Health Canada, and Natural Resources Canada.
- AMES, B.N., J. McCann, and E. Yamaski. 1975. Methods for detecting carcinogens and mutagens with *Salmonella*/mammalian microsome mutagenicity test. *Mutation Research*, 31: 347-364.
- APHA, AWWA, WEF (American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation). 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20<sup>th</sup> Edition. APHA, Washington, D.C. Edited by: L.S. Clesceri, A.E. Greenberg, and A.D. Eaton.
- BLAISE, C., Legault, R., Bermingham, N., van Coillie, R., and P. Vasseur. 1984. Microtest mesurant l'inhibition de la croissance des algues (C150) par le dosage de l'ATP. *Sci. Tech. Eau*, 17: 245-250.
- COCKERHAM, L.G. and B.S. Shane (Editors). 1994. Basic Environmental Toxicology. Boca Raton, Florida, USA. CRC Press. Inc.
- DUTKA, B.J., K. Walsh, K.K. Kwan, A. El Shaarawi, D.L. Liu, and K. Thompson. 1986. Priority site selection for degraded areas based on microbial and toxicant screening tests. *Water Pollution Research Journal of Canada*, 21: 267-282.
- ENVIRONMENTAL Bio-Detection Products, Inc. (EPBI). 1993. The Toxi-Chromotest (Version 3).
- ENVIRONMENT Canada (EC). 1999. Guidance Document on Application and Interpretation of Single-species Tests in Environmental Toxicology. Environmental Protection Series Report, EPS 1/RM/34. Ottawa, Ontario, Canada.

Beyak

ENVIRONMENT Canada. 1992a. Biological Test Method: Toxicity Test Using Luminescent Bacteria (*Photobacterium phosphoreum*). Environmental Protection Series Report, EPS 1/RM/24.

ENVIRONMENT Canada (EC). 1992b<sup>a</sup>. Biological Test Method: Growth Inhibition Test Using the Freshwater Alga *Selenastrum capricornutum*. Environmental Protection Series Report, EPS 1/RM/25 + Nov. 1997 amendments. Ottawa, Ontario, Canada.

GAGNÉ, F. and C. Blaise. 1998. Differences in the Measurement of Cytotoxicity of Complex Mixtures with Rainbow Trout Hepatocytes and Fibroblasts. *Chemosphere*. Vol. 37, No. 4, pp. 753-769.

GAGNÉ, F. and C. Blaise. 1997. Evaluation of Cell Viability, Mixed Function Oxidase Activity, Metallothionein Induction, and Genotoxicity in Rainbow Trout Hepatocytes Exposed to Industrial Effluents: II. Validation of the Rainbow Trout Hepatocyte Model for Ecotoxicity Testing of Industrial Wastewater. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 12(3): 305-314.

GAGNÉ, F., Blaise, C. van Aggelen, G., Boivin, P., Martel, P. Chong-Kit, R., Jonczyk, E., Marion, M., Kennedy, S.W., Legault, R., and J. Goudreault. Intercalibration Study in the Evaluation of Toxicity with Rainbow Trout Hepatocytes. 429-437.

HAWKINS, W.E., W.W. Walker, and R.M. Overstreet. 1995. Carcinogenicity tests using aquarium fish. P. 421-446. *In: Fundamentals of aquatic toxicology*. 2<sup>nd</sup> Edition. G.M. Rand (ed.), Taylor and Francis, Washington, D.C.

HOFFMAN, D.J., Rattner, B.A., Burton Jr., G.A., and J. Cairns Jr. 1995. *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida, USA.

LEWIS, R.A. *Lewis' Dictionary of Toxicology*. 1998. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida, USA.

JUNG, K. and G. Bitton. 1997. Use of Ceriofast™ for monitoring the toxicity of industrial effluents : Comparison with the 48-h acute *Ceriodaphnia* toxicity test and Microtox<sup>®</sup>. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16: 2264-2267.

*Beyak*

MICROBICS. 1993. Mutatox™ manual. Microbics Corporation. Carlsbad, California. 22 p.

NEWMAN, M.C. 1998. Fundamentals of Ecotoxicology. Sleeping Bear Press, Inc. Chelsea, Michigan, USA.

ORGENICS, Ltd. 1985. The Toxi-Chromotest (Version 2). P.O. Box 360. Yavne, Israel. 70650.

SCROGGINS, R.A. 2001. Second TIME (Toxicological Investigations of Mining Effluents) Workshop. November 2001. Ottawa, ON.

SCROGGINS, R.A. 2002. Personal communication. March 2002.

WALKER, G.C. 1984. Mutagenesis and inducible responses to deoxyribonucleic acid damage in *E. coli*. *Microb. Rev.*, 48: 60-93.

WELLS, P.G., Lee, K. and C. Blaise (Editors). 1998. Microscale Testing in Aquatic Toxicology: Advances, Techniques, and Practice. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA.

XU, H.H. and B.R. Dutka. 1987. ATP-TOX system – a rapid, sensitive bacterial toxicity screening system based on the determination of ATP. *Toxic. Assess.*, 2: 149-166.

XU, H., B.J. Dutka, and K.K. Kwan. 1987. Genotoxicity studies on sediments using a modified SOS Chromotest. *Toxicity Assessment*, 2: 79-87.

---

*Mailling Address / Endereço para correspondência:*

Jennifer Beyak  
Natural Resources Canada  
555 Booth Street Ottawa, Ontario, Canada K1A 0G1  
Tel: 613 992-1762  
Fax: 613 996-9041  
E-mail: jbeyak@nrca.gc.ca

## Applications of Passive Biological Systems for the Treatment of Acid Mine Drainage

---

Gould, W.D.



### **ABSTRACT**

Passive systems for the treatment of acid mine drainage (AMD) include technologies such as anoxic limestone drains, aerobic wetlands and anaerobic treatment systems. Anoxic limestone drains (ALD's) consist of limestone filters that slowly release alkalinity to the acidic water flowing through the drain. ALD's are designed to exclude oxygen because iron oxidation will result in the precipitation of iron oxyhydroxides, which will then mask the surface of the limestone and prevent the release of alkalinity. Aerobic wetlands can generate alkalinity and remove metals by a number of chemical and biological processes. Wetland plants remove metals from acid water by: (1) adsorption, which includes ion exchange and acting as nucleation centres for precipitation, (2) consumption (plant uptake) and (3) filtration. Passive anaerobic systems contain organic matter and use the activities of sulphate reducing bacteria to generate alkalinity and precipitate metals as their sulphides. Passive systems are not suitable for AMD sites with a large flow or containing high concentrations of metals. Passive systems are most suitable either for sites with a low flow or polishing a treated effluent.

## INTRODUCTION

Mine tailings and waste rock produced by mining and milling operations often contain waste sulfide minerals such as pyrite and pyrrhotite. Acid mine drainage (AMD) results from the chemical and bacterial oxidation of metal sulfides that results in an effluent of low pH and high metal content which is toxic to the aquatic biota in the receiving waters. A number of bacteria, mostly belonging to the genus *Acidithiobacillus* are able to oxidize metal sulfides, sulfur and partially oxidized sulfur intermediates to produce soluble metals and sulfuric acid (Brierley, 1978; Harrison, 1984; Karavaiko, 1985; Kuenen *et al.*, 1992). These oxidation reactions can be summarized for pyrite as follows:



Passive systems have been used for the treatment of acid mine drainage on the surface. These technologies include anoxic limestone drains, aerobic wetlands, anaerobic treatment systems and biosorbents. Anoxic limestone drains (ALD) consist of limestone filters that slowly release alkalinity to the acidic water flowing through the drain. ALD's are designed to exclude oxygen because iron oxidation will result in the precipitation of iron oxyhydroxides which will then mask the surface of the limestone and prevent the release of alkalinity. Acid mine drainage in groundwater is usually partially neutralized by the minerals in the groundwater and the addition of an ALD is usually not necessary for a permeable reactive barrier installation.

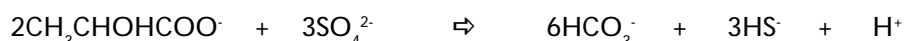
## TREATMENT SYSTEMS BASED ON SULFATE REDUCTION

### Introduction

Anaerobic cells are designed to encourage the growth of bacteria that are anaerobic and use reductive reactions to transform the contaminants. Under aerobic conditions, oxygen acts as the terminal electron acceptor but when oxygen is depleted, other molecules can act as terminal electron acceptors, or the organism will utilize a fermentation reaction. During fermentation of an organic substrate, a disproportionation reaction occurs. Part of the organic compound is oxidized and part of it is reduced and the fermentation products will be composed of compounds containing carbon in different oxidation states. When more than one terminal electron acceptor is present in an anaerobic environment, the most energetically favorable one will be used first (Zehnder and Stumm, 1988).

### Sulfate reducing bacteria

Sulfate reducing bacteria are strict anaerobes that use simple organic compounds as electron donors for the reduction of sulfate, as is shown for lactate in the following equation (Widdel, 1988):



SRB represent a very heterogeneous group, encompassing species which differ morphologically, biochemically, nutritionally and phylogenetically (Widdel, 1988). The shapes include rods, cocci, and spiral cells, and among other variations are Gram-negative and Gram-positive species, spore formers and non spore formers, and motile and non motile strains. Sulfate reducing bacteria are widely distributed and require anaerobic conditions, low molecular-weight organic compounds and sulfate. The pH range for growth of most sulfate reducers is between 6.0 and 9.0 (Connell and Patrick, 1968; Widdel and Pfennig, 1984), although some sulfate reducers have been isolated from acidic environments (Tuttle *et al.*, 1969).

Often the electron donors used by SRB are fermentation products resulting from bacterial degradation of more complex compounds such as carbohydrates, proteins and other biopolymers. In an ecosystem, SRB generally depend on other microbial populations to degrade complex organics to provide the needed substrates. There are two major metabolic groups of sulfate reducers: one group completely oxidizes substrates to acetate, the other group completely oxidizes substrates, including acetate to  $\text{CO}_2$ . The incomplete oxidizers include species of the genera *Desulfotomaculum* (Campbell and Postgate, 1965) and *Desulfovibrio* (Postgate and Campbell, 1966), as well as several other species. They generally grow more rapidly than the complete oxidizers, and are nutritionally less versatile (Widdel, 1988). Species belonging to the genera *Desulfobacter*, *Desulfococcus*, *Desulfosarcina*, *Desulfonema*, and *Desulfobacterium* are able to oxidize their substrates completely to  $\text{CO}_2$ . The electron donors utilized by the sulfate reducers include lactate, hydrogen formate, acetate, propionate, butyrate and higher straight-chain fatty acids, dicarboxylic acids and aromatic compounds (Widdel, 1988). Sulfate reducing bacteria reduce their electron acceptor, sulfate, entirely to sulfide. Most SRB can also use sulfite or thiosulfate as electron acceptors in place of sulfate (Badziong and Thauer 1979; Cypionka *et al.*, 1985; Widdel and Pfennig, 1984)

### Permeable Reactive Barriers (PRB's)

A new technology that is a semipassive *in situ* technology is the use of permeable reactive barriers (PRB's) for the remediation of contaminated groundwater. The technique involves placing a permeable reactive wall in the flow path of the contaminated plume. The contaminants in the groundwater are either immobilized or converted to nontoxic compounds by the reactive material in the PRB. PRB's have been used to treat a large number of contaminants which vary from dissolved metals (Blowes and Ptacek, 1992; Blowes *et al.*, 2000), to halogenated hydrocarbons (Gilham and O'Hannesin, 1992), gasoline derivatives (Bianchi-Mosqueri *et al.*, 1994) and nutrients such as nitrate and phosphate (Blowes *et al.*, 1995).

The type of contaminants will determine what reactive material will be used in the barrier. The distribution and concentration of contaminants in the plume will determine the length and depth of the wall that is required. Plumes of up to 300 m in width and 15 m in depth have been treated by this technology. The barrier should be keyed into an impermeable layer (aquitar) below the contaminated plume in order that the plume does not migrate below the barrier. Groundwater velocity will determine the thickness of the barrier as it should be thick enough to ensure an adequate contact time between the reactive material and the contaminated groundwater.

The type of barrier system and the mode of construction will be determined by both the nature of the contaminants and the site characteristics. The construction techniques and the cost will be influenced by the depth to the aquitar and thus the depth of the wall installation (Gavaskar, 1999). Large rocks or highly consolidated sediments can make it difficult for some modes of wall installation such as caissons. The presence of other structures or subsurface utilities on the site can eliminate some types of construction.

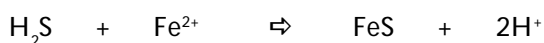
### PRB's for Treatment of Acid Mine Drainage

Effluent from tailings ponds or waste rock piles can enter aquifers where buffering by mineral dissolution can raise the pH to values between 4 and 7. Discharge of this groundwater to the surface can generate acidity due to the oxidation of ferrous iron and the precipitation ferric of oxyhydroxides:



Gould

Reactive barriers containing organic matter are one of the best options for the treatment of groundwater contaminated with metals. The organic matter supports a diverse and active microbial population that includes bacteria that anaerobically degrade the organic matter, fermentative bacteria and SRB. The fermentative bacteria provide the carbon source and electron donors that can be used by the SRB. The SRB produce bicarbonate ions that increase the pH and generate alkalinity for the water in the aquifer. The sulfide species produced by the SRB can precipitate metal species both reducing the toxicity and the potential acidity of the water by precipitating soluble iron:



#### Case Study: The Nickel Rim Site

The first full-scale reactive barrier using sulfate reduction to treat AMD was constructed at the Nickel Rim tailings impoundment in Sudbury, Canada (Benner *et al.*, 1999,2000). The nickel Rim tailings were deposited between 1953 and 1958. The tailings contain approximately 5 wt.% sulfur of which 98% is pyrrhotite. A groundwater plume containing high concentrations of ferrous iron and sulfate originates in the tailings, 50 % of which discharges at the base of the tailings dam (Flow path A, Figure 1) and the remainder discharges to Moose Lake 160 m down gradient (Flow path B, Figure 1). The barrier was designed to treat the contaminants in Flow path B. The barrier contained municipal compost (20 vol%), leaf mulch (20%), wood chips (9%), gravel (50%), and limestone (1%). The barrier dimensions were; 20 m across the aquifer, 3.5 m deep and 4 m thick. Sand (1 m thick) was placed up and down gradient of the groundwater flow to redistribute flow and a clay cap was placed over the barrier to reduce oxygen diffusion.

The groundwater up gradient from the barrier contained 2500-5200 mg/l  $\text{SO}_4$ , 250-1350 mg/L Fe, 0.12-30 mg/L Ni, <1 - 60mg/L alkalinity and pH values between 2.8 and 5.9. In the reactive barrier  $\text{SO}_4$  decreases to 840 mg/L, Fe decreases to less than 50 mg/L, Ni to <0.1 mg/L, alkalinity increases 800-2700 mg/L, and pH increases to an average of 6.7 (Figure 2). The microbiological populations within the aquifer are consistent with a SRB mediated treatment system. The SRB populations average  $2.3 \times 10^2/\text{g}$  up



Gould

gradient from the barrier, they average  $9.1 \times 10^7/g$  within the barrier and they average  $3.0 \times 10^5$  down gradient of the barrier. The elevated number of SRB down gradient is due to dissolved organic carbon leaching from the barrier. The dissolved organic carbon can support additional microbial activity. The barrier has been operating successfully for 5 years (Benner *et al.*, 2000) and column studies indicate a theoretical lifetime of > 15 years (Waybrant *et al.*, 1998).

### **Wetlands**

Aerobic wetlands can generate alkalinity and remove metals by a number of chemical and biological processes. Wetland plants remove metals from acid water by: (1) adsorption, which includes ion exchange and acting as nucleation centers for precipitation, (2) consumption (plant uptake) and (3) filtration (Walton-Day, 2003). In the anaerobic zones of the wetlands (sediments) the SRB will produce bisulfide ions and precipitate metals as well. However, aerobic wetlands are limited to low loadings of both water and metals. Because surface systems are influenced by rainfall or snowfall (in northern climates) aerobic wetlands are only suitable for low flows or as a secondary polishing system after a primary treatment system.

### **Anaerobic Cells**

Passive anaerobic systems contain organic matter and use the activities of SRB's to generate alkalinity and remove metals by the same mechanisms that occur in PRB's used to treat acid mine drainage. Early passive systems used trenches filled with organic matter (Bécharde *et al.*, 1994, 1995) but it is difficult to control the flow of water and maintain anaerobic conditions in trench systems. More successful systems use a constructed pond filled with organic matter and the system hydraulics are carefully constructed. They are operated in either an upflow or a downflow mode (Wildeman and Gusek, 1997).

### **Case Study: An Anaerobic Cell for Zn, Cd and As Removal**

#### **Location and History:**

Teck-Cominco's lead zinc smelter is situated in Trail, south central B.C. near the U.S. border of Washington State. At the beginning of smelting operations, the ore was roasted in open pits which resulted in serious pollution of the surrounding area. The dusts and acid forming gases from the smelter created

Gould

acidic soils contaminated with heavy metals. During the past ten years the smelting process has been improved and both gases and metals are removed from stack effluents.

Teck-Cominco used to dispose of waste material in a landfill located uphill from their smelter. The landfill has been decommissioned and has been capped with sand, rocks and gravel to prevent wind and water run off from dispersing the wastes. However rainwater percolating through the wastes has dissolved various toxic metals such as cadmium, lead and arsenic and transported them through an aquifer into Stoney Creek which empties into the Columbia river. Also, on the opposite hill an arsenic storage area was created which was also leaching arsenic into the creek. The arsenic pile is now on a lined pad covered by a tarp to prevent wind or rainfall erosion.

In 1996, a study of the geohydrology of the Stoney creek was conducted by a consulting firm and in 1997 a seepage collection system was built. The seepage collection system consists of a series of impermeable concrete walls which divert the contaminated water by French drains to a system of collection sumps. In the same year a prototype of an alternative treatment system utilizing a phytoremediation technology was also built near the Stoney creek. Eighty percent of the collected sump water is pumped to the water treatment plant and 20% (~20,000 L/d) is pumped 1600 m uphill to the passive treatment system. Three treatment cells containing plants and a final holding pond were constructed. The site slopes toward the Columbia river and was selected to permit gravity feed of water through the wetland cells (Figure 3) (Mattes and Duncan, 2000).

The holding pond was built with a retention capacity of one million liters of water. It was originally designed to treat a surface flow system but in 1999 was converted into a subsurface flow system to be able to resist winter conditions. The biggest cell was 10x30 m and was planted with *Typha* plants. They have a dense root system, which slows the passage of water and provides a suitable environment for microorganisms that assist in the removal of metals. It serves as a final polishing cell and also removes large amounts of phosphate and various forms of nitrogen. *Typha sp.* is not a heavy accumulator of metals however it can survive in the presence of metals.

The upper part of the tree and grass cell (50 m<sup>2</sup>) was planted with members of the mustard and sunflower family because of their known ability to accumulate metals in their above ground tissues. The grass cell (50 m<sup>2</sup>) was planted with Red top sp. because it is capable of withstanding high temperatures and

*Gould*

develops an extensive root system. In this first year only fresh water was used. By the end of August, after one month of growth, plant development was healthy in the three plant cells.

It was decided to improve the wetland system by building a large anaerobic cell (500 m<sup>3</sup>) filled with 60% Celgar material, 35% sand and 5% cow manure. Anaerobic bacteria such as sulphate-reducing bacteria would precipitate the metals by producing H<sub>2</sub>S and subsequently remove them from the water. During the summer, contaminated water was added to the system for a total of 8 weeks of operation. In 1999, the system operated for a total of 18 weeks. However low activity was observed in the anaerobic cell and zinc levels were high in the final effluent (Mattes and Duncan, 2000).

A second anaerobic digester to which limestone was added was built since it was observed that the first anaerobic digester could not reduce the zinc concentration to levels appropriate for plant growth. The dimensions of the new anaerobic cell were; length 25m and 9m wide at the upslope end and 22m wide at the downslope end. The depth is 2.8m at the upslope end and 4.2m at the downslope end. The total volume was 1000m<sup>3</sup>. The cell was lined with a 30 mil polyethylene geobarrier. The bottom of the cell was lined with limestone and a circular water delivery system with two cross member delivery pipes which was constructed of 4 inch perforated PVC pipes. The pipes were covered with limestone and then a woven mat to separate the limestone from the organic material was added. The cell was then filled to within 1.5 m of the top edge of the cell with a biosolid mix (65% composted Celgar pulp mill sludge, 17.5% limestone and 17.5% fine sand). The surface of the biosolid mix was covered with a nonwoven geotextile and then covered with 15 cm of fine sand. The cell was then filled with fresh water and allowed to stand for two weeks. Then a large quantity of invert sugar was added to both stimulate microbial activity and deplete the oxygen present in order to generate anaerobic conditions. Ammonium sulphate was added to provide a nitrogen source and sulphate for the sulphate reducing bacteria. Then after one week during which microbial growth appeared to be occurring as evidenced by frothing at the surface of the cell, metal containing effluent was added to the cell.

## Results of the Study

The performance of the treatment system was described in detail in a contract report to Cominco (Mattes, 2001). This report focused on the microbiology of the two anaerobic cells. Two cores were taken from the original anaerobic cell; core #1 was taken 5 m from the north end and 3 m from the east side of the cell. Core #2 was taken 8m from the north end and 3 m from the east side of the cell. A sample of the sludge used in the cells was also taken for microbiological analysis.

Sample	Depth, cm	Numbers of Sulfate-Reducing Bacteria
Celgar Sludge	N.A.	$4.9 \times 10^2$
Core #1 (1-3)	25-50	$7.0 \times 10^4$
A (1-2)	50-75	$1.3 \times 10^6$
A (1-1)	75-100	$1.4 \times 10^5$
A (1-4)	100-125	$7.9 \times 10^5$
Core #2 (2-3)	0-25	$9.5 \times 10^6$
A (2-2)	25-50	$3.3 \times 10^6$
A (2-1)	50-75	$1.7 \times 10^6$

**Table 1.** Populations of SRB in the Celgar sludge and the original anaerobic cell (Samples taken June, 2000)

The numbers of SRB in the first core (core #1) from the original anaerobic cell were highest at a depth of 50-75 cm whereas the numbers were fairly consistent for all depths in core #2. The average number of SRB in the June sampling ( $1.9 \times 10^6$ ) was similar to the numbers determined a month later ( $1.3 \times 10^6$ ) which indicates that the bacterial populations in the cell were stable. Appreciable numbers of SRB were also found in the Celgar sludge (Table 1) which indicates that addition of an inoculum such as manure is not necessary.

Organic matter serves as both an electron donor and carbon source for the SRB. The Dissolved Organic Carbon (DOC) is a measure of available carbon substrate for bacterial growth. The DOC levels in the two cells decreased with time but were still in excess of 100 ppm at the end of the sampling period. The DOC concentrations are high enough that carbon is not a limiting nutrient.

Considerable amounts of sulfate are removed from the effluent by all of the cells in the system. The removal of sulfate from the effluent is also an indicator of sulfate reduction activity. However the limestone added to the system may also precipitate some of the sulfate as gypsum. The total metal concentrations are significantly higher than the dissolved metal concentrations which implies that a portion of the metals is being transferred through the cells as particulates.

All of the cells in the treatment system removed zinc and cadmium from the effluent during the study. Arsenic was removed by all of the cells except for the original anaerobic cell which was releasing arsenic into the effluent. It is likely that either a microbial or chemical oxidation process is remobilizing the arsenic in the old cell. This observation warrants further study because the resolubilization of arsenic will have a detrimental effect on the performance of these types of treatment systems.

System Stage	Arsenic (ppm)	% Removed	Cadmium (ppm)	% Removed	Zinc (ppm)	% Removed
Input	39.41		5.32		395.95	
New Anaerobic Cell (Output)	9.25	76.5	1.96	63.2	226.28	42.9
Old anaerobic Cell (Output)	10.51	(+13.6)	0.33	83.2	102.59	54.7
Tree Cell (Output)	8.43	19.8	0.26	21.2	63.84	37.8
Grass Cell (Output)	8.32	1.3	0.20	23.1	53.59	16.1
Typha Cell (Output)	1.93	76.8	0.03	85.0	14.24	73.4
Holding Pond	1.64	15	0.02	33.4	11.41	19.9
Final % Removed		95.8		99.5		97.1

**Table 2.** Reduction of total metals throughout the system

The use of anaerobic cells using sulfate reduction combined with two plant cells and a wetland cell is suitable for the treatment of contaminated seepage at this site.

Gould

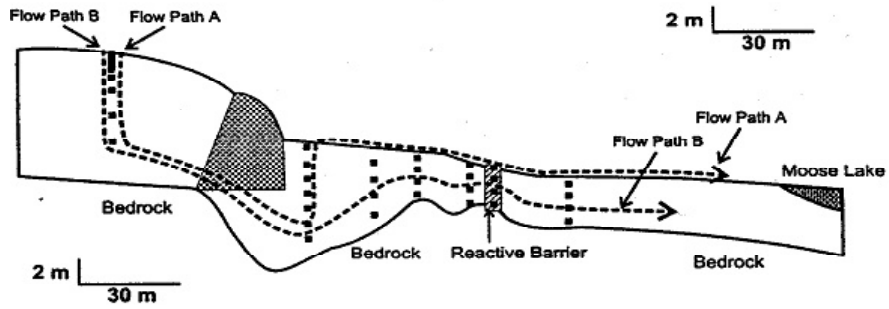


Figure 1. Idealized flow system and sampling points for the nickel rim reactive barrier study (Benner *et al.*, 2000).

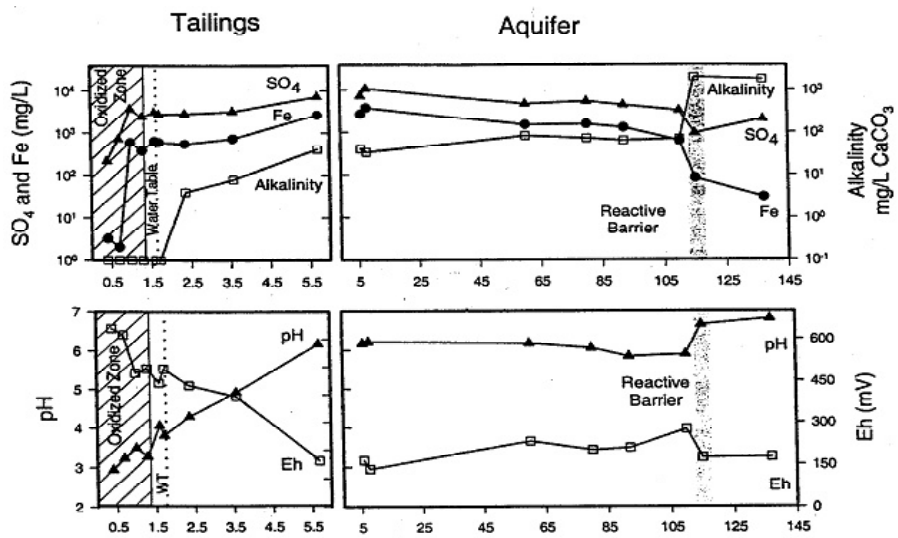


Figure 2. Flow path B profiles of pH, Eh, alkalinity, and Fe. (Benner *et al.*, 2000).

# System Configuration

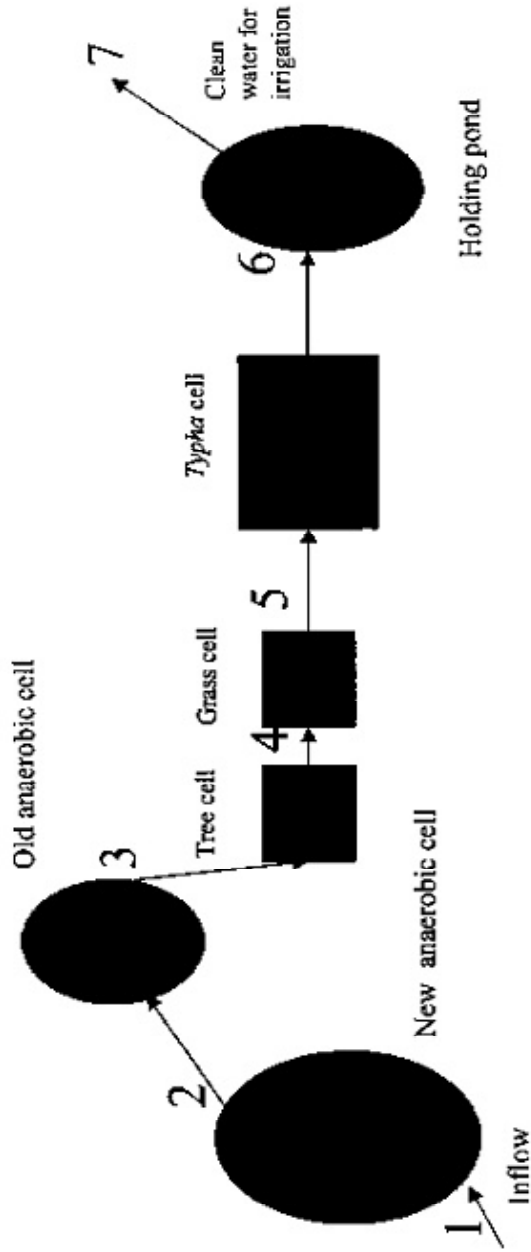


Figure 3. Configuration of the treatment system in Trail, B.C.

## REFERENCES

- BADZIONG, W. and Thauer, R.K. 1979. Growth yields and growth rates of *Desulfovibrio vulgaris* (Marburg), growing on hydrogen plus sulfate and hydrogen plus thiosulfate as the sole energy sources. *Archiv. Microbiol.* 117: 209-214.
- BÉCHARD, G., Yamazaki, H., Gould, W.D. and Bédard, P. 1994. Use of cellulosic substrates for the treatment of acid mine drainage. *J. Environ. Qual.* 23: 111-116.
- BÉCHARD, G., McCready, R.G.L., Koren, D.W. and Rajan, S. 1995. Microbial treatment of acid mine drainage at Halifax International Airport. P. 545-554. *In Sudbury '95, Vol. 2. - Mining and the Environment Conference Proceedings, Sudbury, Ontario, May 28 to June 1.*
- BENNER, S.G., Blowes, D.W., Gould, W.D., Herbert, R.B., Jr., and Ptacek, C.J. 1999. Geochemistry of a permeable reactive barrier for metals and acid mine drainage. *Environ. Sci. Technol.* 33: 2793-2799.
- BENNER, S.G., Gould, W.D. and Blowes, D.W. 2000. Microbial populations associated with the generation and treatment of acid mine drainage. *Chemical Geol.* 169: 435-448.
- BIANCHI-MOSQUERA, G.C., Allen-King, R.M. and MacKay, D.M. 1994. Enhanced degradation of dissolved benzene and toluene using a solid oxygen releasing compound. *Groundwater Monitoring Remed.* XIV: 120-128.
- BLOWES, D.W. and Ptacek, C.J. 1992. Geochemical remediation of groundwater by permeable reactive walls. Removal of chromate by reduction with iron bearing solids. *In Proceedings of the Subsurface Restoration Conference, Third Internat. Conf., Groundwater Quality Research, Dallas, Texas, June 21-24, p. 214-216. Rice University, Dallas, Texas.*
- BLOWES, D.W., Ptacek, C.J., Cherry, J.A., Gilham, R.W. and Robertson, W.D. 1995. Passive remediation of groundwater using in situ treatment curtains. *In Geoenvironment 2000, Characterization, Containment, Remediation and Performance in Environmental Geotechnics (Y.B. Acar and D.E. Daniel, eds.). Amer. Soc. Civil Eng. Special Pub. 46: 1588-1607.*



Gould

- BLOWES, D.W., Ptacek, C.J., Benner, S.G., McRae, C.W.T., Bennet, T.A. and Puls, R.W. 2000. Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. *J. Contaminant Hydrology* 45: 123-137.
- BRIERLEY, C.L. 1978. Bacterial leaching. *CRC Critical Rev. Microbiol.* 6: 207-262.
- CAMPBELL, L.L. and Postgate, J.R. 1965. Classification of the spore-forming sulfate reducing bacteria. *Bacteriol. Rev.* 29: 359-363.
- CONNELL, W.E. and Patrick, W.H. Jr. 1968. Sulfate reduction in soil: effects of redox potential and pH. *Science* 159: 86-87.
- CYPIONKA, H. Widdel, F. and Pfennig, N. 1985. Survival of sulfate-reducing bacteria after oxygen stress, and growth in sulfate-free oxygen-sulfide gradients. *FEMS Microbiol. Ecol.* 31: 39-45.
- GAVASKAR, A.R. 1999. Design and construction techniques for permeable reactive barriers. *J. Hazardous Materials* 68: 41-71.
- GILHAM, R.W. and O'Hannesin, S.F. 1992. Metal-catalyzed abiotic degradation of halogenated organic compounds. *In IAH Conference Modern Trends in Hydrogeology@ Hamilton, Ontario, May 10-13, p. 94-103.* International Association of Hydrogeologists, Markham, Ontario.
- HARRISON, A.P. Jr. 1984. The acidophilic thiobacilli and other acidophilic bacteria that share their habitat. *Ann. Rev. Microbiol.* 38: 265-292.
- KARAVAIKO, G.I. 1985. Lithotrophic bacteria in the oxidation and leaching of sulphide minerals. *In Microbiological Processes for the Leaching of Metals from Ores. State-of-the-art Review.* (A.E. Torma, ed.). United Nations Environment Programme, 6-69.
- KUENEN, J.G., Robertson, L.A. and Tuovinen, O.H. 1992. The genus *Thiobacillus*, *Thiomicrospira*, and *Thiosphaera*. *In The Prokaryotes* (A. Balows, H.G. Truper, M. Dworkin, W. Harder and K.H. Schleifer, (eds.)). 2<sup>nd</sup> ed., Vol. 3: 2638-2657.
- MATTES, A.G. and Duncan, W.F. 2000. Anaerobic/Aerobic System for the Removal of High Levels of Heavy Metals from Water- Report from a Full Summer of Operation. Proceedings of the second phytoremediation technical seminar, held in Vancouver, June 13, 2000, pp.13-28.

Gould

- MATTES, A. 2001. Year Four- Prototype Treatment Wetlands for the Removal of Heavy Metals from Water. Draft report under revision.
- POSTGATE, J.R. and Campbell, L.L. 1966. Classification of *Desulfovibrio* species, the nonsporulating sulfate-reducing bacteria. *Bacteriol. Rev.* 30: 732-738.
- TUTTLE, J.H., Dugan, P.R., MacMillan, C.B. and Randles, C.I. 1969. Microbial dissimilatory sulfur cycle in acid mine water. *J. Bacteriol.* 97: 594-602.
- WALTON-DAY, K. 2003. Passive and active treatment of mine drainage. Pp. 335-359. *In Environmental Aspects of Mine Wastes.* J.L. Jambor, D.W. Blowes and A.I.M. Ritchie (eds.) Mineralogical Association of Canada Short Course, Vol. 31.
- WAYBRANT, K.R., Blowes, D.W. and Ptacek, C.J. 1998. Selection of reactive mixtures for use in permeable reactive walls for treatment of acid mine drainage. *Environ. Sci. and Technol.* 32: 1972-1979.
- WIDDEL, F. 1988. Microbiology and ecology of sulfate- and sulfur-reducing bacteria. *In Biology of Anaerobic Microorganisms* (A.J.B. Zehnder, ed.), 469-585. John Wiley and Sons, New York.
- WIDDEL, F. and Pfennig, N. 1984. Dissimilatory sulfate- or sulfur-reducing bacteria. *In Bergey's Manual of Systematic Bacteriology* (N.R. Krieg and J.G. Holt, eds.), 1: 663-679.
- WILDEMAN, T.R. and Gusek, J.J. 1997. AMD treatment short course notes. Presented at the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage. Vancouver, British Columbia. May 31 to June 6.
- ZEHNDER, A.J.B. and Stumm, W. 1988. Geochemistry and biogeochemistry of anaerobic habitats, *In Biology of Anaerobic Microorganisms* (A.J.B. Zehnder, ed.), 1-38. John Wiley and Sons, New York, N.Y.

---

*Mailling Address: / Endereço para Correspondência:*

Doug W. Gould  
Mining and Mineral Sciences Laboratory, Natural Resources Canada  
555 Both St., Ottawa, Ont. Canada, K1A 0G1  
Tel: 613 992-1885 Fax: 613 996-9673  
E-mail: dgould@nrcan.gc.ca

## Planning for Closure!

---

Hulett, L.



### **ABSTRACT**

Inco has been a leading nickel producing company for over one hundred years. As with all mining and mineral processing companies that have operated for a long period, Inco has accumulated a number of legacy issues that pose challenges for the eventual closure of its properties around the world. The question is whether Inco has learned from its past experience so that it can manage its future developments in a responsible manner that minimize future environmental liabilities? The Voisey's Bay nickel project, located in northern Labrador, is presently under development and has been carefully planned, through the environmental assessment process to minimize the long-term environmental liabilities. This process has allowed Inco to identify potential issues that could cause difficulties at closure, such as acid drainage. Solutions have been developed to prevent these issues from arising throughout the life of the mine. The Voisey's Bay nickel project involves land claims for two aboriginal groups and their concerns regarding the long-term restoration of the existing ecosystems has been a significant driver to ensuring that all closure issues are addressed as early as possible. The paper will address Inco's efforts to develop a closure plan for the Voisey's Bay project, applying knowledge gained on other projects.

## Mining with Environmental Quality - The Canadian Experience

---

Huyssteen, E.



### **ABSTRACT**

Mining with environmental quality involves not only optimizing the technical performance of mining and extraction processes so as to maximize the profitability of an operation, but also entails leaving a positive environmental and social legacy. Up until the 1970's, the focus was almost solely on generating profits. Since then, there has emerged a growing awareness in Canada of the need to minimize the negative imprint that operations leave on the natural environment. This awareness gained momentum when a tremendous amount of work was done in the Elliot Lake district on the disposal of acid generating uranium tailings. This initial work focused on the radionuclides in radioactive wastes, and subsequently on acid mine drainage. It was supported by industry and government programs, has spawned an environmental consulting industry, and has served to create an operating environment in which operators strive for "sustainable development". This paper will briefly examine some of the factors that have contributed to the development of practices that increasingly ensure that the maintenance of environmental quality at Canadian mining and processing sites becomes an integral part of the operational philosophy.

## **INTRODUCTION**

Mining has a major role in the economy of Canada. In 2001<sup>1</sup> it made up 3.8% of Canada's Gross Domestic Product and accounted for 12.1% of output of goods producing industries. In the same year overall mineral production was worth \$19.6 billion which helped contribute a net \$15 billion to Canada's positive trade balance. Its metal, non-metal, and coal mines and smelters directly employ approximately 376,000 workers across Canada.

Mining has a long history in Canada. The 1860 gold rush at Cariboo (British Columbia) was followed by the great Klondike gold rush in the Yukon in 1896. The copper – nickel deposits in Sudbury were discovered in 1882. Lead zinc mining commenced in the Kootenay region in British Columbia in 1865. Every decade since then has been marked by a substantial mineral discovery or mine development. Significant new developments presently in progress include the opening of a new Diavik diamond mine and the exploitation of the uranium deposits at Cigar Lake and MacAthur River. These developments together with the recent discovery of nickel at Voisey's Bay will ensure that mining will remain a major contributor to the Canadian economy for decades to come. The long succession of exploited mineral discoveries has resulted in a large number of mine closures. Lessons learned from those, which were not carried out with regard to the environment, are now being applied to ensure that mine closure is implemented in a manner that will not leave a burden on the shoulders of the next generation.

This paper briefly examines some of the factors that have contributed to the development of practices that have ensured that environmental quality at Canadian mining and processing sites have become an integral part of the operational philosophy. It is not an exhaustive review and deals mainly with issues related to metal mining.

## **FACTORS CONTRIBUTING TO THE EVOLUTION OF QUALITY MINING OPERATIONS**

No one single factor has contributed to environmental quality. Among the many factors, which over time have contributed to the evolution of quality mine operations, are:

- The existence of a set of comprehensive mining regulations
- Technically progressive mining and processing operations
- Cooperative government industry research programs
- The existence of a competitive environmental consulting industry

*Huyssteen*

- The adoption and implementation of progressive technologies for rehabilitating acid generating sites
- Research into areas which support aspects of site rehabilitation
- Pro-active water management practices
- Pro-active thrusts by the Mining Association of Canada (MAC)
- Gate keeping by federal government departments
- Adoption of enlightened environmental policies by mining corporations

Aspects of each of these factors are briefly dealt with below.

## **COMPREHENSIVE MINING REGULATIONS**

### **Introduction**

The focus of the newly developed Metal Mining Effluent Regulations (MMER) has expanded from measuring the quality of effluents at the point of discharge from the mine property, to include monitoring the waters, sediments, and biota in the receiving environment.

### **The Metal Mining Regulatory Framework - Metal Mining Liquid Effluent Regulations (MMLER)**

The previous MMLER were designed to limit the deposit of deleterious substances into water frequented by fish from new, expanded and reopened metal mines. To accomplish this Environment Canada and the Canadian Department of Fisheries and Oceans set site discharge limits for various substances. These regulations, promulgated under the Fisheries Act in 1977, set effluent limits for arsenic, nickel, copper, lead, zinc, total suspended solids, radium – 226, and pH. The limits identified were based on the best practicable technology of 1977. Excluded from these regulations were all metal mines operating before 1977, and gold mines using cyanide. Cyanide was not included in this list because there were no cyanide treatment technologies available at that time. Consequently, instead of including cyanide in the MMLER a gold mine working group was established. It focused on the development of technologies to reduce the levels of cyanide in gold mine effluents. By 1980, several cyanide treatment technologies had emerged e.g. the INCO-SO<sub>2</sub> air oxidation process. Now all of the producing gold mines are subject to limits for total and weak acid dissociable cyanide, which are stipulated in provincial regulations, permits, and territorial water board licenses.

It should be noted that in Canada, while the Federal Government's Departments set what are regarded as the minimum acceptable standard, the individual provincial and territorial governments have the responsibility for regulating mining within their boundaries and set their own standards which are often more stringent. Operations have to conform to the strictest standards whether they are Federal or Provincial, or a combination of both.

**Table 1** compares the Federal Regulations (both the previous MMLER and the new MMER) with the Ontario Provincial Regulations 560 of 1994. The values are for the total elemental content (dissolved plus suspended) at the point of discharge from the mine property.

**Table 1.** Extracts from regulated effluent limits

Constituent	Units	Ontario Provincial Regulations 560/94		Previous Federal MMLER		New Federal MMER***
		Daily Limit	Monthly Average	Maximum Grab	Monthly Average	Monthly Average
PH	pH units	6.0 – 9.5	6.0 – 9.5	>5.0	>6.0	6.0 – 9.5
Total Cyanide	mg/L	2	1	NLS*	NLS	1.0
Total Suspended Solids	mg/L	30	15	50	25	15
Copper (total)	mg/L	0.6	0.3	0.6	0.3	0.3
Lead (total)	mg/L	0.4	0.2	0.4	0.2	0.2
Nickel (total)	mg/L	1.0	0.5	1.0	0.5	0.5
Zinc (total)	mg/L	1.0	0.5	1.0	0.5	0.5
Arsenic (total)	mg/L	1.0	0.5	1.0	0.5	0.5
Radium-226 (dissolved)	Bq/L	NLS	NLS	1.11****	0.37****	0.37*****
Acute Lethality		NAL**	NAL	NLS	NLS	NAL

**Notes:** \* NLS = no limit specified in the regulation  
 \*\* NAL = non-acutely lethal to rainbow trout and *Daphnia magna*  
 \*\*\* New Metal Mining Effluent Regulations (MMER). Note this is not the total requirement  
 \*\*\*\* Dissolved value after filtration.  
 \*\*\*\*\* Total concentration.

Note that while there were no limits set for cyanide in previous Federal regulations for total cyanide, the Ontario Provincial government have identified and set limits.

### Metal Mining Effluent Regulation (MMER)

The objective of the new MMER is to update and strengthen the previous regulations. The new regulations are the result of an extensive consultation process which took place between 1993 and 1999. The MMER's, which came into effect in 2002, focus on reducing the impact of metal mining effluents on the receiving environment. It applies to all metal mines including gold mines and those that were in operation previous to 1977. Other changes include: adding limits for cyanide; including an upper limit for pH; lowering the limit for total suspended solids; and requiring the production of an effluent that is non-acutely lethal to rainbow trout.

As part of the new regulations, mines are required to conduct an Environmental Effects Monitoring (EEM) program. This objective of this program is to evaluate the effects of the mining effluent on the aquatic environment. The EEM program will serve as a feedback loop to provide information to decision-makers and the public regarding the effectiveness of environmental protection measures. Mine operators will be required to develop, conduct, and report on site-specific EEM programs that monitor key components of aquatic ecosystems. Tools will be used that are appropriate to site conditions. Methodologies, sampling frequency, and other details will be determined at the local level.

These regulations will be implemented as appropriate by provincial, territorial, aboriginal governments or other federal regulators where necessary to ensure protection of fish, fish habitat, and the use of fisheries resources. The federal government will retain and enhance their ability to establish site-specific requirements in cases where a provincial, territorial, or aboriginal government is not in a position to do so. A nationally consistent approach to the development of site-specific requirements will be fostered, with the federal government continuing to provide leadership in the development of environmental quality guidelines.

### **Uranium Mining Regulations**

The Atomic Energy Control Board (AECB) which administers the Atomic Energy Control Act through the Uranium and Thorium Mining Regulations regulates uranium mining. Licensing regulations are used to administer the Act. The AECB issues both operating and decommissioning licenses; coordinates and cooperates with other federal and provincial government departments in the area of environment, health, labor, and transport; and, regulates mining, waste management systems, training and supervision of workers, inspection by the AECB, compliance, and record keeping.

Decommissioning requires submission of documents to comply with Regulatory Statement R-90. The documentation must demonstrate that decommissioning has taken place in a satisfactory manner, and that extensive monitoring has been undertaken prior to final decommissioning to establish the impacts the decommissioned site has, and will have, on the environment.

The objectives of AECB Regulation R-104, which deals with long term disposal, are to minimize the burden placed on future generations by protecting the environment, and also to protect human health, taking into account social and economic factors.



In practice uranium mining companies in Ontario and Saskatchewan seek to achieve these objectives by implementing disposal options based on the best technology that does not require on-going human intervention so as to eliminate future risks to human health and the environment.

### **Canada's National Pollution Release Inventory (NPRI) <sup>3</sup>**

This mandatory program, launched by Environment Canada in 1994, is modeled on the United States Environmental Protection Agency's Toxic Release Inventory (TRI). Through the North American Free Trade Agreement's Commission for Environmental Cooperation (CEC), NPRI and TRI are linked to the Mexican "Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes" (RETC). The CEC publishes an annual report "Taking Stock" in which a "TOP 20" list of gross releases and transfers is reported. NPRI reporting is triggered by certain criteria. Although primary mining operations are exempt from this initiative, facilities that process or use their products are not. Smelting and refining operations are thus included.

## **THE EXISTENCE OF TECHNICALLY PROGRESSIVE MINING AND PROCESSING OPERATIONS**

### **Introduction**

Eliminating contaminants at source is one of the most effective means of managing and reducing contaminant release. Because of their technical depth, staff at Canadian operations are able to optimize and/or modify existing operations so as to minimize metal, cyanide etc. discharges to the environment. In older operations this has entailed major capital expenditures, while at newer operations incremental optimization has been involved. Brief examples of actions taken on existing plants include:

— *extraction process modification* e.g. in 1993 Hudson Bay Mining and Smelting (HBM&S)<sup>4</sup> replaced its zinc roasting/leaching circuit with a pressure leaching circuit and discontinued the recovery of ZnO from Cu – smelter slag. Eliminating the coal fired roasters and furnaces reduced CO<sub>2</sub> emissions by ~35% (=100 000 tonnes) per year.

— *process optimization to reduce reagent dosage* e.g. At the East Malartic gold mine (Barrick) the annual consumption of cyanide has been reduced by 38% (=600 tonnes) since 1994. As a consequence of this, the SO<sub>2</sub> consumption (used for cyanide destruction) was reduced by 40%. This also resulted in savings of \$1.4 million per annum.

— *process product destruction* e.g. Ammonia is released due to the mine blasting using ANFO ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ /fuel oil mixture). It is also a degradation product of cyanide, and is extremely toxic to aquatic life. *Biological denitrification* is effectively used at the Holt – Mc Dermott Mine in Ontario and the Nickel Plate Mine in British Columbia for reducing ammonia levels. This treatment uses a biological treatment for converting  $\text{NH}_3$  to N gas which escapes into the atmosphere. Where this process is not cost effective, carefully managed and monitored *natural degradation* in shallow ponds, which involves the spontaneous volatilization of  $\text{NH}_3$  gas, is used by many other operators. Reduction of  $\text{NH}_3$  levels is also achieved by applying the best management practices (BMP's) which include explosive management practices (e.g. careful storage of the ANFO), controlling ground water infiltration into mine workings, managing and engineering process and surface waters dilution, and, site water recycling practices.

Other actions taken by plant staff to reduce effluent discharges include reagent substitution, process waste volume reduction, reagent recovery, and the implementation of various effluent treatment technologies e.g. cyanide destruction, impurity precipitation and the recycling of process waste water to minimize the volume of contaminated water discharged. Gains in reducing contaminant release in these cases are frequently incremental and result from teamwork among operating staff.

## Gold Processing Operations

The gold mining industry illustrates the development of unique Canadian processes aimed at improving effluent quality. The main environmental issue associated with gold mining is the release of cyanide and cyanide degradation compounds into the environment. In cases where the gold is associated with arsenopyrite, the potential release of arsenic compounds has been the focus of attention. The generation of acid mine drainage from tailings and waste rock is a site-specific issue depending on whether or not the host rock contains significant quantities of sulphides.

The development of cyanide destruction processes is the chosen route for achieving prescribed discharge limits in Canada because the price of cyanide has rendered cyanide recovery uneconomic. Methods commonly used for cyanide destruction include the INCO  $\text{SO}_2$  – air Process, Hemlo Process,  $\text{H}_2\text{O}_2$  Oxidation Cyanide Destruction, and natural degradation. Details of the processes are summarized in table 2. The selection of the most appropriate process is site specific.

*Huyssteen*

Use of the patented INCO SO<sub>2</sub> – air Process is now more widespread because it can be applied to both slurry and liquid effluent streams, and is capable of reducing total cyanide concentrations, and dissolved Fe, Ni, Zn levels to <1mg/L. Normally Cu concentrations can also be reduced to this level. Allowing aging and adding a flocculant has rectified excursions above 1mg/L Cu.

The production of arsenic tri-oxide fumes is an environmental issue where arsenical gold ores are roasted prior to cyanidation to liberate the gold encapsulated in arseno-pyrite. Replacement of the roasting circuit with an oxidative pressure leach circuit (e.g. at the Campbell Red Lake operation) overcomes this problem. The arsenic, which is taken into solution during pressure oxidation, is subsequently removed from the effluent streams by precipitation as ferric arsenate. Production of a well-crystallized stable ferric arsenate is achieved by using aeration to oxidize As<sup>3+</sup> to As<sup>5+</sup>, & Fe<sup>2+</sup> to Fe<sup>3+</sup> (normally pressure oxidation is adequate); maintaining a pH < 6 during the Fe<sup>3+</sup> addition; and ensuring that Fe: As > 5 during addition of the Fe<sup>3+</sup>. The precipitation sludge is separated from the effluent in a settling pond or by using a clarifier.

**Table 2.** Summary of various cyanide destruction processes used in Canada

Details
<p><b>INCO SO<sub>2</sub> – air Cyanide Destruction Process</b> Used to remove free and weak acid dissociable cyanide. Note Fe-cyanide complexes are not destroyed but precipitated as Me<sub>2</sub> Fe (CN)<sub>6</sub> where Me = Cu<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, and Ni<sup>2+</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Free cyanide and metal cyanide complexes oxidized to cyanate in the presence of a copper catalyst</li> <li>• Reaction: <math>CN^- + SO_2 + O_2 + H_2O = CNO^- + H_2SO_4</math></li> <li>• Process applied to liquid effluent streams, or tailings slurry. Best available technology (BAT) for slurries.</li> <li>• Source of SO<sub>2</sub> can be gas, a sodium sulphite solution, or sodium meta-bisulphite solution</li> <li>• The theoretical dosage is 2.5Kg SO<sub>2</sub>/kg CN<sup>-</sup>. More is required for side reactions.</li> <li>• Achieves total cyanide concentrations of &lt; 1mg/L</li> </ul>
<p><b>Hemlo Gold Cyanide Destruction Process</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Involves adding a ferrous sulphate – copper sulphate solution to precipitate metals and cyanide</li> <li>• Reactions: <math>Cu^{2+} + Fe^{2+} + 3OH^- = Fe(OH)_3 + Cu^+</math> &amp; <math>2Cu^+ + 2CN^- = Cu_2(CN)_2</math> (solid)</li> <li>• Further metal removal (e.g. Cu, Ni, Sb, Mo) is achieved by adding extra ferric sulphate</li> <li>• This process was implemented by Noranda at Golden Giant, now operated by Battle Mountain Gold because of the site-specific need to control Sb and Mo.</li> <li>• This process has been applied at the Golden Giant Mine in Hemlo</li> </ul>
<p><b>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Oxidation Cyanide Destruction</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Cyanide is oxidized to cyanate by adding hydrogen peroxide in the presence of copper.</li> <li>• Reaction: <math>CN^- + H_2O_2 = CNO^- + H_2O</math></li> <li>• Optimum pH is 9.5 – 10</li> <li>• Removes free cyanide and metal cyanide complexes</li> <li>• Limitation of this process is the fact that it only works efficiently on solutions</li> </ul>
<p><b>Natural degradation of Cyanide</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Discharged waters impounded</li> <li>- Degradation mechanisms: volatilization of HCN; dissociation of metal cyanide complexes; photo degradation of Fe – cyanides; precipitation of metal complexes; &amp; bio-degradation of CN-complexes</li> <li>- pH controls the stability of cyanide compounds – HCN predominates at pH &lt; 9.</li> <li>- Process conditions are maintained at pH &gt; 10.5 to minimize the loss of cyanide</li> <li>- Absorption of CO<sub>2</sub> and the inflow of surface runoff serve to depress the pH in the holding pond</li> </ul> <p>Natural degradation is commonly used in conjunction with other processes some of which are listed above</p>

## **COOPERATIVE GOVERNMENT - INDUSTRY RESEARCH PROGRAMS**

### **Introduction**

Government sponsored programs are frequently launched to focus research efforts into areas of concern, and also to obtain information for formulating sound policy. It is especially important in the environmental area to ensure that government policy is underpinned by sound science. Examples of Canadian programs that have resulted in environmental improvement include the NUTP, MEND, AQUAMIN, and AETE programs.

### **NUTP and MEND**

In 1982 the National Uranium Tailings Program (NUTP) was established. Its primary concern was to address low levels of radioactivity. In response to the growing awareness that the real issue was the generation of AMD in tailings in the uranium, base metal and gold mines, the Reactive Acid Tailings Stabilization ("RATS") task force was established. In 1985, it launched the MEND program, which ran for 8 years and had a budget of \$18.5 million to focus on the following objectives:

"to provide a comprehensive, scientific, technical and economic basis for the mining industry and government agencies to predict with confidence the long term management requirements for reactive tailings and waste rock, and

to establish techniques that will enable the operation and closure of acid generating tailings and waste rock disposal areas in a predictable, affordable, timely and environmentally acceptable manner."

MEND was run as a government – industry consortium with a secretariat centered at CANMET/MMSL. It stimulated a tremendous body of practical research related to various aspects of acid mine drainage (AMD) both in the laboratory and field. As a result of MEND, new deposits are developed in a manner which minimizes the risks associated with acid mine drainage because there is a greater understanding of the issues involved.

MEND 2000 is MEND's successor organization being conducted by CANMET/MMSL and is sponsored jointly by MAC and CANMET/MMSL. Its main focus is on collecting long-term information generated by monitoring various close-out scenarios, and on the dissemination of technical information to mine operators and regulators.

## **AQUAMIN (Assessment of the Aquatic Effects of Mining in Canada)**

In 1993, Environment Canada undertook to re-examine the MMLER under the auspices of the multi-stakeholder government – industry AQUAMIN initiative. At that time it was decided that AQUAMIN would review the effectiveness of the MMLER by assessing impacts of mining on the aquatic environment. These impacts included, the biological effects on individuals, populations and communities, and, the physical and chemical effects on aquatic environments. Potential mining and non-mining related sources and causes contributing to these changes considered included: the discharge of effluents, sediments, and nutrients; the harvesting of fish; changes in natural conditions; and restructuring of the habitat.

Case studies were undertaken at 18 mines to compile information on their receiving environments; to synthesize these data and identify potential sources of or causes of effects; to assess whether the monitoring done at particular sites was appropriate and adequate to identify and quantify any receiving environment effects.

The final AQUAMIN report, issued in 1996, found that while effects were barely detectable at some sites, their impact at other sites was measurable tens of kilometers downstream. It established that the main parameters of concern are Al, As, Cd, Cu, Fe, F, Mo, Hg, Ni, Pb, Zn, radium 226, thiosalts, nitrogen compounds, cyanides, suspended matter and pH. The degree of concern about individual substances on this list is site specific. The concern about acid mine drainage is significant at some sites. It was found that there has been a reduction of effects at many operating sites in recent years. In these case studies it was frequently difficult to determine causes of effects. Most monitoring programs assessed were adequate to identify changes, but not all were adequate to describe all changes quantitatively. Case history data all showed that methods and study designs used in studies examined are commonly inconsistent and that there is currently no nationally consistent monitoring framework in Canada. There was also evidence that although the degree of QA/QC varies, it has improved. A few of the baseline studies were not adequate.

The key recommendation of this report is that a cooperative national environmental protection framework be implemented. This framework resulted in a revised MMLER, which focusses on environmental effects monitoring (EEM).

## **The Aquatic Effects Technology Evaluation Program (AETE)**

CANMET/MMSL operated a secretariat to coordinate and lead a cooperative program related to the effects of mine effluents on aquatic ecosystems in Canada. Industry, and federal and provincial government departments participated. Its mandate was to evaluate the environmental monitoring technologies used by the mining industry and government departments and agencies in assessing the impacts of mine effluents on the aquatic environment. They examined specific methods or groups of methods that will permit accurate characterization of environmental impacts in the receiving waters in as cost-effective a manner as possible. Findings from this program feed into the Environmental Effects Monitoring (EEM) activities.

## **EXISTENCE OF A COMPETITIVE ENVIRONMENTAL CONSULTING INDUSTRY SPIN-OFF**

The technical results of the various programs are indicated above. A spin-off of these government - industry programs is the development of a competitive innovative environmental consulting industry. This has benefited site rehabilitation projects throughout the industry since rehabilitation is a multidisciplinary pursuit which requires the integration of a wide range of disciplines e.g. chemistry, civil engineering, extractive metallurgy, physics, mining, meteorology, and soil science. It is not practical for mining companies to employ this range of expertise. Instead, they employ environmental coordinators who rely heavily on the large Canadian environmental consulting industry to service their needs. These companies vary in size from those who pull together large multidisciplinary teams of seasoned experts able to compile Environmental Impact Statements (EIS), to small companies working in specialized niches e.g. risk management, prediction. Many of these companies owe their origins to participation in earlier government – industry programs.

## **ADOPTION & IMPLEMENTATION OF PROGRESSIVE TECHNOLOGIES FOR REHABILITATING ACID GENERATING SITES**

### **Introduction**

It is estimated that there are 750 million tonnes of acid generating waste rock, and 1900 million tonnes of acid generating tailings in Canada. **Table 3** outlines aspects of acid mine drainage generation. Information generated by MEND has provided insight into acid mine drainage generation mechanisms and has resulted in a substantial body of practical knowledge being generated

on methods for disposing of acid generating tailings and waste rocks. Application of this knowledge has mitigated the effects that effluents from AMD generating sites have had on the environment. Some examples of these options are outlined below together with some background information required to understand the principles behind these technologies.

### Acid Mine Drainage (AMD) Site Rehabilitation Options

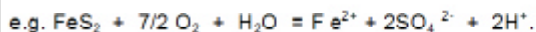
#### - Broad Concepts

Rehabilitation options are site specific. A systematic approach is thus required. Insights required for formulating rehabilitation scenarios for tailings and waste rock sites are obtained by breaking site features down into their basic components, considering the mechanisms associated with them, and, evaluating the impact that the changes in each of them will have on the release of various chemical elements.

Components that impact on the selection of a close out scenario include:

**Table 3: The Generation of Acid Mine Drainage (AMD)**

Process tailings from base and precious metal deposits, open pit wall rock, and waste rock frequently contain significant quantities of sulphide minerals such as pyrite (Fe S), and pyrrhotite (Fe<sub>n</sub>S<sub>n+1</sub>). Smaller quantities of other sulphides such as chalcopyrite (Cu Fe S<sub>2</sub>), arsenopyrite (FeAsS), galena (Pb S), and sphalerite (Zn S) can also be present depending on the efficiency of the extraction process and the nature of the mineralization of the ore deposit. Reaction of these sulphides with water and oxygen produces acid mine drainage (AMD)



Sulphides can also contain various other cations (e.g. Hg, Sb, Mo, Co, Cd) and anions (e.g. PO<sub>4</sub>, AsO<sub>4</sub>, Cl). Also, AMD buffering reactions with the gangue minerals will result in the release of other elements such as Ca, Mg, Si, Al, Na, Mn, and K. A typical AMD solution could contain 2500mg/L sulphate with various concentrations of a whole range of other elements. The composition of the AMD will be site specific. The rate of acid production is controlled by factors such as temperature, pH and emf of the contacting solution, mineralogy, sulphide particle surface area, and, biological activity.

- the *tailings - atmosphere* interface which is extremely important when considering the placement of soil covers;
- the chemical, physical, and mineralogical *properties of the tailings* - above and below the water table - which determine the potential of the tailings to contaminate, and the rate at which the contaminant solutions will be transported through and out of the waste;
- the *water table position* which determines the extent of primary oxidation; and,
- the nature of the *underlying strata* since this determines whether there is downward permeability and a potential pathway for metal rich solutions.

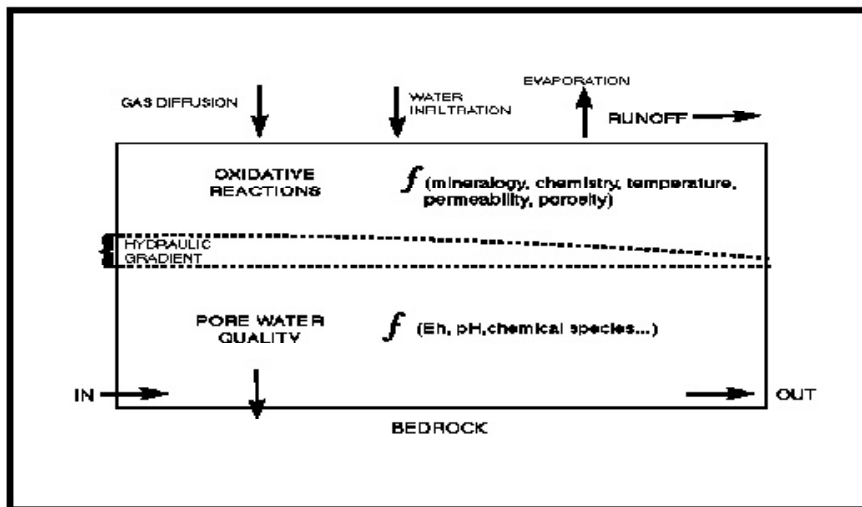


Fully understanding the mechanisms associated with the components, as shown schematically in **Figure 1**, requires knowledge from a wide range of disciplines - chemistry, mineralogy, soil physics, hydro-geology, micro-biology and micro-meteorology for instance. Active Canadian research in these areas provides the insights required to facilitate the implementation of sound site rehabilitation practices. Mining companies spend heavily on investigations aimed at selecting the appropriate rehabilitation options for specific sites. These diverse investigations can include material characterisation supported by laboratory test work and modelling, and regional local, and site hydrogeological and hydrological investigations initiated early on in the project.

Fundamental to the rehabilitation of acid generating tailings and waste rock sites is an appreciation of the fact that the basic reaction occurring is approximately:



**Figure 1.** Basic Elements Influencing Acid Generation on a Site (Note: The lower dotted line represents the horizontal water table, the upper dotted line a sloping water table).



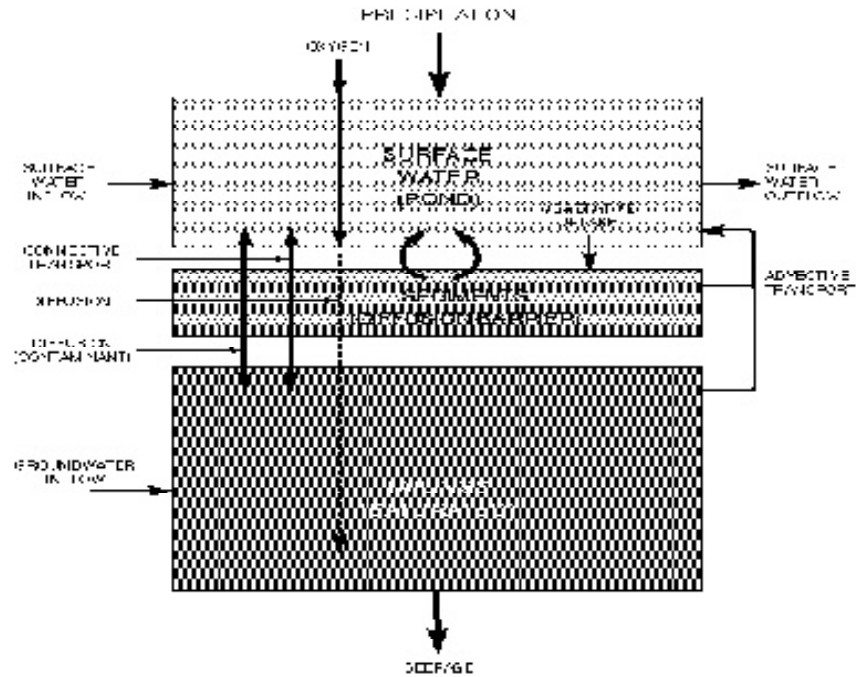
Attenuating this reaction (i.e. the generation of acid) requires reduction of the amount of oxygen and/or water available. Oxygen reduction can be achieved by flooding or by the use of suitable ground covers. Adjusting the surface permeability can for example, reduce the amount of available water.

Rehabilitation options use permutations and combinations of the various elements enabling one to generate site-specific solutions using the approach discussed above. Analysis of each solution enables quantification of the rate of acid or contaminated effluent generation, identification of pathways, and quantification of the magnitude of migrations along these paths. Normally, technical evaluations of the various options are done in parallel with costing studies. **Figures 2 and 3** provide examples of different configurations of the basic site components used for acid generating site management and rehabilitation. The MEND program has resulted in a whole body of technology growing around the various acid generating site rehabilitation options e.g. flooding, ground covers, pump and treat, and in-pit disposal. The basic principals of these technologies are briefly outlined below.

- The use of sub-aqueous tailings disposal to attenuate AMD generation

This strategy aims to reduce the amount of oxygen available to drive the oxidation reactions within the wastes using the fact that the *solubility of oxygen in water* varies from 12.8 ppm at 5°C to 7 ppm at 35°C. Implementation could involve either flooding - terrain allowing - or in pit disposal. Another modern rehabilitation innovations calls for the installation of a layer thick enough, and with the required particle size distribution, to raise the water table above the reactive sulphides by capillary action. Note that in terms of **Figure 1**, these scenarios basically consist of raising the water table to exclude oxygen and reduce oxidation.

The block diagram (**Figure 2**) logically breaks the submerged tailings scenario into its elements, namely, surface water, overlying sediments, and, overlying tailings. Arrows indicate the direction of element migration. Annotations also identify the mechanisms involved in their transport.



**Figure 2.** Schematic Diagram of the Basic Elements Involved in Sub-Aqueous Disposal

From this, one deduces that the surface water requires a limnological study to establish its significant properties; the sediments will require a thorough mineralogical, chemical, and biological characterisation to establish whether they will act as oxygen scavengers and whether their particle size distribution will result in a lower permeability; and, the tailings will require an intensive characterisation and hydrological study prior to submerging to determine the baseline rate and direction of migration through them. Numerous column test studies are undertaken to establish critical parameters prior to implementing such schemes.

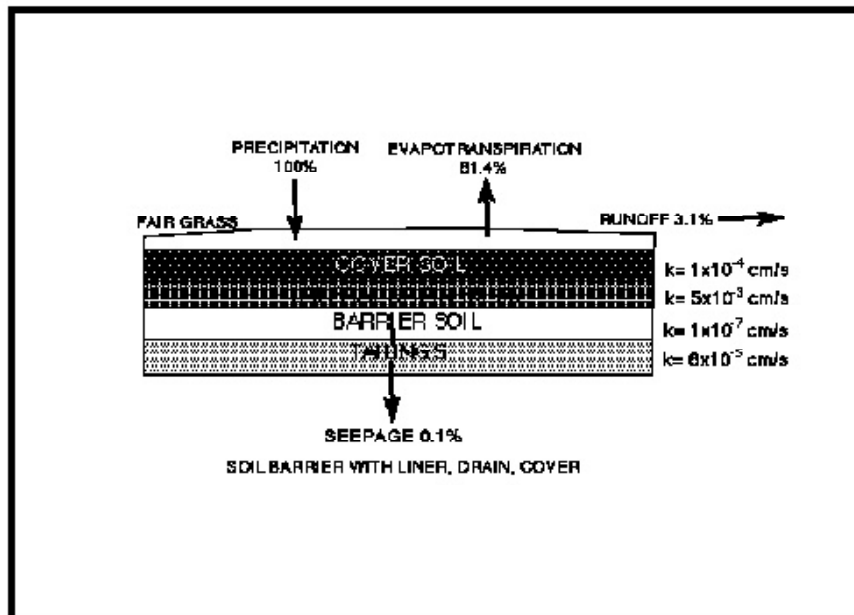
The Quirke Lake<sup>1</sup> tailings management system in Elliot Lake is a submerged tailings site which has been extensively studied throughout its development. It contains 46 million tonnes of acid generating tailings (containing ~10% pyrite) and waste rock, and covers ~ 195 hectares. Tailings deposition commenced in 1956 and ceased in 1990. Throughout this period new containment dams and effluent treatment systems were built to cope with the increasing volumes of waste. Finally between 1990 and 1995 a system of perimeter dams and internal dykes were constructed to flood and submerge the wastes under 1 meter of water. Subsequent monitoring of this system has confirmed that the flooding has successfully reduced acid generation in the tailings. Due to its success, flooding as a means of attenuating acid generation in tailings has become accepted as a possible option for rehabilitating areas where the terrain and climatic conditions permit.

- The Use of Engineered Cover Systems (soil covers)

Covers systems are engineered to minimize the ingress of oxygen and the infiltration of water into potentially acid generating wastes. Rehabilitation solutions tend to be site specific, and if all of the design objectives are to be met, never simple. A typical cover "sandwich" will contain from top to bottom:

1. A vegetated wind and water erosion barrier whose slopes should be gentle enough to preclude erosion and smooth enough to prevent local ponding. The vegetation should be robust enough to adapt to local conditions and have shallow enough root systems to prevent penetration and puncturing of underlying infiltration barriers;
2. A drainage layer consisting of sand and gravel to prevent the upward capillary movement from underlying wastes. This capillary break layer could also be covered by a geotextile to prevent clogging by fines, and should be engineered to be able to handle at least five times the infiltration from above; and,
3. An infiltration barrier to minimize infiltration. This layer consists of material with a particle size distribution so fine that virtually no downward movement of the solution is possible. It is normally only up to a maximum of 24 inches thick.

**Figure 3** illustrates a cover system option that is frequently used for tailings site rehabilitation. It shows how reduction of the downward seepage can be minimised by applying layers with different hydraulic conductivities ( $k$ ). Although the design concept is relatively simple, a thorough multi-disciplinary investigation will be required for optimal implementation. Some Canadian consultants and various university groups <sup>3</sup> specialise in designing ground covers to limit the ingress of oxygen into tailings and waste rock piles by using capillary barrier effects. Several software packages <sup>4</sup> have also been developed to specifically to help in the design and analysis of these systems.



**Figure 3.** Schematic Diagram Showing the Elements of Sub-Aerial Disposal

The suitability of material for use in engineered covers systems can be defined by the amount of water and oxygen that is allowed to move through the base of the cover layer. Evaluation of potential cover materials involves materials characterisation {for grain size distribution, mineralogy, soil water characteristic curve (SWCC), etc. }, column testing, and field plot trials. Climatic data are also compiled. Data generated by these activities is fed into computer applications which model the flow of water and oxygen through cover systems as a function of the degree of saturation of the chosen cover media.

An example of a recent Canadian application of a low permeability cover is the use of compacted glacial till at the Equity Silver Mine<sup>1</sup>. The objective of emplacing the till was to maintain the water retention of the surface layer at about 85% of saturation in the compacted layer to minimize the oxygen flux thereby limiting the amount of oxygen available for the oxidation process. Thermal conductivity data indicate that this was achieved. Further evidence of the effectiveness of the cover was provided by installed oxygen probes, which confirm a downward trend in oxygen penetration through the cover over time.

- Use of the Thickened Tailings Disposal Concept – The Robinsky Cone

Robinsky developed the concept of discharging thickened tailings from a central location at a tailings site so as to create a cone having *homogeneous bulk properties* (e.g. a consistent particles size distribution) with a slope of 1 to 3 degrees. Deposition of the tailings in this manner imparts hydrological properties in the deposited cone which limit the generation of acid mine drainage.

This concept has been put into practise at the 1200 hectare Kidd Creek site where deposition of ~100 million tonnes of sulphide rich tailings has advanced to the stage where intensive research has been conducted to test the validity of the original concept. Investigations of the site confirm that:

- Thickening the tailings to ~70% solids ensures that no segregation occurs during emplacement.
- There is a broad capillary fringe above the water table which limits oxygen penetration
- Infiltration of water into the tailings is less than 10% of the local precipitation
- The fine particle size distribution ( $d_{10} = 1$  to 5 microns) ensure that the rate of movement of the interstitial porewater in the tailings is extremely low

All of these factors ensure that acid mine drainage generation and porewater movement in the tailings cone is minimized. During the intensive spring thaw, the management of high volumes of runoff, due to the low infiltration, poses a problem. After production ceases it is planned to place a layer of inert material above the acid generating tailings thereby raising the capillary fringe above them and in effect further reducing the rate of acid generation. This will also render the runoff benign, since there will no metal dissolution from the inert cover material.

When this “thickened tailings concept” was first introduced in 1975 it was greeted with scepticism, but as shown above it has proven to be a viable option, site-specific conditions allowing.

- "In – Pit" Tailings or Waste – Rock Disposal

The concept of tailings disposal in an open-pit with an engineered pervious surround was pioneered at Rabbit Lake in 1982. The perimeter of the pit is lined with coarse barren rock so as to form a porous envelope around a core of fine-grained arsenic rich uranium tailings having a low hydraulic conductivity. Ground water thus flows around the pit in the pervious envelope thereby limiting the release of contamination from the core of fine-grained tailings.

Subsequent to this studies have been done at various sites where waste rock, sludge, and tailings have been disposed of at open pits. Studies have focused on waste and open pit characterization. The waste is characterized to establish its acid generation potential, leachability, mineralogy and chemistry, grains size distribution, permeability, and the potential for consolidation using laboratory and field tests. Pit characterization involves hydrology and hydrogeology studies, establishing the nature and quantity of pit wall mineralization, and the physical stability of the pit and associated workings

- The "Pump and Treat" Option to produce High-Density Low-Volume Tailings

If an economic analysis establishes that the rehabilitation of AMD generating tailings or waste rock sites is uneconomical, the decision may be made to collect all of the AMD generated and "*pump and treat*" the collected seepage and runoff from these sites in perpetuity. Application of this option is also appropriate for sites where rehabilitation options were not implemented early on in the mine life cycle.

Treatment using conventional neutralization and precipitation of soluble metal impurities (Fe, Al, Cu, Ni, Zn, Pb, U etc.) from AMD using slaked lime neutralization produces high volumes of sludge for disposal. The low solids content of the sludge formed (<5% solids) results in high costs for sludge containment. This problem becomes particularly pronounced when solutions being treated contain high levels of dissolved metals. Acid mine drainage can typically contain concentrations of up to 2000mg/L Fe, 1000 mg/L Zn, 100mg/L Cu, 50mg/L Pb, 200mg/L Al, and 2000 mg/L sulphate. Because there is also a potential danger of the release of metals from the sludges, they need to be stored in carefully engineered containment areas so as to prevent contamination of ground and surface waters. Containment areas are expensive to construct. Modification of the precipitation process to produce high-density low-volume

sludges can significantly reduce containment costs. For example, increasing the % solids of the precipitated sludge for 5% to 25% will reduce the disposal site requirements by a factor of 5.7 e.g. from 100m<sup>3</sup> to 100/5.7 = 17.55m<sup>3</sup>. A further densification of the sludge to contain 40% solids reduces the required volume to 10 m<sup>3</sup>.

To reduce the disposal site requirements, various technologies have been developed to produce high-density sludges containing between 15 and 20% solids. More recently the *GECO Process*<sup>5</sup> for producing high density sludges during the treatment of acid mine drainage was introduced at Noranda's Geco Mine. This process produces high-density sludges with >35% solids from a feed containing high levels of sulphate and dissolved metals. It involves two reaction tanks and recycling 12% of the sludge formed in the second reactor directly to the first reactor where it is added to the feed (AMD). Recycling the sludge increases the pH from 3.3 to ~8. Slaked lime is added to the air sparged second reactor to achieve a pH of 9.2.

## **RESEARCH INTO AREAS WHICH SUPPORT VARIOUS ASPECT OF SITE REHABILITATION**

### **Introduction**

There has over a long period been extensive research activity into areas relevant to rehabilitation. This has cumulatively had a significant positive impact on the health of the environment. Areas of investigation have included materials characterization, prediction, monitoring, toxicology, and the development of alternate rehabilitation strategies. Some examples are provided below.

### **Materials Characterization - Static Acid Base Accounting (ABA) Tests**

Rehabilitation planning is now initiated at the onset of the mining project. Borehole and all other geological materials, which will be excavated or disturbed by the mining operation, are now collected and tested not only to establish ore reserves, but also to predict their AMD and metal leaching characteristics.

Characterization tests done on these materials include a trace element analyses (total and soluble); acid base accounting (ABA)<sup>6</sup> tests; and mineralogical tests. These initial tests are used to screen out the materials that will not generate acid or release unacceptably high concentrations of metals etc. More intensive kinetic tests are conducted on the samples that the static test indicates will release metals and generate acid.



### Predictive Kinetic Tests - Empirical Physical Modelling

Experimental procedures that attempt to physically model AMD generation include humidity cell tests, laboratory column tests, field barrel tests, field test piles, and instrumented mine rock piles. Aspects of these tests are summarised in **Figure 4** in which the variation of the various parameters is shown in the upper portion of the diagram. In general the larger the scale of the test the more closely real world conditions can be simulated. Experiments conducted on site are subjected to actual climatic conditions. Sampling can be more representative, original particle size distributions can be preserved, and the test set-up can be more heavily instrumented for sampling and the measurement of physical parameters. However, larger scale tests are more costly to run.

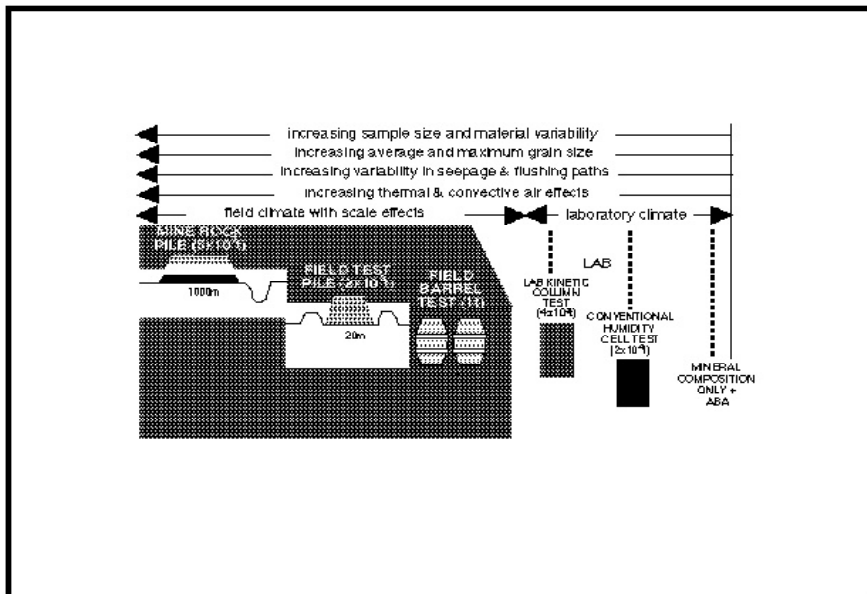


Figure 4. A comparison of different kinetic tests

Kinetic tests (e.g. humidity cell, columns etc.) are normally conducted over a long term ( 6 months - 5 yrs+) and aim, in a compressed time frame, to:

- simulate various close-out scenarios e.g. flooding, capping, mixing with amendments,
- predict AMD water quality,
- derive data for mathematical modelling e.g. rates and sequence of metal release,
- compare the weathering characteristics of various materials on a mine site,
- evaluate the various factors controlling AMD e.g. pH, temperature, oxygen content of the gaseous phase (if <100%), degree of saturation with water, species of sulphide present, surface area of the exposed sulphide, and chemical activation energy required to initiate acid generation,
- establish the stability of various waste products under selected condition,
- investigate the effect that bacteria have on reaction rates, etc.

Canadian mining companies now regularly commission these types of test to obtain data for inclusion in Environmental Impact Statements. Tests to provide data for disposal site planning are commissioned as soon as a deposit is shown to be economically viable.

### **Prediction – Development of Mathematical Models involving Chemistry and Hydrogeology**

The need for planning rehabilitation, and selecting the most appropriate waste disposal options, has benefited significantly from the development of *mathematical prediction models*<sup>8</sup>. The usefulness of these models stems from the fact that they allow relative comparisons of acid generation and metal loadings under different containment conditions. They provide insights into the potential magnitude of the problems, and the role of various physical parameters in mitigating the impact of acid mine drainage. They do not adequately predict the composition of the acid mine drainage since the number of elements dealt with are limited.

Predictive models developed in Canada are mainly of the *Empirical engineering model type*, which focus on evaluating decommissioning options. They are based on a number of simplified assumptions (e.g. about degree of homogeneity, sulphide species) thereby limiting the amount of input data required. They frequently use empirically determined “intrinsic oxidation rates” which are measured in the field or generated in the test of the type discussed in the previous section. There is some debate about the validity of the use of “intrinsic

oxidation rates". However, the large volume of information now available about the physico-chemical conditions existing under different site conditions indicates that their use is acceptable. Other input variables for these engineering models include field and laboratory data (e.g. water chemistry, mineralogy, particle surface area, temperature, oxygen availability, hydrological data, and climatic data etc.), and databases containing equilibrium and kinetic data. CANMET/MMSL initiated and sponsored the development of one of the first models - RATAP<sup>9</sup> - under the reactive acid tailings assessment program. Development of RATAP subsequently spawned the generation of a whole host of other specialized predictive geochemical models (e.g. the ACID ROCK, Q-ROCK, and WATAIL<sup>10</sup> models) by the Canadian environmental consulting community. Since these models are simpler than the more complex equilibrium thermodynamic, mass transfer, and mass transfer-flow models, they are for practical purposes much more useful because they require a smaller amount of input data than the more complex models. Briefly, the hallmarks of these different models are as follows:

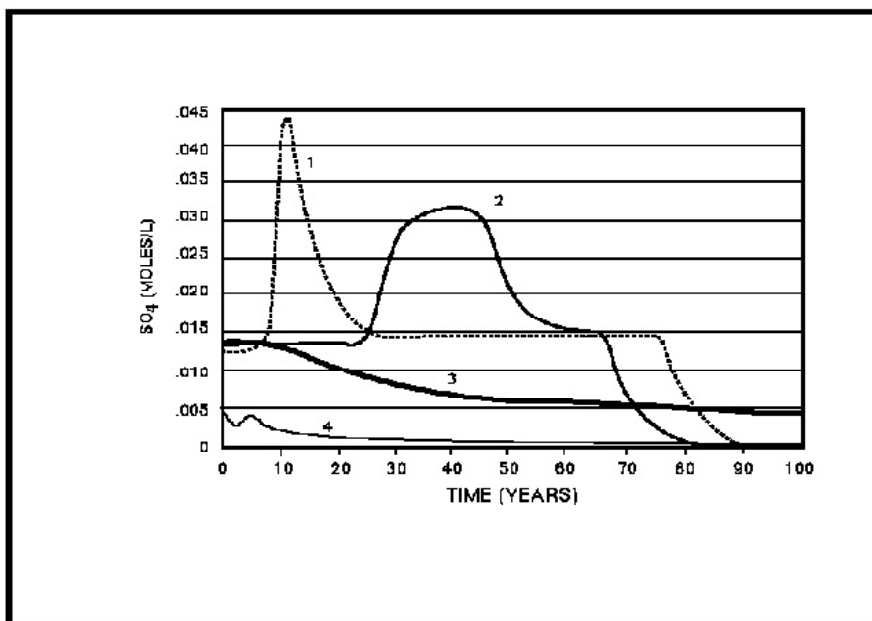
—RATAP assists in the prediction of acid generation caused by hydrological events and chemical reactions occurring in mine tailings sites. The chemistry section of this program was later expanded to include uranium and radium. Details included are: sorption onto mineral solids and organic surfaces, the co-precipitation of radium with gypsum, and radioactive decay.

—ACIDROCK evolved out of RATAP when modifications were subsequently made to reflect the differences between the chemical and physical environments existing in tailings and waste rock piles. It is designed to examine the implications of various containment options. It is a simplified geochemical model, which uses a restricted set of minerals and aqueous species.

—Q-ROCK predicts contaminant release using empirical equations fitted to data from laboratory column tests while the neutralization potential rate constants are estimated empirically using laboratory data, and adjusted during model calibration to field data. The strength of this model is the link between laboratory and field data. Its possible weakness is the assumption that short-term experiments and field observations can be extrapolated to a longer time frame.

—WATAIL evaluates various tailings disposal options. It incorporates precipitation and flow into the tailings basin and can model situations with unsaturated tailings, saturated tailings, and intermediate scenarios. The required input for this model also includes the percentage of pyrite and/or pyrrhotite, a limited amount of solids, and the solution information (calcium, iron, pH, sulphate, and carbonate).

An illustration of the potential usefulness of these models is shown in **Figure 5** which was generated from results obtained using WATAIL set up to examine possible rehabilitation options for a particular site. It illustrates the effect obtained by varying the diffusion coefficient from  $10^{-7}$  m/s (line 2) to  $10^{-10}$  m/s (line 4),  $10^{-8}$  m/s (line 3), and  $10^{-6}$  m/s (line 1) on the generation of sulphate over time. Reducing the diffusion coefficient is analogous to emplacing a soil cover thereby reducing the oxygen available for sulphide oxidation within the tailings.



Diffusion coefficients 1:  $10^{-6}$  m/s<sup>2</sup>; 2:  $10^{-7}$  m/s<sup>2</sup>; 3:  $10^{-8}$  m/s<sup>2</sup>; & 4:  $10^{-10}$  m/s<sup>2</sup>

**Figure 5.** Output from WATAIL<sup>11</sup> setup to demonstrate the effect of different diffusion coefficient in tailings

Canadian environmental contractors are extremely adept at using information generated by various models for planning rehabilitation options for tailings and waste rock sites. Long term monitoring programs at a wide range of sites where these models have been applied is being used to validate the predictions.

## **PRO-ACTIVE WATER MANAGEMENT PRACTICES**

### **Important Aspects of Water Management**

Nothing alienates the public more than the pollution of receiving environments due to the sudden collapse of tailings dams. Where the dam design and construction are sound, good water management practices prevent such environmental “disasters”. Apart from being essential to operations, surface and ground waters provide pathways for the migration of pollution away from point sources of contamination at operations. A good water management plan entails:

- Establishing an integrated regional, operational and site water balance, and,
- Designing sound containment structures(e.g. tailings dams) which are monitored regularly

Canadian operators use quantitative water balance data for designing tailings and waste rock disposal systems. Use of historical rainfall and stream data enable the development of design criteria for avoiding systems failures caused by periodic floods or droughts. The high surface run-off, which accompanies the melting of the snow during the spring thaw, provides a challenge to Canadian operators. Lack of design and planning based on long term climatic and stream flow data result in the potential for the collapse of dam structures, and the overloading of water treatment systems. This brings with it the potential for contaminating the receiving environment. In essence good water management based on adequate operational and historical data is one of the elements of risk management.

### **The use of Surface Water and Ground Water Data throughout the Mine Life Cycle**

#### **- Introduction**

Canadian mining operations undertake surface and ground water studies throughout the mine life cycle for both operational and rehabilitation purposes. Data are collected for mine planning, operation, and rehabilitation planning are not evaluated in isolation. They are integrated with information about the terrain, metallurgical plant design and mine development plans.

#### - Baseline Data Gathering

*During the pre - Mine Development Phase* when baseline data is required for Environmental Approval Assessments the boundaries of the relevant watersheds are defined. Frequently the smallest watersheds are selected for waste disposal to limit the amount of runoff and attendant infiltration into contained wastes. Regional ground water, stream flow and climatic data (mean annual rainfall, peak flow, low flow etc.) are used to:

- Establish water budgets on the designated mining and processing sites
- Plan site water supplies (storage dams) for operations and drinking purposes
- Design flood control measures (dam safety, adequate spillways, and instituting erosion control measures)
- Establish management options for the tailings disposal areas. For example whether soil covers or underwater disposal is most suitable
- Examine water recycling options
- Determine whether dilution of discharge waters will take place due to periodic flooding
- Develop management strategies for potential 1:200, 1:100, 1:10 and 1:5 year floods and droughts
- Design adequately sized treatment systems
- Identify the major contamination migration routes

At this stage it is frequently necessary to use regional data because these records normally span the longer time period required to give a high degree of confidence with the predictions, than the often non-existent or scant site data. Also, long-term site data rarely exists at a new site. The use of Canadian computer models such as the OTTHYMO/Water Budget Model/Flood Risk Model<sup>14</sup> has come into wide use.

#### - Water Management during Operations

During the *Operational Phase* climatic and hydrologic monitoring stations are established on site. Site data is compared with the predictions that were derived from longer-term regional data sets from surrounding monitoring stations. An example of the water balance system established for the tailings management system at Kidd Creek is provided in the annotated **Figure 6**.

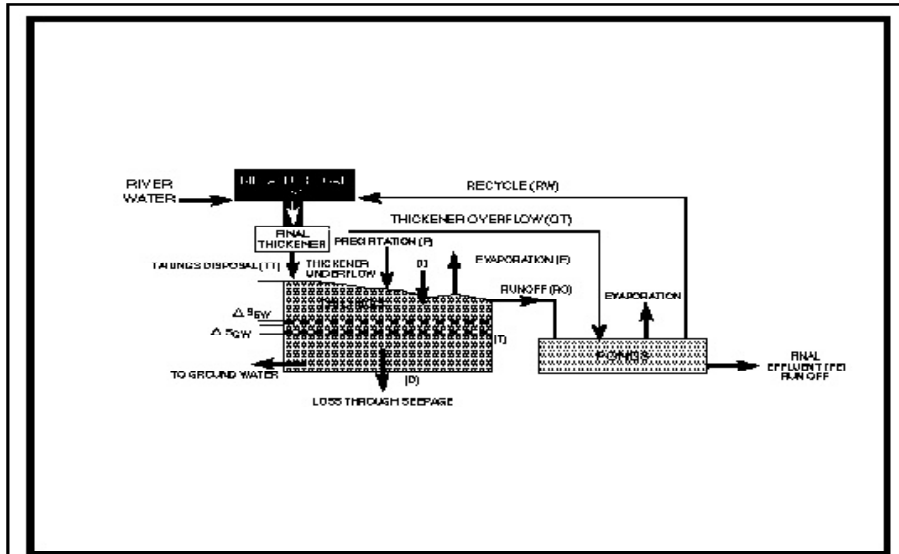


Figure 6. Site water balance focused on moisture infiltration into tailings <sup>15</sup>

The water balance *at the tailings surface*, as shown in Figure 6, can be defined by the equation:

$$I = P + TT - E - RO \dots \dots \dots (a)$$

where I is the infiltration, P is the precipitation, TT the thickener overflow, RO the runoff, and E the evaporation.

The water balance *below the tailings surface* which reflects percolation into the ground replenishing the ground water table is provided by the equation

$$I = DS_{SW} + DS_{GW} + S + T \dots \dots \dots (b)$$

where  $DS_{GW}$  is the change in the tailings ground water table,  $DS_{SW}$  is the change in the tailings moisture in the vadose zone, S represents the seepage out of the tailings, and, T represents the through flow from the tailings into the groundwater.

- Decommissioning and Close-out

When the *Decommissioning Phase* approaches, hydrological data are used to plan and ready the sites for a “walk - away” situation. Hydrological techniques are used to calculate whether or not to remove water diversions storage dams used during the operations.

- Design, Construction, and Monitoring of the Tailings Containment Structures

During the design phase great emphasis is placed on establishing an integrated regional, site, and operational water balance using historical climatic and stream flow data so that long-term risks (e.g. 1 in 200 year droughts and floods) can be factored into designs. Several Canadian software packages have been developed which aid design and establishing a water balance. <sup>16 17</sup>

The catastrophic collapse of tailings dams has done more to damage the image of mining operations than any other single event. Recognising this, mining companies have redoubled their efforts to prevent future occurrences. Since the failure of dam structures is normally due to lack of regular maintenance rather than design or construction, annual inspections by qualified consultants is required at mine sites in certain jurisdictions. The Canadian Mining Association is also playing an important role in this area by issuing a guide<sup>18</sup> that provides a framework for the management of tailings facilities

## **PRO-ACTIVE THRUSTS BY THE MINING ASSOCIATION OF CANADA**

### **The Mining Association of Canada (MAC) <sup>19</sup>**

The Mining Association of Canada includes in its membership exploration, mining, smelting, and metal fabrication companies which account for the bulk of Canada’s metal production. It aims to:

- promote the interests of the industry both nationally and internationally
- work with governments on policies affecting minerals
- promote co-operation between member companies to solve common problems
- inform the public



MAC works closely in co-operation with provincial mining associations, and has active committees engaged in the areas of the environment, health, gold, human resources and productivity, public relations, trade policy, transportation, tax, and, customs and sales tax. Technical issues which MAC have focused on recently include:

- establishing a tailings and mine waste task force to promote the safe and environmentally responsible management of tailings and mine wastes
- spurring the development of a multi-disciplinary research network to study the sources, pathways, fate and effects of metals in the environment
- reducing energy consumption

MAC's pro-active activities contribute significantly to protecting the environment.

### **The Whitehorse Mining Initiative (WMI)**

The Mining Association of Canada initiated this activity, which brought together representatives from five sectors of society – the mining industry, labor unions, aboriginal communities, relevant Federal and Provincial Departments, and the environmental community. Issue groups were established for dealing with:

- “Improving the investment climate for investors
- Streamlining and harmonizing regulatory and tax regimes
- Ensuring the participation of Aboriginal peoples in all aspects of mining
- Adopting sound environmental practices
- Establishing an ecologically based system of protected areas
- Providing workers with healthy and safe working environments and a continued high standard of living
- Recognizing and respecting aboriginal treaty rights
- Settling aboriginal land claims
- Guaranteeing stakeholder participation where public interest is affected
- Creating a climate for innovative and effective response to change.

When the accord was signed in 1994 the Leadership Council decided not to create a formal organizational structure to oversee the implementation of the decisions taken. Instead, each stakeholder group is being allowed to follow up with its own action plan based on the tenants outlined in the “WMI Commitment”.

### **The Accelerated Reduction/Elimination of Toxic Substances (ARET) Program (launched 1994)**

This is a voluntary program initiated by industry. Its stakeholders include representatives from the mining industry, professional/health associations, and federal and provincial governments. It sets targets for the release of targeted substances. Environment Canada runs the secretariat which co-ordinates the ARET program and publishes data summaries by industry sector. The MAC Environmental Committee uses the ARET database as a tool for tracking environmental performance. They annually publish data in a more detailed form in their "Environmental Progress report" and detail the progress made with their list of substances. All available data on releases are disclosed. The MAC Data Integrity Group is further customizing and building on the ARET framework to develop self-monitoring protocols among members of MAC.

The ARET program measures discharges at release points into the natural environment. It lists 116 substances that are classified into three categories according to their persistence, bio-accumulation, and toxicity. Emphasis is on the 10 metal compounds plus cyanide and hydrogen sulphide which are most commonly released into the environment. This list includes inorganic As; inorganic forms of Cd; respirable and inorganic forms of Cr<sup>+6</sup>; inorganic and soluble Co; inorganic salts of Cu; all forms of Pb except alkyl; elemental and inorganic Hg; inorganic respirable Ni; soluble inorganic salts of Ag; and inorganic, respirable, soluble zinc. Whereas the ARET program deals with only the releases of designated substances, the NPRI program looks at both released substances and substances transferred off site for treatment and disposal. The NPRI list is also more extensive. It lists 176 substances compared to the ARET's 116. Also, the NPRI'S list is undifferentiated.

The voluntary ARET program set a goal in 1994 of reducing releases of targeted substances by 50% by 2000. By 1997 the program reported that substantial reductions in emissions had been achieved compared with the 1994 baseline e.g. 53% As, 63% Cd, 62%Cu, 98% CN, 41% H<sub>2</sub>S, 67% Pb, 91% Hg, 75% Ni, and 73% Zn. Companies have now committed to even lower targets.

The success of these thrusts bodes well for the health of the environment.

## **GATE KEEPING BY FEDERAL GOVERNMENT DEPARTMENTS**

The Federal Government plays an important role, both within Canada and internationally, in promoting, supporting, and implementing policies that contribute toward a cleaner environment.

Internationally, it regularly participates in a wide range of forums. The international ramifications of its legislation compel Canadian companies to abide by the strictest standards when they are involved in offshore operations. If the Canadian standards are stricter than those existing in the host country then observance of them is required. In cases where the local legislation of the host country is stricter, obviously, the companies have to abide by the local standards.

Within Canada, the Federal Government takes the lead in promoting, updating, and coordinating environmental legislation. In 1995, the Canadian Environmental Assessment Act (CEAA)<sup>21</sup> was proclaimed to provide a better framework for cooperative federalism in the area of environmental assessment. It provides a more structured and predictable environmental assessment process than its predecessor, the Environmental Assessment and Review Guidelines Order (EARP). The CEAA balances the need for job creation and the need for the Government to protect the environment. It reflects the concerns of the provinces, industry, and environmental groups, and contains several provisions to improve the overall efficiency of the environmental assessment process.

## **ADOPTION OF ENLIGHTENED ENVIRONMENTAL POLICIES BY MINING CORPORATIONS**

Senior mining executives have donned the mantle of environmental stewardship. The mission statements of the larger companies all make reference to the importance of protecting the environment. Senior executives are appointed to oversee environmental operations and are also involved at an early stage in the planning of new operations. Environmental practices and procedures are ingrained into all staff members using modern training and management techniques. The introduction of ISO environmental standards is widespread. In part this is due to an enlightened society, and in part it is due to the fact that senior executives are personally legally liable for infractions of environmental regulations. Overall, mining companies are progressive in their outlook, and proactive in their actions.

More recently, the philosophy of "Sustainable Development"<sup>22</sup> has been gaining increasing currency in international forums. As defined by the Brundtland Commission (1983), sustainable development involves "development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs". Most Canadian mining companies, especially those involved in international projects, have responded very favourably to the need to align themselves with this international thrust. Rather than view it as a threat, which will drive them out of business, they regard it as an opportunity to address the subject of sustainability in the industry, to change the industry for the better, and to impact on societies thinking.

Progressive companies have integrated sustainability into their businesses as a significant contributor to financial success. This is particularly the case for large-scale international operators who have to argue their case to gain access to financing for project financing. Banks and lending institutions are now averse to funding companies with poor environmental track records.

The key elements of a business strategy that embraces sustainability are:

- A corporate commitment to inspire employees, engage all to endorse the concept of sustainability, set goals, and define issues clearly
- Accepting that the mining company has a public responsibility
- Contributing to social progress
- Endorsing environmental stewardship

Practically, at the operational level, sustainability is defined as " the exploration, design, construction, operation and closure of mines in a manner that respects and responds to the social, environmental and economic needs of the present generation and anticipates those of future generations in the communities and countries where we work"<sup>23</sup> ". Embracing sustainable development has involved adopting strategies that ensure environmental protection, social progress and bring with them economic benefits. The types of issues that dominate sustainability are:

- Surface and ground water quality
- Acid mine drainage and metal leaching
- Tailings and waste rock management
- Cyanide management
- Mine closure
- Impact of effluents on the bio-diversity of the receiving environment
- The health and economic well being of the participating and affected communities

*Huyssteen*

Whereas in the past, successful mining was strictly a technical and financial pursuit, it now requires additional “soft skills” such as communication, conflict resolution, and also an awareness of the changing environment.

The challenge is in finding suitable quantifiable indicators against which the sustainability of operations can be measured. Some companies have begun to integrate data generated from these indicators into their annual financial reports for stockholders.

## **CONCLUSIONS**

The progress achieved in mining with environmental quality is the result of efforts across a broad front. These efforts can be grouped as:

- Technical developments
- The evolution of environmental regulations underpinned by sound science
- Industry driven initiative
- Government industry initiatives

An extremely important factor in achieving this progress is the positive attitude and collaborative approach with which the various players have handled the issues at hand.

## **REFERENCES**

EQUITY Silver Mines (1995): Equity Silver Mines Limited, Environmental Report 1994

HYDROLOGIC and Hydrogeologic Evaluation of the Thickened Tailings Disposal System at Kidd Creek Division, Falconbridge Limited, October 1993. MEND Report

A GEOCHEMICAL, Hydrogeological and Hydrological Study of the Tailings Impoundment at the Falconbridge Limited, Kidd Creek Division Metallurgical Site, Timmins, Ontario, October 1995. MEND Report

ORAVA, D (1995) A review of in-pit disposal practices for the prevention of acidic drainage – case studies: MEND treatment and technology transfer workshop, Sudbury.

- KUYUCAK, N (1995): Conventional and new methods for treating acid mine drainage. Summary notes, MEND Sudbury workshops, October 4 – 5, 1998.
- AUBE, B., and Payant, S. (1997): The GECO Process: A new high-density sludge treatment for acid mine drainage. Proceedings of the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada
- LAWRENCE, R.L. (1995): General Approach to geochemical predictions and case study. In Summary Notes, MEND Prediction Workshop, December 7-8, 1995.
- DAVE, N.K., Lim, T.P., Horne, D., Boucher, Y., and Stuparyk, R.A. (1997): Water Cover for Reactive Tailings and Waste Rock: Laboratory studies of oxidation and metal release characteristics. Proceedings of the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada
- PERKINS, E.H., Nesbitt, H.W., Gunter, W.D., St-Arnaud, L.C., and Mycroft, J.R. (1995). Critical review of geo-chemical processes and geo-chemical models adaptable for the prediction of acidic drainage from waste rock prediction. MEND Report.
- CRITICAL Review of the Reactive Acid Tailings Assessment Program (RATAP.BMT2), MEND REPORT, April 1990
- SCHARER, J.M., Annable, W.K., Nicholson, R.V. (1993). WATAIL: Users manual: a tailings basin model to evaluate transient water quality of acid mine drainage.
- NICHOLSON, R.V., Scharer, Jeno M., Kwong, E, Annable, W., Williams, G. (1995): An application of the WATAIL model to develop a management strategy for a pyrrhotite tailings impoundment. Proceedings of Sudbury '95 - Mining and the Environment Conference. May 28 - June 1, 1995.
- WELCH, Donald E. (Golder Associates Ltd.). 1998. *CANMET/MMSL – INTEMIN Manual on Some Aspects of Tailings Facility Design and Management*. First Edition. Ottawa: CANMET/MMSL (Canada Centre for Mineral and Energy Technology/ Mining and Mineral Sciences Laboratories), Natural Resources Canada. ISBN 0-660-17577-0
- BELORE, Harold. (Cumming Cockburn Limited) 1998. *CANMET/MMSL – INTEMIN Manual of Climatic Parameters, Streamflow Measurement and Geomorphological Features Important to Baselineing: Field Techniques*, 1st Edition. Ottawa: CANMET/MMSL (Canada Centre for Mineral and Energy Technology/ Mining and Mineral Sciences Laboratories), Natural Resources Canada. ISBN 0-660-17561-4

*Huyssteen*

VAN HUYSTEEN, Errol. (CANMET), 1998. CANMET/MMSL – INTEMIN Overview of Environmental Baseline, 1<sup>st</sup> Edition. Ottawa: CANMET/MMSL (Canada Centre for Mineral and Energy Technology/ Mining and Mineral Sciences Laboratories), Natural Resources Canada. ISBN 0-60-17565-7

VISUAL OTTHYMO: Greenland Engineering Group, Concord, Ontario – [www.grnland.com](http://www.grnland.com)

HYDROLOGIC and hydro-geologic evaluation of thickened tailings disposal system at Kidd Creek Division, Falconbridge Limited. Mend Report 2.23. 2d (1993)

WELCH, D.E., and Firlotte, F.W. (1989): Tailings management in the gold mining industry. Proceedings Vol. 14, International Symposium on Tailings Management, Halifax, August. 1989. The Metallurgical Society of the e.g. The SLOPE/W & SIGMA/W programs by GEOSLOPE International Ltd., Calgary, Alberta.

WEBSITE: <http://www.geo-slope.com>

CANADIAN Mining Soc

INFORMATION about the Mining Association of Canada can be found at website: <http://www.mining.ca/english/>

INFORMATION about the Whitehorse Mining Initiative can be found at internet site <http://www.nrcan.gc.ca/mms/sdev/wmi-e.htm>

Web site of the CEAA: [http://www.ceaa.gc.ca:80/agency/agency\\_e.htm](http://www.ceaa.gc.ca:80/agency/agency_e.htm)

SEE the Government of Canada's web site at : [http://www.oag-bvg.gc.ca/domino/cesd\\_cedd.nsf/html/menu\\_e.html](http://www.oag-bvg.gc.ca/domino/cesd_cedd.nsf/html/menu_e.html)

PLACER Dome Inc., P.O.Box 49330, Bentall Postal Station, Vancouver, British Columbia, Canada V7X 1P1 . Internet address [www.placerdome.com](http://www.placerdome.com)

---

*Mailling Address: / Endereço para correspondência:*

Errol van Huyssteen  
Mining and Mineral Sciences Laboratory, Natural Resources Canada

## The Legacy of Abandoned Mines in Canada

---

Tisch, B.; Tremblay, G.



### **ABSTRACT**

The legacy of orphaned/abandoned mines, with their associated environmental liability, human health concerns and the financial costs of clean up, is a serious issue facing Canada. Canada's long history in mining has resulted in more than 10,000 orphaned or abandoned sites, requiring varying degrees of rehabilitation. Mining is generally regulated at the provincial level, although the federal Government maintains most of the liability for mines in northern Canada (north of the 60<sup>th</sup> parallel). The National Orphaned/Abandoned Mines Initiative (NOAMI) is a co-operative Canadian program that is guided by an Advisory Committee consisting of the mining industry, federal/provincial/ territorial governments, environmental non-government organizations and First Nations. NOAMI was established in 2002, in response to the request of the Canadian Mines Ministers that a multi-stakeholder advisory committee be set-up to study various issues and initiatives concerning the development of partnerships in the implementation of remediation programs across Canada. This paper will present an overview of the scope of issues surrounding abandoned mines in Canada, and programs that have been initiated to address the problem.



## **INTRODUCTION AND SCOPE**

Orphaned or abandoned mines are generally defined as those mines for which the owner cannot be found or for which the owner is financially unable or unwilling to carry out clean up. They pose environmental, health, safety and economic problems to communities, the mining industry and governments in many countries.

Mining has been central to the Canadian economy for over 100 years and Canada is a supplier of mineral commodities worldwide. The long history of mining in Canada has resulted in a large number of abandoned mines sites. The legacy of orphaned/abandoned mines, with the associated environmental liability, human health concerns and the financial costs of clean up, is a serious issue facing Canada. Abandoned mines exist within all mining jurisdictions in Canada. These sites, however, are not well documented with respect to their numbers or their associated physical, health, environmental impacts and liabilities. Further research and compilation of information on abandoned mines is necessary to enable sound decision-making, cost-efficient planning and sustainable rehabilitation. Such information is also necessary to ensure transparency of decision-making and access to information by governments, civil society, industry and other stakeholders.

It is currently difficult to accurately estimate the costs associated with rehabilitating abandoned mines across Canada. The problem essentially relates to variations in the way that hazards or features are defined, and what hazards are included in any particular inventory. Improved statistical and technical information is necessary to better quantify the liabilities and would help identify the priorities to which resources are directed in the future.

Recent estimates (based largely on personal communications) illustrate the general scope of the problem in Canada, and variations in what is actually reported.

- Canada - over 10,000 sites
- Ontario - 6,500 historic sites, many in public domain (Cowan, 2002)
- Nova Scotia - over 6,000 mine openings
- Quebec - 89 tailings sites at an estimated cost of \$67 million (CAN) to rehabilitate
- BC - 1,898 sites
- Manitoba - 290 sites

In Ontario, Hamblin (2003a) indicates that the number of known abandoned sites is approximately 6000, containing approximately 18,500 individual hazards. He further states that the cost to rehabilitate all of the abandoned sites in Ontario has been estimated at approximately \$300 million (CAN). The cost to rehabilitate the 30 – 40% of sites that have reverted to the Crown (Government) has been pegged at approximately \$120 million (CAN).

In October 2002, the Office of the Auditor General of Canada reported the estimated cost of clean up and closure for abandoned mines in northern Canada only (north of 60°) would be \$555 million. These abandoned mines have historically been the responsibility of the federal government, although in some cases responsibility has been devoluted to the provincial level.

The United States also faces problems with orphaned/abandoned sites. Mines are located in every state, and there are reportedly as many as 500,000 abandoned mines in the nation.

Mining regions have become less associated with remote areas, and, as populations grow, urban sprawl increases, and more people seek a return to more rural living opportunities, the risk of contact with hazards or environmental impacts associated with abandoned mines dramatically increases. As a result, public pressure to deal with these sites also increases.

## **RESPONSE TO THE PROBLEM**

The minerals and metals industry, through a Prospectors and Developers Association's submission to the 1999 Mines Ministers' Conference, recommended that a government-industry task force be set up to consider cooperative approaches to developing rehabilitation programs for orphaned mine sites.

Shortly after this recommendation, MiningWatch Canada, an environmental non-government organization (ENGO), submitted a plan for federal action on cleaning up toxic orphaned mine sites to eight federal ministers. Representatives from the provincial governments also indicated support for further work and cooperation on this issue.

In 2000, as a result of the manifestation of these interests, Natural Resources Canada compiled an inventory of current federal, provincial and territorial policies, programs and research related to orphaned, abandoned and contaminated mine sites, to serve as a starting point for discussion amongst governments and industry.

Following this, the Intergovernmental Working Group (IGWG) on the Mining Industry established an informal federal-provincial task force to examine and prioritize the major issues associated with orphaned and abandoned mines in Canada. The working group, as a starting point for further discussion, identified six major areas for further discussion. These included environmental liability, public health and safety, technical standards, fiscal responsibility, Aboriginal issues/involvement, and reclamation and re-use of land.

In early 2001, a federal-provincial-territorial working group was set up to consider cooperative approaches to dealing with problematic orphaned and abandoned mines in Canada. The working group included several different stakeholders, and was developed to undertake planning for a multi-stakeholder workshop. Provincial and territorial directors of mines, and other appropriate officials were asked to evaluate options on best practices and experiences in science, technology, policy, and other areas.

The multi-stakeholder workshop on Orphaned and Abandoned Mines was held in Winnipeg, Manitoba in June 2001. A total of 63 people attended, representing 12 provinces and territories; 7 NGO groups; 5 First Nations; 5 Federal Government Departments, Offices and Boards; 7 mining companies; 5 mining industry associations; 3 communities; 3 consultants and 1 academic. Five major themes were presented and discussed in breakout groups:

- Building a National Inventory;
- Community Perspectives;
- Setting Standards and Rational Expectations;
- Ownership and Liability Issues;
- Identification of Funding Models.

The workshop participants developed consensus on guiding principles and specific recommendations for Ministers to consider at the upcoming 2001 Mines Ministers' Conference. The guiding principles reflected the need for innovative science and technology, cost efficiency, fairness, stakeholder communication, transparency and stewardship, and consisted of the following:

- The remediation of orphaned/abandoned mine sites must be based on concern for public health and safety, respect for ecological integrity, and sustainable development;

- All work currently ongoing with respect to inventory building and site remediation must continue to be based on sound science and good communication among all parties;
- Work toward eliminating future abandonments must continue, including the tightening of regulatory approaches;
- Must implement the “polluter pays” principle;
- Targeted end-use and reclamation standards must be acceptable to local communities;
- Although the objective must be comprehensive reclamation of all sites, the approach must be cost-effective and based on an acceptable method of prioritizing sites;
- Transparency and disclosure must be present in all decision-making processes;
- Encompass the notion of “fairness” in all endeavours

The recommendations included the development of a **national** multi-stakeholder advisory committee, to plan and develop the capacity for a national inventory of sites, as well as the evaluation of different approaches to community involvement, standards, regulatory/policy issues and funding models.

At the 2001 Mines Ministers’ Conference in Quebec City, Quebec, Ministers agreed on the importance of a large-scale program for rehabilitating orphaned/abandoned mine sites. They endorsed the recommendation that a multi-stakeholder advisory committee on orphaned/abandoned mines should be established to study various issues and initiatives pertaining to the development of partnerships in the implementation of remediation programs across Canada. Accordingly, the National Orphaned/Abandoned Mines Advisory Committee, composed of 17 members, was formed. It is a co-operative partnership of the Canadian mining industry, federal/provincial/territorial governments, environmental non-government organizations and First Nations. The Committee obtained joint funding from industry and government organizations for support of its projects and work. The Advisory Committee takes direction from Mines Ministers and subsequently reports back to Mines Ministers via the Intergovernmental Working Group on the Mineral Industry (IGWG). Natural Resources Canada, through the CANMET – Mining and Mineral Sciences Laboratories, was designated as the Secretariat for the committee.

The first meeting of the Advisory Committee was held in Toronto, Ontario in March 2002. This meeting marked the official formation of the National Orphaned/Abandoned Mines Initiative (NOAMI), and was used to develop a workplan based on the recommendations from the Winnipeg workshop that were previously endorsed by the Mines Ministers. NOAMI has an annual budget of \$100,000 CAN, and four task groups were formed to address the following key areas:

- Information Gathering
- Community Involvement
- Barriers to Collaboration
- Funding Approaches

## **NATIONAL ORPHANED ABANDONED MINES PROGRAM RESULTS TO DATE**

### **Information Gathering**

A principal objective of the Information Gathering Task Group is to develop capacity for a national inventory of active, closed and orphaned/abandoned mine sites based on compatible inventories from each province and territory, and including an acceptable system for categorization and priority ranking. A database is essential for comprehensive classification and analyses, but first, a consensus must be reached on the definitions and terminology to be applied to orphaned/abandoned mine sites.

The first government regulations requiring mineral or mine site rehabilitation were enacted in British Columbia in 1969. Other provinces followed, but in some cases, it wasn't until many years later. Up to the time that regulations were enacted, all non-active mining or exploration sites were, in principle, considered abandoned, and in most cases have, by default, reverted to the Crown (Government). Therefore, "abandonment" generally meant abandonment by former owners or operators, even though the sites are now under the possession of the current government, unless the former owners or operators happened to be crown corporations or governments. The proposed definitions are empirical, but they do reflect current regulatory principles and industry practices across Canada.

## **Status**

In June 2002, a letter was sent to federal, territorial and provincial government departments requesting the following information on active, closed and orphaned mines, including advanced exploration sites, for each of the respective jurisdictions:

- Terminology and definitions currently applied to abandoned mines;
- System used to store information;
- Data structure of the system used;
- Types of information available;
- Current programs currently being undertaken;
- The extent to which sites are prioritized and ranked according to various criteria;
- The form of financial assurance used regarding mine site reclamation liability.

This information has been received by the NOAMI Secretariat, and is currently being reviewed. It will be used to assist the Information Task Group in determining an appropriate definition and classification scheme that can be used across Canada.

The principal activity of the Information Task Group in 2003 is to develop consensus on the definitions and prepare recommendations for future work. The definition of orphaned and abandoned sites varies between jurisdictions in Canada, and the Task Group realized that a "national" definition for NOAMI's use would be essential for the successful creation of a national inventory.

To avoid complex and lengthy definitions, the Task Force has proposed a two-tier structure for defining abandoned mines and related mineral sites, namely, a general or generic all-inclusive definition for abandoned and/or orphaned mineral sites and a series of definitions for more specific mineral sites. For example, the definitions must be able to differentiate between mine sites, exploration sites, mineral processing sites, aggregate sites etc. These proposed definitions may not fully encompass all types of mineral activity in Canada but should account for the vast majority of them. The definitions will permit proper classification of mineral sites and comprehensive analyses to correct misunderstandings and misconceptions in the industry and the general public and to help address concerns about these sites. Proper definitions, eventually accompanied by practical parameters and parameter modifiers will, for example, prevent lumping of all abandoned **sites** as abandoned **mines**.

A set of “common parameters” and qualifiers would be needed for designing and constructing a suitable database on abandoned and orphaned mineral sites. General parameters could include basic information such as type of mine, location etc., while more specific parameters might include specific hazards and risks at each particular site. Consensus on the definitions must first be reached before proceeding with the list of common parameters and qualifiers.

Database development is expected to be an ongoing iterative process requiring more time and funding.

## COMMUNITY INVOLVEMENT

The objective of the community involvement task group was to develop a plan to foster community involvement in decision-making about closure and reclamation, and to ensure that targeted end-use and reclamation standards are acceptable to local communities.

In 2002, a study entitled “Lessons Learned: Community Involvement in Abandoned and Orphaned Mines” was completed. The study evaluated the lessons learned on community involvement for three significant Canadian mine sites, along with experiences in community involvement at abandoned mines in the United States. Recommendations were made based on the findings. In 2003, these “lessons learned” were further developed into a “Best Practices Guide on Community Involvement in Abandoned and Orphaned Mines”. In addition, a pamphlet entitled “Best Practices in Community Involvement: Planning For and Rehabilitating Abandoned and Orphaned Mines in Canada” which contains these guidelines, was published in September prior to the 2003 Mines Ministers’ Conference (MMC) in Halifax, Nova Scotia. The eleven guiding principles listed in the pamphlet are:

- 1) **Communication:** Initial discussions should be held with community members before decisions are made to clarify the type of process to be used, determine what the goals should be, and what the process is capable of accomplishing.
- 2) **Inclusiveness:** Community members easily recognize, and may be critical of public participation mechanisms that leave out the diversity of perspectives brought forward by community members.

- 3) **Representation:** Abandoned and orphaned mines are often subject to uncertain jurisdiction or administrative shortcomings. Where overlap exists, it is important that all jurisdictions be represented. This representation should be seized as an opportunity to create interagency coordination, cooperation and synergy.
- 4) **Fostering Confidence in Decision-Making:** A successful community engagement process hinges on the need for communities of interest to have confidence in both the usefulness of the process and the willingness and ability of decision-makers to act accordingly in a way that addresses community needs and interests.
- 5) **Information Dissemination and Communication:** Where remediation efforts are being undertaken, it is important that meetings and information sessions be held in the actual communities that may be affected by the site(s) in question.
- 6) **Participation and Representation:** Effort should be made to limit, or ensure smooth participant turnover. In particular, governments should have consistent and accountable representation; they should acknowledge and promptly/appropriately respond to the interests and needs of community members. A prerequisite to this is logistical planning in such areas as financial provisions to support community involvement. Examples might be provisions for participant transportation, childcare and meeting at mutually convenient times.
- 7) **Resources and Assistance:** Due to the complex nature of issues associated with abandoned mines, where feasible, community members should be provided with resources for assistance to help decipher technical terminology and data in order to make more meaningful contributions during the planning and decision-making process.
- 8) **Facilitation:** The impartial and competent facilitation of meetings is highly advisable, and the establishment of codes of conduct and terms of reference for engagement is crucial to ensure that meetings are respectful and fair.
- 9) **Integration:** Decisions and actions should be designed to address the many varied environmental, health, aesthetic, social and economic issues that can be associated with abandoned and orphaned mines.



**10) Consistency of Involvement:** Community involvement should be an integral component of the entire site management process - from problem identification, to discussion of alternatives and management options, to assessment, implementation, follow-up and monitoring.

**11) Respecting Local Cultures:** Meetings should be conducted in a manner that respects local cultures and traditions.

The CCSG report has been revised, and both it and the pamphlet are available on the NOAMI web site ([www.abandoned-mines.org](http://www.abandoned-mines.org)).

The Communities Involvement Task Group has completed its work priorities and deliverables. While the Task Group will be dissolved, NOAMI will continue to examine ways in which community involvement and engagement in abandoned mine remediation can be fostered and enhanced, particularly on a more site-specific basis.

## **BARRIERS TO COLLABORATION**

A Task Group was set up to examine legislative barriers to collaboration. To achieve this objective, a background study was undertaken to examine existing legislative requirements in Canada, selected other North American jurisdictions, and several other countries, on regulatory or institutional barriers, liability disincentives, and collaborative opportunities regarding voluntary abatement, remediation, and reclamation of orphaned/abandoned mine lands. In addressing the above three matters, particular emphasis was placed on four approaches:

- ‘Good Samaritan’ legislation;
- Permit blocking;
- Allocative versus joint and several responsibility; and
- Non-compliance registries.

The final report was titled “Barriers to Collaboration: Orphaned/ Abandoned Mines in Canada” and was completed in 2002.

A multi-stakeholder workshop on the Legal and Institutional Barriers to Collaboration was held in Ottawa in February 2003. Mr. Castrilli, the author of the study, was contracted to make the keynote presentation of his findings at the

workshop, and to function as legal advisor for discussion during the workshop. The workshop was professionally facilitated and attended by over 50 participants from industry, federal and provincial governments, First Nations and non-governmental organizations (NGOs). Representatives from the US state government and NGO's were also in attendance. The objectives of the workshop were to identify the key barriers that are now inhibiting governments, the private sector and voluntary organizations from effectively financing and administering the remediation of problematic abandoned and orphaned mine sites in Canada, and to begin to develop approaches to overcome these barriers. Breakout groups were tasked with identifying and making recommendations related to the priorities and principles for moving forward. These recommendations and guiding principles were consolidated by the NOAMI for presentation to Mines Ministers at the 2003 Mines Ministers' Conference in Halifax.

The following are an abbreviated list of the options for removing barriers that were identified in the report:

- Amend existing or enact new legislation that encourages volunteers to abate, remediate, and reclaim abandoned mine lands;
- Provide for exemption of volunteers from being "responsible persons" under contaminated site, water pollution, or related laws as a result of carrying out "Good Samaritan" remediation;
- Establish an abandoned mine reclamation "Good Samaritan" permit program which provides for limitation of liability if specified conditions are met;
- Create exemptions from remediation liability at abandoned sites if specified conditions are met and indemnifications provided;
- Create exemptions from remediation liability at "historic mine sites"; and
- Adoption of collaborative opportunities under federal and provincial environmental and mining laws in Canada.

The Castrilli report and the Workshop Proceedings are posted on the NOAMI web site. Activities of the LIBC Task Group are described in the LIBC Newsletter (August 2003), which is also posted on the NOAMI web site.

## **FUNDING APPROACHES**

The 2003 work plan for NOAMI included the establishment of a task group to identify and recommend funding approaches, and to document preferred options which could be adapted to the needs of each jurisdiction to fund the remediation of orphaned/abandoned mine sites across Canada.

The principal activities were to develop terms of reference, tender the study, review interim and final reports from the study, and prepare recommendations for considerations by the Advisory Committee. The consultant hired forwarded a number of questions regarding funding approaches to a select group of individuals identified by the members of NOAMI. A final report was prepared based on the responses received by NOAMI. The final report titled "Potential Funding Approaches for Orphaned/Abandoned Mines in Canada" was completed and will be posted on the NOAMI web site in November 2003.

The final report outlines a variety of funding approaches that could be considered for the purpose of cleaning up or managing liabilities related to orphaned and abandoned mines across Canada. It also evaluates advantages and disadvantages of each approach and recommends the preferred option(s) for consideration by Governments.

Based on their review, the authors recommended a number of measures for the consideration of the Task Group. While the full text of the recommendations appears in the final report, a summary of the recommendations follows:

1. Governments should amend existing policy and, if necessary, amend existing legislation or enact new legislation to adopt and implement a funding regime for cleanup of orphaned/abandoned mines in their respective jurisdictions.
2. The funding regime should be designed to substantially eliminate the backlog of orphaned/abandoned mines in the jurisdiction.
3. Such funding regimes should be based on a mix of all of the following approaches:
  - Government funding from general revenues should come from a single level of government;
  - Federal-provincial (or federal-territorial) government-funded cost sharing arrangements should be derived from general revenues, where appropriate. This could be kick-started by an immediate contribution of federal funding and matched by provinces and territories as available;
  - Levies on mining industry production;
  - Government-industry partnerships;

- Government re-direction of a portion of existing mining tax revenue, with a parallel reduction of existing incentives to the mining industry, and application of both funding streams to the cleanup of orphaned/abandoned mines; and
- The use of fund interest, fines and administrative penalties imposed on the mining industry, donations by individuals or others, etc.

In establishing a funding regime, the report provided the following guidelines/options for consideration by individual jurisdictions:

1. The funding regime adopted in each jurisdiction should include the establishment of an Orphaned/Abandoned Mine Cleanup Fund (the "Fund") into which general government revenue, industry levies, and other monies are also deposited on an annual basis.
2. Specification of the minimum annual financial appropriation to be made by the government and the period over which that level of appropriation is to continue.
3. Specification of an annual levy or levy range to be imposed on each mining company, mining industry sector, or classes within a sector as a cost attributable to its activities in the jurisdiction and the period over which that level of contribution is to continue.
4. Specification of the basis for government-industry partnerships and what effect, if any, they will have on an annual levy noted in (2) and tax and incentive measures noted in (5).
5. Amendment of federal and provincial tax laws to specifically identify (1) the annual value of mining tax revenue being re-directed to the Fund, and (2) the annual value reduction of existing incentives to the mining industry being re-directed to the Fund.
6. Specific legislation enacted to facilitate remediation of orphaned/abandoned mines should clearly:
  - Articulate purposes of established funding regimes;
  - Specify the lands and water eligible for cleanup;
  - Identify the administering entity for the funding regime (the authors recommended that this entity be either a department of government or special government agency created by the legislation establishing the funding regime);

- Authorize promulgation of rules and regulations addressing matters pertaining to administration of the funding regime;
- Specify priorities under which the funding regime will operate.

7. In conjunction with the establishment of a funding regime, the process of cleanup of orphaned/abandoned mines should be facilitated through measures designed to eliminate barriers and to facilitate community involvement.

## **TECHNOLOGY TRANSFER**

Dissemination of information to the partners and the public in a timely manner is a major function of all multi-stakeholder programs. Orphaned and abandoned mines are a "hot issue" in Canada, and the Public want to be kept well informed.

An abandoned mines Internet site ([www.abandoned-mines.org](http://www.abandoned-mines.org)) has been established. The site is regularly updated with information, reports and newsletters. The Secretariat will issue communication documents, such as newsletters, on the activities of the orphaned and abandoned mines initiative. These newsletters will be posted on the website, as well as electronically distributed to the Secretariat's mailing lists.

## **PROVINCIAL INITIATIVES**

Some of the provinces in Canada already have programs underway to deal with abandoned mines in their particular jurisdictions. Manitoba has dedicated \$2 million (all funds Canadian dollars) to the problem, while Quebec completed a \$20 million program covering the years 1987 – 2002, and are discussing another \$47 million in funding for the period of 2003 – 2008. In Ontario, \$10 million was allocated for the period from 1991 – 1994, a further \$27 million from 1999 – 2003, and have recently announced another \$21 million in funding.

A general description of the Ontario program is provided below, since this is the jurisdiction with which the authors are most familiar.

As of 1991, Ontario's Mining act was amended to require operators of all existing mines, and proponents for all new mines, to submit a closure plan and appropriate financial assurance to ensure that adequate rehabilitation of these sites took place upon closure. In 2000, Part VII of the Act was amended to include a new Mine Rehabilitation Code. This code placed an obligation on

mining companies to progressively rehabilitate their abandoned mine sites (those which had ceased production and closed prior to 1991) to prescribed standards, and to report on the work that was completed, within 60 days. This allowed the Ontario Ministry of Northern Development and Mines to both schedule audits of the completed work and to continually update their Abandoned Mines Information System (AMIS). Overall, these actions essentially prevent new abandoned sites from falling into the public realm, and take clear steps toward rehabilitating the backlog of abandoned sites in Ontario.

In 1991, the Abandoned Mine Hazards Abatement Program was established in Ontario to address abandoned mine sites that were deemed hazardous to public health and safety. The funding of the program was \$10 million over 3 years (1991 – 1994). Funding was targeted at the following:

- Local municipalities were able to apply for funding by formal request to the Minister of Mines, for remediation work required to rehabilitate mine hazards located on publicly owned land within their municipal boundaries. The work was contracted out to independent firms by each individual municipality.
- The initiation of an inventory and cataloguing program of all abandoned mine sites and mine hazards in Ontario.
- Funding for research in mine rehabilitation, in particular mine tailings and acid drainage from them.
- Response to emergency situations. For example, the stabilization of the Hollinger Tailings Stack in Timmins, Ontario. In 1990, the Hollinger tailings stack covered approximately 190 hectares, up to 25 metres deep, with over 600,000 cubic metres of ponded waters and no spillway. The stack placed at risk approximately 150 mobile homes located at the toe of the structure. Preliminary assessments of the structure's stability completed at that time gave the site a high hazard rating. Therefore, after some legal manoeuvrings, the Ministry of Northern Development and Mines, on behalf of the Ontario Government, stepped in to correct the situation. The rehabilitation is described in detail in Morin *et al.* (2003).

The Abandoned Mines Rehabilitation Program was originally announced in 1999, as a four-year, \$27-million initiative. In May 2003, it was announced that an additional \$21 million over the next four years was being invested to extend the program. As part of this initiative, a new and innovative partnership between the provincial government and the Ontario Mining Association (OMA) was announced, that will see investments of up to \$1million per partner in mine site rehabilitation on Crown lands.

Under the Abandoned Mines Rehabilitation Program during the past four years, rehabilitation work and studies have been conducted at more than 55 sites in Ontario. The scope of the rehabilitation work varied by site, ranging from removal of infrastructure to shaft capping, adit backfilling, installation of secure fencing, and tailings revegetation. Another 4,000 sites were assessed, and the first two phases of the major environmental rehabilitation work at the former Kam Kotia copper/zinc mine near Timmins were completed. The Kam Kotia mine is a Crown-owned property that includes 6 million tonnes of sulphide rich, severely acid-generating tailings, and is considered to be the worst abandoned mine site within the Province of Ontario (Hamblin, 2003b). The rehabilitation cost for this site is currently projected to be approximately \$40 million (CAN), and possibly higher. A detailed description of this site and the rehabilitation efforts undertaken there can be found in Hamblin (2003b) or by visiting the Ontario Ministry of Northern Development and Mines (MNDM) website at [www.mndm.gov.on.ca](http://www.mndm.gov.on.ca), and specifically the Mineral Development and Mine Rehabilitation page.

## **CONCLUSIONS**

Canada is well known for establishing multi-stakeholder initiatives to address issues of national importance. The model of cooperation among industry, various levels of government and NGOs is now being used internationally. The orphaned and abandoned mines program is another example of diverse stakeholders coming together to address the legacy of past mining practices and to advance the objectives of sustainable development.

Several provinces in Canada have already taken significant steps to address abandoned mines in their respective jurisdictions, and the information garnered from these activities will be invaluable in addressing these issues on a national scale.

## **REFERENCES**

- CASTRILLI, J.F. 2003. Potential Funding Approaches for Orphaned/Abandoned Mines in Canada. Final report submitted to the Orphaned/Abandoned Mines Program.
- CASTRILLI, J.F. 2002. Barriers to Collaboration: Orphaned/Abandoned Mines in Canada. Final report submitted to the Orphaned/Abandoned Mines Program.
- COWAN, W.R. and Robertson, J.G.A. 1999. Mine Rehabilitation in Ontario, Canada: Ten Years of Progress. In, Proceedings of the Sudbury'99: Mining and the Environment II Conference, Sudbury, Ontario, Sept. 13 – 17, 1999, pp. 1037-1043.
- HAMBLIN, C.D. 2003a. Ontario Leads the Way in Abandoned Mines Rehabilitation. In, Proceedings of the Sudbury 2003: Mining and the Environment Conference, Sudbury, Ontario, May 25 – 28, 2003.
- HAMBLIN, C.D. 2003b. The Rehabilitation of Ontario's Kam Kotia Mine: an Abandoned Acid Generating Tailings Site. In, Proceedings of the Sudbury 2003: Mining and the Environment Conference, Sudbury, Ontario, May 25 – 28, 2003.
- MORIN, M.A., Cooper L., and S. Reitzel. 2003. The Remediation of the Hollinger Tailings Stack – A Case Study in Government Response to a Problem. In, Proceedings of the Sudbury 2003: Mining and the Environment Conference, Sudbury, Ontario, May 25 – 28, 2003.

---

*Mailling Address: / Endereço para correspondência:*

Bryan Tisch  
Gilles Tremblay  
Mining and Mineral Sciences Laboratory, Natural Resources Canada  
555 Booth St., Ont. Canada, K1A 0G1  
Tel: 613 943-8746 Fax: 613 947-1200  
E-mail:btisch@nrca.gc.ca



Sistema Integrado de Gestão Ambiental - SIGA  
Mineração Taboca S/A - Pitinga - AM

---

Mesquita, E.C.



## RESUMO

Com o advento das modernas técnicas de computação e de sistemas onde se possa conciliar rapidez, disponibilidade de informações e confiabilidade, a Mineração Taboca S/A, procurou desenvolver um sistema compatível com estas tecnologias disponíveis, criando assim o SISTEMA INTEGRADO DE GESTÃO AMBIENTAL – SIGA, onde alia as ferramentas disponíveis nos aplicativos WINDOWS, com um software gráfico, o MAPINFO, de forma a manter as informações necessárias à gestão ambiental em sua atividade de mineração dentro de padrões que a credencia a buscar as certificações na área ambiental, necessárias à relação comercial do mundo globalizado.

O sistema é simples e bastante dinâmico permitindo-se adaptações conforme as variações inerentes à atividade de mineração.

## INTRODUÇÃO

A gestão ambiental é a forma pela qual a empresa se mobiliza interna e externamente objetivando a qualidade ambiental desejada. É importante que o desempenho ambiental seja o diferencial de nossa empresa.

O desempenho ambiental é o resultado obtido com a gestão dos aspectos ambientais de uma organização. Os resultados podem ser obtidos a partir de um comportamento ambiental reativo, ou seja, tomando-se medidas quando os fatos surgem, sem interação com o processo global da empresa, ou ainda através de um comportamento ético ambiental da organização. As ações embasadas em uma política ambiental definida, integrada, expressa em planos e programas ambientais com o comprometimento de todos, caracterizam o modelo adotado pela Mineração Taboca, de forma a tornar estas ações estáveis dentro do processo.

Para se atingir o desempenho ambiental desejado, é necessário conhecer o status atual da empresa, os compromissos que se pretendem atender, e a partir daí, criar um sistema próprio de gestão ambiental e implementá-lo de forma segura e eficiente.

## METODOLOGIA

Os trabalhos desenvolvidos para a criação do sistema passaram inicialmente por uma revisão bibliográfica a respeito de sistemas de gestão ambiental, consultas às empresas ligadas ao assunto, bem como consultas a fornecedores de softwares relativos a programas de gestão ambiental.

A partir desta avaliação macro, definiram-se as etapas a serem percorridas, com base no esquema de auto – avaliação abaixo :



## **AUTO-AVALIAÇÃO**

Elaborou-se um diagnóstico da situação existente, e comparou-se com padrões, normas, códigos e princípios já conhecidos e executados em outras empresas.

A empresa foi então dividida em onze ( 11 ) setores diferentes, e nestes setores foi feita uma consulta junto a cada gerente, aplicando-se um questionário de vinte ( 20 ) questões, ( ANEXO I ), para se avaliar o seu comprometimento com as questões ambientais, bem como o seu nível de sensibilidade ou de conhecimento do problema, e ainda os seus anseios em relação à problemática ambiental. As questões versavam sobre política ambiental, impactos ambientais da atividade daquela área, requisitos legais a que estaria sujeita, gestão de qualidade da água, gestão de qualidade do ar, gestão de resíduos, produtos perigosos etc, atribuindo-se a cada tópico um valor de um a cinco ( 1 a 5 ), ou NA ( Não aplicável ). A avaliação dos resultados foi que, pouco se sabia ou pouco se esperava em relação à possíveis resultados a serem alcançados, tendo-se em vista um certo descrédito em relação à empresa e ao governo para ações ambientalistas.

De posse das informações coletadas, discutiu-se individualmente com cada setor visando o comprometimento das gerências em relação às medidas a serem implementadas, e em função dos resultados destas discussões propôs-se à direção da empresa, uma carta de intenções em relação à sua conduta ambiental que mais tarde foi transformada na POLÍTICA AMBIENTAL da Mineração Taboca S/A .

## **CRIAÇÃO DE UM SISTEMA PRÓPRIO DE GESTÃO AMBIENTAL**

Procurou-se desenvolver um sistema de forma a atender as necessidades da empresa, envolvendo a alta direção e buscando-se o comprometimento de todos, traduzidos numa política ambiental, compatível com o compromisso ambiental assumido pela Mineração Taboca S/A.

## **POLÍTICA AMBIENTAL DA MINERAÇÃO TABOCA**

### **Filosofia**

Nós da Mineração Taboca S/A, acreditamos ser nosso compromisso, compatibilizar as nossas atividades com a preservação do meio ambiente na região amazônica dentro dos princípios conservacionistas. Todos os nossos produtos e serviços devem estar em harmonia com o meio ambiente.

### **Comprometimento**

Empenharemos na divulgação de nosso comprometimento corporativo na busca da excelência ambiental de nossas atividades. Para isso manteremos um **Sistema Integrado de Gestão Ambiental – SIGA**, com o objetivo de assegurar que as nossas atividades atendam os requisitos legais e os nossos requisitos corporativos. Manteremos de forma contínua um programa de treinamento e conscientização de todos os nossos empregados.

### **Melhoria**

É nosso compromisso reduzir os impactos ambientais de nossos processos, produtos e serviços, a pesquisa de novas tecnologias, processos e insumos que minimizem esses impactos, contratar fornecedores e prestadores de serviços que mantenham o mesmo padrão de comprometimento com as questões ambientais.

### **Comunicação com as partes interessadas**

Empenharemos na manutenção de um diálogo aberto com as autoridades ambientais, com a comunidade, clientes e com os nossos fornecedores, buscando a troca de informações sobre questões ambientais relevantes.

### **Monitoramento, documentação e comunicação**

No sentido de avaliar o nosso desempenho ambiental, nos comprometemos a fazer avaliações e auditorias periódicas, visando garantir a conformidade com os requisitos legais, nossos requisitos corporativos e com as boas práticas ambientais.

Os resultados destas avaliações, e ações decorrentes, serão difundidas internamente e para todas as partes interessadas.

## ELABORAÇÃO DA MATRIZ DE GESTÃO AMBIENTAL

Foram levantados os aspectos/impactos ambientais, exigências mercadológicas, objetivos e metas a serem alcançados, definindo-se a proposta de gestão desejada.

## IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA

Foram planejadas as etapas necessárias aos trabalhos de implantação do sistema proposto, envolvendo a alocação de recursos, definição de estrutura e responsabilidades, treinamento, controle operacional do sistema e matriz para respostas às emergências.

Definida e aprovada a política ambiental da empresa iniciou-se a construção do modelo de gestão compatível com as necessidades apontadas no diagnóstico feito através da auto – avaliação da empresa. Para isso contratou-se a empresa FLORESTAS RIO DOCE S/A, do grupo CVRD para auditar o processo de implementação do PRAD, e propor alternativas para a condução do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas da empresa. Em seguida ( jan/ 97 ), foi feito um levantamento geo-referenciado através da empresa SATÉLITE LTDA ( MG ), de toda a área afetada pela mineração para servir de base cartográfica do sistema. Foram levantadas e quantificadas quatorze (14) tipologias de cobertura/infra-estruturas, nestas áreas com os seguintes resultados :

Áreas sem nenhuma cobertura vegetal	1.798 ha
Áreas de Sucessão natural	1.936 ha
Áreas de lagos	1.271 ha
Áreas com paliteiros	53 ha
Áreas com sucatas de ferro	4 ha
Áreas com rejeito de minério	156 ha
Áreas com gramíneas / leguminosas	104 ha
Áreas com capoeiras	258 ha
Áreas com brejos	23 ha
Áreas com vossorocas	27 ha
Áreas com cobertura em taludes	18 ha
Áreas de bermas sem cobertura	28 ha
Áreas ocupadas por estradas	282 ha
Áreas ocupadas pelas infra-estruturas	756 ha
<b>Total</b>	<b>6.714 ha</b>

Mesquita

A partir deste levantamento, construiu-se a matriz gráfica para todo este trabalho. Aliou-se a este levantamento, os recursos oferecidos pelo Software MAPINFO, um GIS (Geographic Information System). Este software trabalha com dados do AUTOCAD, o que permite importar todos os dados da área de planejamento e fazer um acompanhamento “ on line “ das informações geradas naquele setor da empresa. Foram criados bancos de dados em Access, planilhas e gráficos em excel, albuns fotográficos, textos no word e ainda esquemas de acesso em Power Point, interligando-se cada opção com o aplicativo desejado.

## **AValiação DO SISTEMA**

Foram elaborados os procedimentos de monitoramento, ações corretivas e preventivas, auditorias internas.

## **REVISÃO DO SISTEMA**

Dentro das premissas estabelecidas, foi feita uma avaliação da eficácia do sistema e elaboradas novas propostas de melhoria, a cada seis meses.

Com a divisão da empresa em setores, não foi difícil identificar os principais aspectos/impactos ambientais de cada uma deles. Apresentam-se a seguir algumas telas do sistema que permitem o acesso às informações cadastradas, como se segue:



*Mesquita*

## **Mina de Aluvião**

### Aspectos Ambientais

- Desmatamento
- Efluentes de lavra (resíduos das PF's e PM's)
- Emissão de partículas de argila em solução
- Sucatas de ferro
- Pré-concentrado de minério
- Rejeito de minério nos aluviões (lagos)
- Abertura de estradas

### Impactos Ambientais

- Destruição da vegetação
- Turbidez da água
- Alteração das características naturais da água
- Contaminação do aquífero
- Incômodo à comunidade indígena
- Alteração do padrão topográfico
- Aumento do lixo industrial

### Requisitos Legais

- Código florestal (Lei 4.771/ 65)
- Código de Mineração
- CONAMA 20 / 86
- Código de águas
- Legislação Estadual
- Legislação Municipal

### Critérios Internos

- Monitoração
- Eliminar principais efeitos dos impactos ambientais

### Objetivos

- Reduzir desmatamentos a níveis mínimos em relação à faixa operacional

Mesquita

Metas

- Reduzir desmatamentos em 50 % da faixa operacional
- Atender à legislação em vigor

Prazos

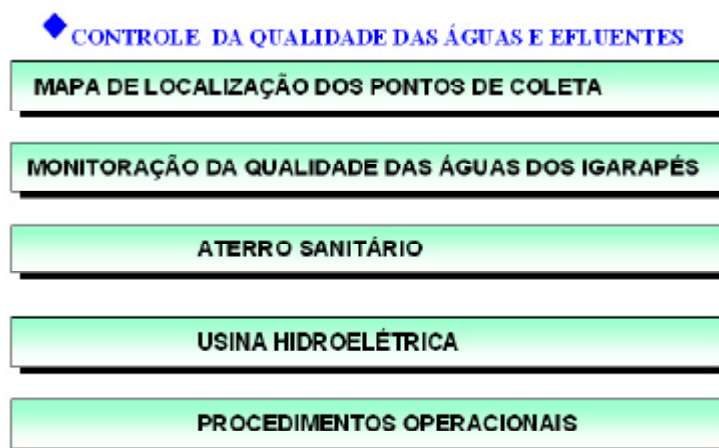
- 6 meses

Responsável

- Mansur

Cada opção aberta no painel da página acima, fornece todas as informações relativas às áreas, individualmente.

Abaixo mostraremos outra tela do sistema que informa dados relativos ao controle de águas e efluentes (lavra e sanitários), bem como dados da Usina Hidroelétrica, aterro sanitário e procedimentos operacionais para as principais atividades da área. O sistema como já foi dito anteriormente é bastante dinâmico e flexível de forma a atender a todas as necessidades de acompanhamento e controle, bastando para isso que se crie uma nova opção, associando-se à mesma, o seu controle, seja ele no excel, no access, ou em qualquer outro aplicativo do Windows. Desta forma não há como se deixar controles soltos, fora do sistema, basta querer.





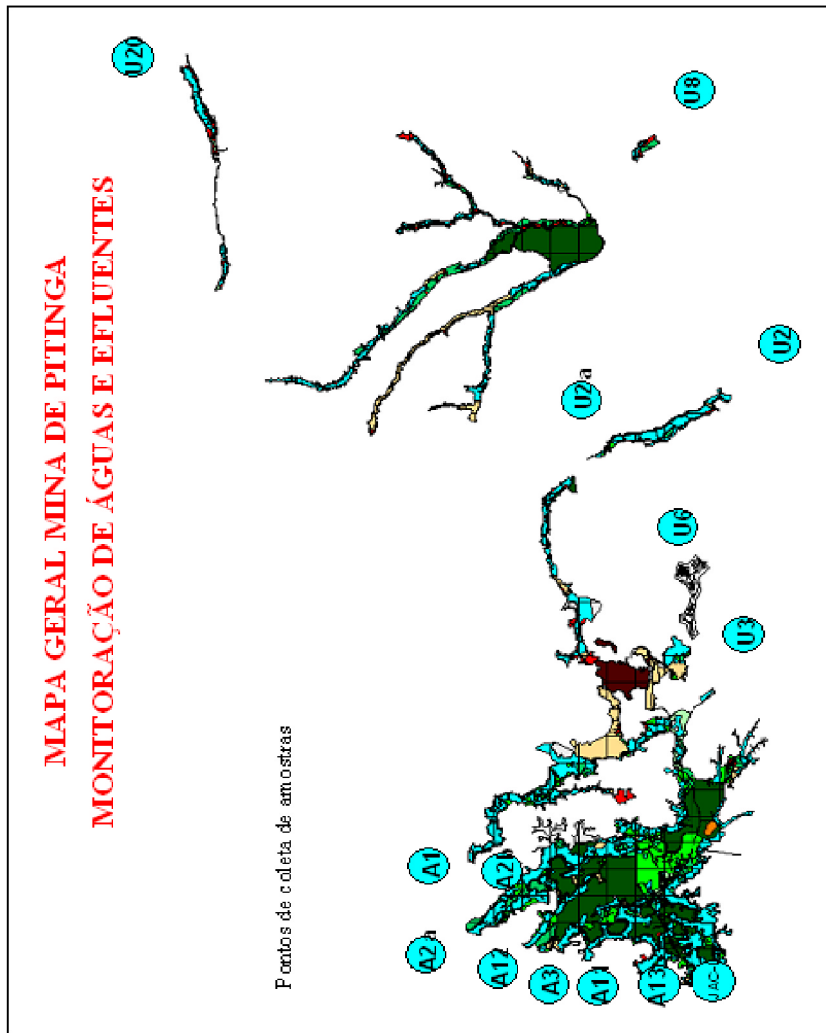


Figura 1. Mapa geral Mna de Pitinga monitoração de águas e efluentes

Mesquita

Abaixo o detalhamento de um ponto de coleta, no caso o U6 que é a captação de água da ETA, inserido dentro de um mapa de localização.

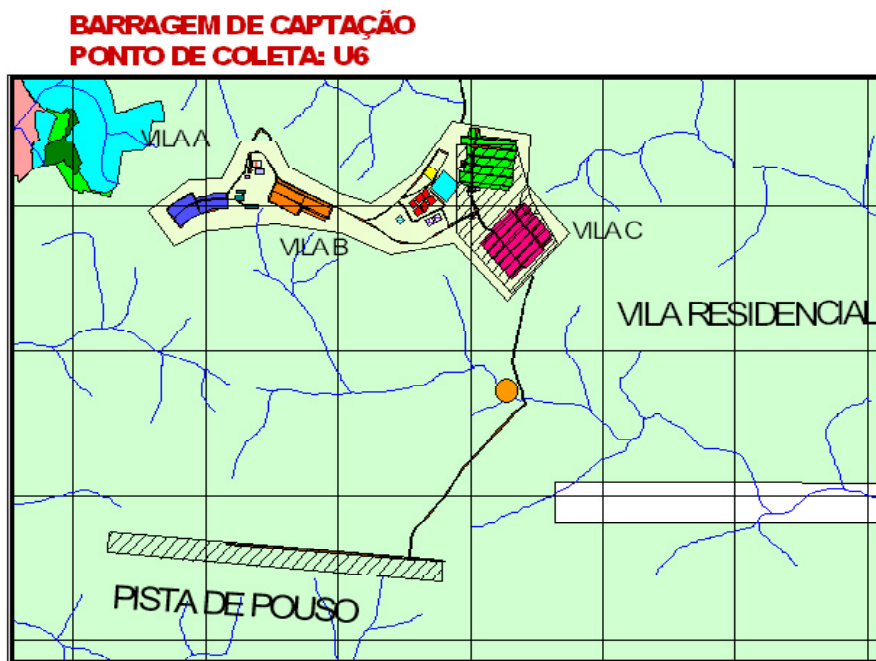


Figura 2. Barragem de captação. Ponto de coleta U6

Ao clicar-se sobre um ponto, abre-se um banco de dados executado em access, onde são registrados os dados das análises efetuadas para no mínimo nove (9) parâmetros definidos através da Resolução CONAMA 20/86, e negociados junto ao órgão ambiental. Em Pitinga, os principais parâmetros avaliados são, turbidez, STS, OD, DBO5, temperatura, condutividade, Sílica, Fluor, Alfa total, além daqueles relativos a coliformes, para as análises nos pontos onde há descargas de efluentes sanitários, e ainda óleos e graxas para as saídas das áreas industriais. Ao todo hoje são quatorze (14) pontos monitorados, mais três (3) pontos de efluentes sanitários e um (1) de efluentes industriais. As análises são semanais, com informação mensal aos órgãos no âmbito estadual e federal. O Sistema tem também uma matriz para o desenvolvimento de planos de contingência nos principais efeitos ambientais previstos na atividade.

Abaixo apresenta-se um fluxograma para avaliação de impactos ambientais como roteiro para desenvolvimento de matrizes para os principais efeitos observados na atividade.

### FLUXOGRAMA PARA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS

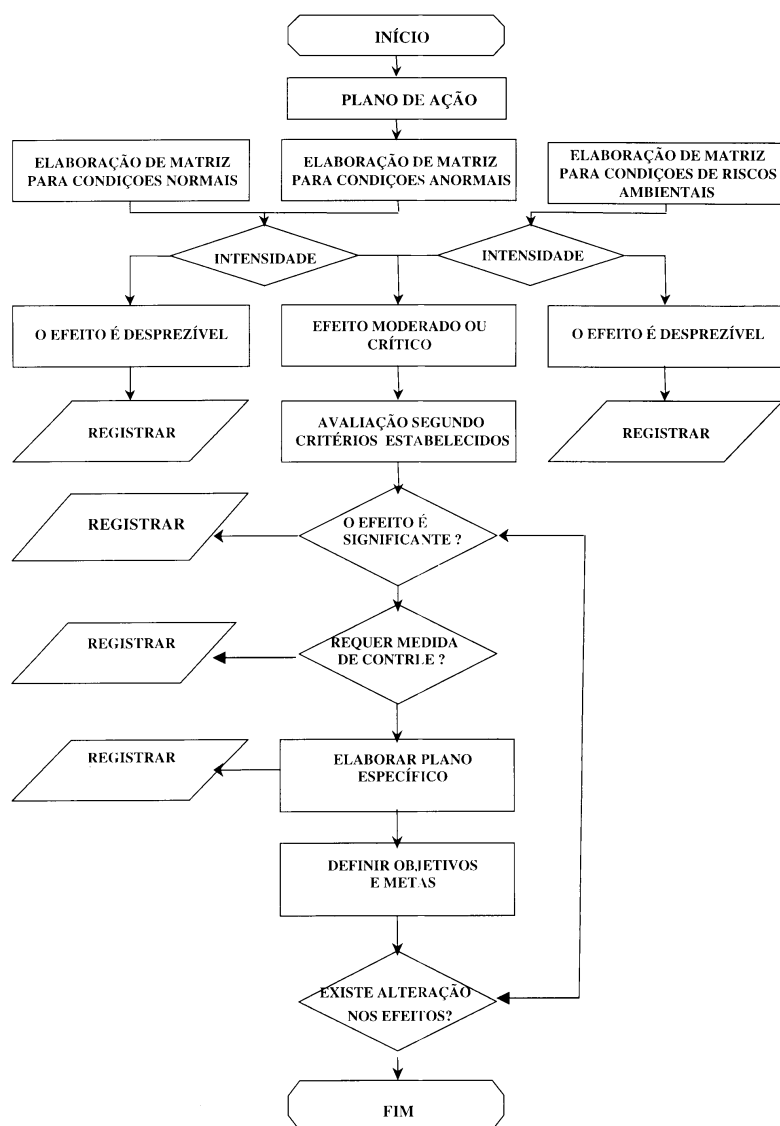


Figura 3. Fluxograma para avaliação de impactos ambientais

## MAPINFO

O software MAPIINFO é uma das a ferramentas mais importantes do SISTEMA DE GESTÃO AMBIENTAL da Mineração Taboca, pois é através dele que se faz o Link gráfico de todas as informações geradas pela setor de planejamento da empresa. Os arquivos são copiados em DXF, e transformados automaticamente para a linguagem do software. É uma ferramenta de mapeamento eletrônico que permite a execução de análises gráficas das mais variadas, quais sejam a vinculação de dados remotos, incorporação de objetos de mapa em suas aplicações, criação de mapas temáticos, criação de mapas com níveis, onde se pode visualizar gradativamente determinados temas selecionados, consultas simples ou SQL trabalhando-se com mais de um arquivo. A cada objeto definido, podem ser arquivadas 256 imagens diferentes, o que lhe permite armazenar graficamente a história da empresa, em termos ambientais.

Abaixo telas de consulta e mapa gerado através do MAPINFO :

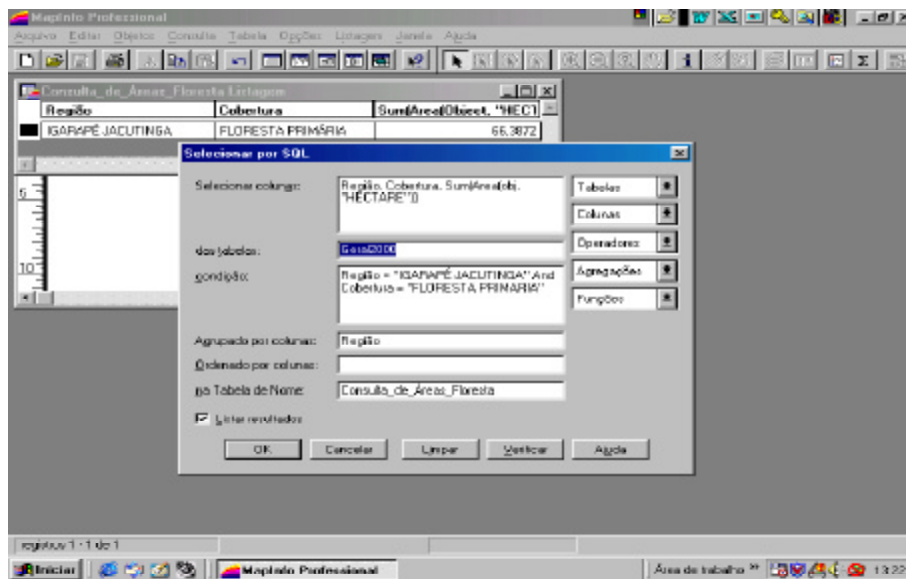


Figura 4. Tela de consulta e mapa gerado através do MAPINFO

Mesquita

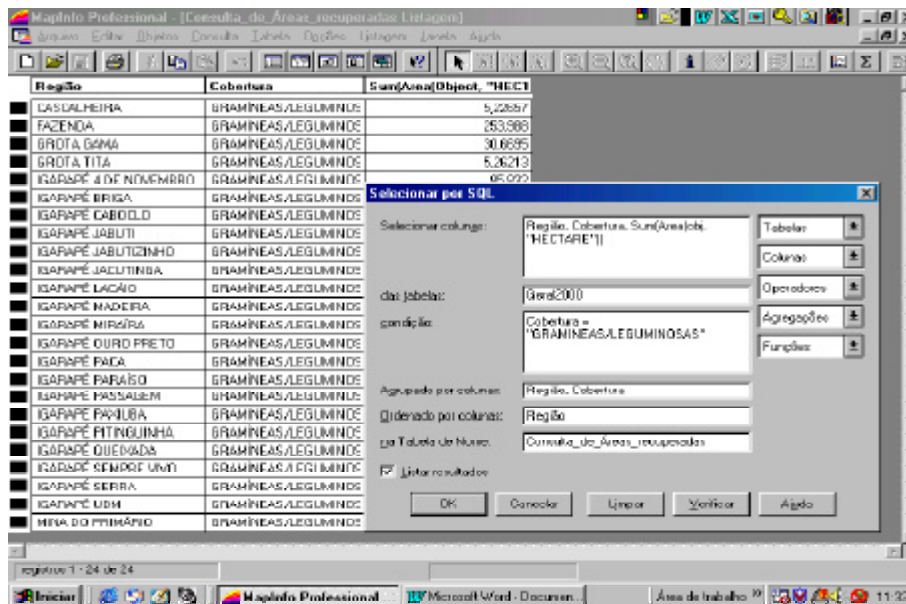


Figura 5. Tela de consulta e mapa gerado através do MAPINFO

### MAPA ORIGINADO ATRAVÉS DO MAPINFO

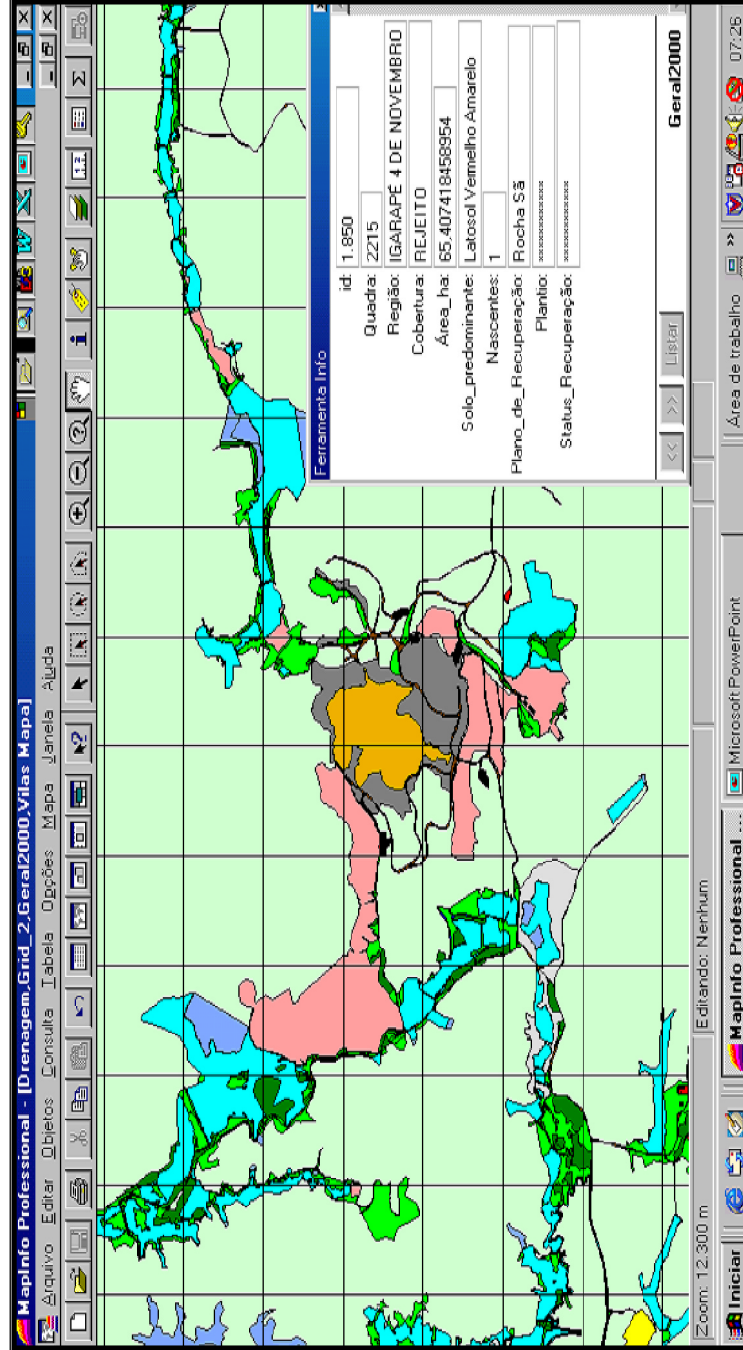


Figura 6. Mapa originado através do MAPINFO

RELATÓRIO DE ATIVIDADES ATÉ 2002 E NO ANO 2003																	
GERÊNCIA DO SETOR DE MEIO AMBIENTE - SEMAB																	
ATIVIDADES	UN.	< 2000	2001 / 02	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	TOTAL/2003	T. GERAL
<b>1. Regularização de áreas</b>																	
. Taludes	ha	67,35	12,74	0,00	0,00	0,50	0,00	0,50	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	1,30	81,39
. Áreas inclinadas	ha	176,62	59,58	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	9,20	10,30	0,00	0,00	0,00	29,50	265,70
. Áreas planas	ha	1299,48	206,94	0,00	0,00	2,50	1,50	2,20	2,40	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	10,90	1517,32
. Diques e Barragens	ha	29,05	8,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,50	1,20	0,20	0,00	0,00	2,90	40,31	
. TOTAL	ha	1572,50	287,62	0,50	0,00	3,00	1,50	2,20	2,20	13,40	11,50	10,50	0,00	0,00	44,60	1904,72	
<b>2. Preparo de solo</b>																	
. sulcagem	ha	236,78	52,92	0,00	0,00	3,00	1,50	2,00	2,20	13,40	1,50	10,50	0,00	0,00	34,60	327,30	
. Coveamento	ha	386,03	246,35	0,00	5,05	2,74	3,38	13,58	2,55	0,00	22,21	16,31	0,00	0,00	65,62	680,20	
. 1ª Gradagem	ha	936,93	133,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1089,54	
. 2ª Gradagem	ha	479,24	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	480,24	
. TOTAL	ha	2.022,98	433,88	0,50	5,05	5,74	4,88	15,58	4,75	13,40	23,71	26,81	0,00	0,00	100,42	2557,28	
<b>3. Plantio</b>																	
. Indústrias/edua	ha	10,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,20	
. Semeadura à lanço	ha	1949,44	323,37	0,50	0,00	3,00	9,50	2,00	2,20	13,40	11,50	10,50	0,00	0,00	52,60	2225,41	
. Plantio em lago	ha	8,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,27	
. TOTAL	ha	1875,91	323,37	0,50	0,00	3,00	9,50	2,00	2,20	13,40	11,50	10,50	0,00	0,00	52,60	2251,88	
. Plantio de frutíferas	UM	2.227	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.227	
. Plantio de Esp. Florestais	UM	311.130	271.297	-	5.612	3.048	3.763	15.088	2.000	-	24.437	10.123	0	0	72.669	655.296	
<b>4. Paisagismo</b>																	
. Plantio de mudas	UM	47.050	1.563	291	44	125	0	0	0	0	0	0	0	0	460	49.073	
. Manut. áreas verdes	ha	1271,33	860,48	22,50	51,00	42,40	37,50	28,70	26,30	24,30	34,20	31,29	0	0	297,19	2.419,00	
. Jardinagem	m2	71.769	420	20	150	50	0	0	0	0	0	0	0	0	220	72.429	
<b>5. Produção de mudas</b>																	
. Semeio/Estacas	UM	551.167	319.862	1.500	9.500	10.000	12.000	1.600	3.000	4.000	5.000	17.000	0	0	62.600	933.649	
. Mudas produzidas	UM	487.281	294.075	1.338	8.370	9.796	11.660	15.133	2.548	3.906	4.610	16.044	0	0	73.425	854.781	
. Aquisição de mudas	UM	30.660	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30.660	
. Total de mudas	UM	517.941	297.760	1.338	8.370	9.796	11.660	15.133	2.548	3.906	4.610	16.044	0	0	73.425	889.126	
. Expedicão/perdas de mud	UM	453.234	308.247	1.432	8.303	3.550	3.952	16.000	3.421	4.31	25.792	19.029	0	0	81.910	843.391	
. Estoque de mudas	UM	79.757	82.389	62.295	82.362	88.608	96.336	95.469	94.696	98.071	76.888	73.904	0	0	82.295	244.441	
. Coleta de sementes	Kg	507,00	808	20	25	0	7	3	0	0	2	0	0	0	57	1.372	

Figura 7. Relatório de Atividades até 2002 e no ano 2003. Gerência do Setor de Meio Ambiente - SEMAB

## CONCLUSÃO

Após a utilização do SIGA durante dois anos, conclui-se que o sistema implementado pela Mineração Taboca S/A, é adequado ao dinamismo que se observa na atividade de mineração. Dada a sua flexibilidade e praticidade, torna-se uma ferramenta de grande utilidade para a empresa, gerando confiabilidade nos registros, rapidez no uso das informações, e possibilidades de uma avaliação integrada dos efeitos gerados pela atividade como um todo.

### ANEXO I

#### QUESTIONÁRIO PARA AVALIAÇÃO DO PERFIL AMBIENTAL DA EMPRESA

Preencha os itens abaixo, com o nível que melhor se enquadrar a sua área em relação ao conhecimento e práticas desenvolvidas para cada item abaixo relacionado. Os valores estão em uma escala de 1 a 5 ou não se aplica à área avaliada (NA)

ITENS DO QUESTIONÁRIO	VALORES ATRIBUIDOS					NA
	1	2	3	4	5	
1. POLÍTICA DO MEIO AMBIENTE	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
2. ASPECTOS AMBIENTAIS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
3. REQUISITOS LEGAIS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
4. OBJETIVOS E METAS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
5. GESTÃO DA QUALIDADE DO AR	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
6. GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
7. GESTÃO DO CONS. DE ENERGIA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
8. GESTÃO DE RESÍDUOS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
9. GESTÃO DE PROD. PERIGOSOS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10. ALOCAÇÃO DE RECURSOS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
11. ATRIBUIÇÕES E RESPONSABILIDADES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
12. CONSCIENTIZAÇÃO E TREINAMENTO	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
13. COMUNICAÇÃO INTERNA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
14. COMUNICAÇÃO EXTERNA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
15. DOCUMENTAÇÃO	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
16. ONTROLE OPERACIONAL	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
17. AÇÕES DE EMERGÊNCIAS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
18. MEDIÇÕES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
19. AVALIAÇÕES AMBIENTAIS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
20. MELHORIA CONTÍNUA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Figura 8. Questionário para avaliação do perfil ambiental da empresa



Mesquita

## **BIBLIOGRAFIA**

GUIA do Usuário MAPINFO – versão 4.1 – 1998

GESTÃO Ambiental – SEBRAE – AM 1996

ANAIS do III SINRAD – Ouro Preto – MG 1997

AVALIAÇÃO de Impacto Ambiental – IBAMA – 1995

WORKSHOP Internacional Sobre Recursos Naturais Degradados pela  
Mineração – IBAMA 1995

A QUESTÃO Ambiental Que Todo Empresário Precisa Saber – SEBRAE –  
BSB 1996

---

*Endereço para Correspondência: / Mailling Address:*

Eder da Conceição Mesquita

Gerência de Meio Ambiente, Mineração Taboca S/A

E-mail: emesquita@mamore.com.br

## Projeto de Coberturas Secas para Controle da Drenagem Ácida em Depósitos Geradores de Acidez

---

Souza, V.P.; Borma, L.D.S.; Mendonça, R.M.G.



### RESUMO

As coberturas secas consistem em uma alternativa comumente utilizada na prevenção e controle da DAM, quando da reabilitação de depósitos de resíduos de mineração geradores de acidez. Elas são colocadas sobre o depósito de material reativo e têm por objetivo principal o controle da entrada de oxigênio e água, inibindo o processo de oxidação dos sulfetos na sua origem. Além dessas funções, as coberturas secas devem ser resistentes à erosão e fornecer suporte à vegetação.

O conhecimento do princípio de funcionamento de um sistema de cobertura, bem como das etapas envolvidas na execução do projeto é de fundamental importância para a construção de um sistema tecnicamente eficiente e economicamente otimizado. O estado - da - arte do conhecimento do projeto de coberturas secas prevê a execução de uma unidade piloto instrumentada com lisímetros, estações meteorológicas e sensores de temperatura, umidade, poro-pressão, sucção, etc., do solo, como parte integrante do projeto executivo. O presente trabalho resume o conhecimento acerca dos aspectos envolvidos no projeto de coberturas secas, adquirido ao longo da parceria CETEM - CANMET em conjunto com as minerações de carvão do sul do país.

## INTRODUÇÃO

O controle da drenagem ácida de minas (DAM) é um dos grandes desafios a ser enfrentado pela indústria da mineração, em particular pela indústria carbonífera, no que tange à reabilitação das áreas degradadas e à produção do carvão ambientalmente sustentável. O processo de formação da drenagem ácida de minas tem sido amplamente relatado na literatura. Especificamente no caso da mineração de carvão, sua origem é devida, principalmente, à oxidação da pirita presente nos rejeitos e estéreis gerados durante a lavra e o beneficiamento.

O CETEM – Centro de Tecnologia Mineral e o CANMET (Canada Centre for Mineral and Energy Technology) estiveram envolvidos, desde 1995, nos estudos relacionados às alternativas de reabilitação das áreas mineradas no Brasil, com ênfase na questão da formação da drenagem ácida de minas. Um dos tópicos dessa parceria envolveu a transferência de conhecimento nas áreas de coberturas secas de depósitos de resíduos reativos.

O presente trabalho consiste de um resumo do princípio de funcionamento das coberturas secas enquanto alternativa de mitigação da drenagem ácida de minas e de uma revisão dos principais aspectos a serem considerados quando da realização do respectivo projeto. Os tópicos apresentados são fruto do conhecimento adquirido e estão sendo aplicados, atualmente, nos estudos de reabilitação de áreas degradadas pela mineração de carvão, no sul do país.

## PRINCÍPIO DE FUNCIONAMENTO DAS COBERTURAS SECAS

A denominação “coberturas secas” (*dry covers*) é utilizada em contraposição às “coberturas úmidas” (*wet covers*). Embora as coberturas secas sejam constituídas, na maioria das vezes, por camadas de solos de diferentes propriedades, o termo “cobertura de solo” não é o mais apropriado, uma vez que para sua execução podem ser utilizados outros tipos de materiais, tais como os geossintéticos ou resíduos resultantes de outras atividades, desde que apresentem as propriedades necessárias à minimização da formação da drenagem ácida de minas. Os vários tipos de coberturas secas e a classificação de acordo com o papel que exercem para efeito de inibição da DAM são apresentados na **Tabela 1**.

**Tabela 1.** Classificação das coberturas secas de acordo com o papel que exercem para efeito de inibição da DAM (MEND, 2.21.3a)






Classificação das Coberturas	Papel principal na inibição da DAM
Barreiras de transporte de oxigênio	Atuam de forma a reter a umidade e fornecer uma barreira de baixo coeficiente de difusão do oxigênio gasoso
Barreiras de consumo de oxigênio	Atuam como uma fonte de consumo de oxigênio de forma a fornecer baixa concentração de oxigênio na interface cobertura/resíduo
Barreiras de inibição da reação	Atuam de forma a inibir reações, neutralizando o pH
Barreiras para armazenamento e liberação de umidade	Atuam de forma a minimizar o fluxo de umidade da camada argilosa por meio da maximização do armazenamento próximo à superfície e posterior liberação por evapotranspiração

As coberturas secas podem ser simples ou complexas, conforme o número de camadas utilizadas. As coberturas simples, em geral constituídas por camada de solo local não compactado, são empregadas principalmente para suporte da vegetação em depósitos de resíduos não reativos. Sistemas de cobertura compostos por várias camadas de solo ou materiais alternativos (geossintéticos, outros tipos de resíduos, etc.) são necessários quando o objetivo principal é o controle da drenagem ácida de minas. Sua adoção é considerada um método de controle da drenagem ácida “na fonte”, pois minimiza a entrada dos principais agentes responsáveis pela oxidação: o oxigênio e a água. Um exemplo típico de um sistema de cobertura em camadas é apresentado na Figura 1.

A camada argilosa é vista como a mais importante de um sistema de cobertura seca, pois tem a função de minimizar o fluxo de água e oxigênio para o interior da pilha e/ou bacia de rejeitos. Para sua execução, solos ricos em argila são compactados em camadas, totalizando de 0,6 a 1,5 m de espessura, de acordo com as características do rejeito e condições climáticas do local. Em geral, a condutividade hidráulica desejada para a camada argilosa é igual ou inferior a  $1 \times 10^{-7}$  cm/s. Segundo Daniel & Bowders (1997) e Daniel (1998), é difícil obter-se esse valor em campo e maior dificuldade ainda é encontrada na sua manutenção ao longo do período de vida da cobertura. O ressecamento e os recalques são os principais fatores de degradação, uma vez que a camada argilosa é bastante vulnerável ao ressecamento e possui baixa resistência aos ciclos de umedecimento e secagem, apresentando com frequência fissuras e rachaduras.

O controle do fluxo de oxigênio gasoso pela barreira argilosa é obtido mediante a manutenção de um elevado grau de saturação sob diferentes condições climáticas. Essa exigência baseia-se no fato de que o oxigênio tem a sua difusão

dificultada pela água. Experimentos de laboratório têm demonstrado que o coeficiente de difusão do oxigênio em uma camada de solo argiloso é inversamente proporcional ao grau de saturação de água dessa camada (Yanful, 1993). Como resultado, somente se terá uma barreira efetiva contra a difusão do oxigênio se o grau de saturação do material argiloso for mantido a valores superiores a 85%, mesmo nos períodos de estiagem. A redução na velocidade de percolação de água através da barreira argilosa reduz a quantidade de água contaminada liberada a partir desses depósitos, diminuindo os custos de tratamento.

Perfil	Camada	Funções primárias	Materiais usuais	Considerações gerais
	Camada de suporte da vegetação	Promover o crescimento da vegetação, promover evapotranspiração; prevenir erosão	Solo de cobertura (regiões úmidas); pedregulho (regiões áridas)	Essa camada de superfície para o controle da erosão hidráulica e eólica é sempre necessária
	Camada de proteção	Armazenar água; proteger as camadas subjacentes da intrusão das raízes de plantas; proteger a barreira contra o ressecamento; manter a estabilidade	Solos mistos, pedregulhos	Alguma forma de camada de proteção é sempre necessária. Pode acontecer de a camada superficial e de proteção serem combinadas em uma única camada
	Camada arenosa (barreira capilar)	Promover a drenagem das águas de infiltração a fim de minimizar seu contato com a barreira argilosa; dissipar as forças de percolação; impedir a ascensão capilar da água da camada argilosa	Areias, siltes de material granulometria sensivelmente maior que a camada argilosa	- Essa camada é necessária para a manutenção do grau de saturação da camada argilosa
	Barreira argilosa	Minimizar a infiltração de água e oxigênio para o interior do resíduo	Barreiras de argila compactada; geomembranas; barreiras argilosas associadas a geossintéticos	Essa camada é usualmente necessária, exceto para regiões extremamente áridas
	Camada arenosa (barreira capilar)	Formar, junto com a camada argilosa, a barreira capilar. Ela impede a migração de água da camada argilosa para o interior do resíduo e vice-versa	Areias, siltes de material granulometria sensivelmente maior que a camada argilosa	- É necessária quando se pretende construir uma barreira capilar

**Figura 1.** Esquema de um sistema de cobertura com barreira capilar dupla (adaptado de Daniel & Koerner, 1993)

## **Barreira capilar**

Devido à sua configuração relativamente simples, a barreira capilar tem sido uma alternativa muito utilizada nas opções de reabilitação. O seu custo pode apresentar-se vantajoso nos locais aonde ocorrem, a curta distância, solos e/ou materiais alternativos com as características necessárias. O projeto de uma barreira capilar baseia-se nas propriedades hidráulicas dos solos não saturados e é fortemente condicionado pelas condições climáticas locais. O comportamento desses sistemas têm sido extensivamente estudado ao longo das últimas décadas (Nicholson et al., 1989; Barbour, 1990; Yanful, 1993; Swanson et al, 1995; O'Kane, 1996, 2002; entre outros).

A barreira capilar é construída por meio da colocação de uma camada de material fino sobre uma camada de material granular. Se ambos os materiais estiverem na condição não saturada, a água de chuva que infiltra através da cobertura tende a permanecer na camada de material fino. Isso ocorre porque o efeito de capilaridade é inversamente proporcional ao tamanho dos poros: quanto mais fino o material, maior a tensão superficial e maior o efeito de sucção da água. No entanto, se a infiltração for muito elevada (períodos prolongados de chuva), a camada fina tende a se saturar com o tempo, perdendo o potencial de sucção e permitindo o fluxo de água para a camada arenosa e dessa para o interior do resíduo. Segundo Shackelford (1997), o efeito de barreira capilar é tanto maior quanto maior for o contraste entre as condutividades hidráulicas das camadas de solo fino e granular. Stortmont et al. (1996) afirmam que as barreiras capilares são eficientes quando os efeitos combinados de evaporação, transpiração e fluxo lateral excedem a infiltração proveniente da precipitação, em outras palavras, em climas áridos ou semi-áridos. Nessas condições, a camada fina é mantida suficientemente seca para que a migração de água para a camada granular seja impedida.

Se em climas secos a barreira capilar tende a exibir melhor desempenho como barreira hidráulica, o mesmo não ocorre quanto ao seu desempenho como barreira de fluxo de oxigênio. Isso é devido ao fato de que, nessas condições, o grau de saturação da argila tende a ser menor que 85%, facilitando a difusão de oxigênio pelos poros preenchidos com ar.

No Brasil, as regiões de clima úmido como as de Santa Catarina e Rio Grande do Sul apresentam períodos bem definidos de seca no inverno e elevada precipitação pluviométrica no verão. Para que uma barreira capilar venha a funcionar satisfatoriamente nessas condições, faz-se necessário o controle simultâneo da secagem excessiva e da saturação excessiva da camada argilosa em função das variações climáticas.

Uma alternativa para esse tipo de clima poderia ser a barreira capilar dupla, a qual é constituída por camadas de areia localizadas acima e abaixo da camada argilosa. A camada de areia superior exerce duas funções importantes: na época seca ela impede que a água armazenada na camada argilosa migre, por capilaridade, para as camadas de topo, minimizando assim os efeitos de perda de umidade por secagem e evaporação. Na época de chuva, essa camada funciona como um dreno, conduzindo lateralmente a água que infiltra na cobertura e prevenindo, dessa forma, a saturação da camada argilosa. Esse efeito pode ser maximizado através da inclinação da superfície, que favorece o escoamento lateral. Sobre a barreira capilar dupla é usual adicionar-se ainda camadas que têm por finalidade proteger a barreira capilar, fornecer suporte à vegetação e, ao mesmo tempo, controlar o balanço hídrico (O'Kane, 2002). O sistema de cobertura apresentado na Figura 1 é um sistema de múltiplas camadas utilizando o efeito de barreira capilar.

### **Fatores que interferem no desempenho de um sistema de cobertura**

A habilidade de um sistema de cobertura seca de atuar de acordo com as premissas estabelecidas no projeto é uma função das propriedades dos materiais utilizados na cobertura, do resíduo e da resposta às condições atmosféricas atuantes. A importância das condições climáticas reside no fato de que a quantidade de drenagem ácida gerada em uma pilha é resultante, principalmente, da água de chuva que infiltra no resíduo. Nos climas secos, a evaporação potencial excede em grande escala a precipitação anual, de forma que a quantidade de efluente gerado tende a ser muito menor que nos climas úmidos, nos quais a precipitação anual excede a evaporação potencial. Esse comportamento se reflete nas características de projeto da cobertura.

O'Kane (2002) observa que muitos locais no Brasil considerados como de clima úmido exibem prolongados períodos de seca, nos quais pode ocorrer que a evaporação exceda a infiltração. Nessa situação, uma cobertura dimensionada para trabalhar em climas úmidos pode não ser completamente eficiente devido à dificuldade de manutenção do grau de saturação na camada argilosa.

É importante ter em mente que uma cobertura seca deve ter seu desempenho garantido ao longo de muitas décadas. Nas situações em que ela passa a exibir fissuras e trincas em decorrência das intempéries (erosão, degradação das propriedades do solo, perda de vegetação) e de fatores biológicos (raízes muito profundas, buracos de animais, etc.) a eficiência do sistema ao longo do tempo

pode vir a ser seriamente prejudicada. Esses aspectos devem ser levados em conta quando da execução do projeto de cobertura e da seleção dos materiais que comporão as camadas de proteção.

É igualmente importante ressaltar que, mesmo que uma cobertura venha a atuar satisfatoriamente no controle de minimização da DAM, ela não prescinde da necessidade de uma estação de tratamento da drenagem ácida. Isso ocorre porque existe um intervalo de tempo, às vezes da ordem de anos, no qual a acidez acumulada dentro do depósito de rejeitos é liberada através da drenagem.

## **ETAPAS DO PROJETO DE UM SISTEMA DE COBERTURA SECA**

Com base na pesquisa realizada acerca dos projetos de cobertura seca para controle da drenagem ácida de minas, observa-se que a obtenção de um sistema eficiente e economicamente otimizado requer um projeto prévio que envolva as seguintes etapas:

- Campanha de investigação de campo e laboratório;
- Construção de uma unidade piloto instrumentada com lisímetro e sensores, englobando:
  - modelagem computacional do balanço hídrico para definição da configuração do sistema de cobertura;
  - modelagem computacional do fluxo em meio não saturado para definição das dimensões do lisímetro;

Os aspectos gerais envolvidos em cada uma dessas etapas estão descritos nos itens a seguir.

## **CAMPANHA DE INVESTIGAÇÃO DE CAMPO E LABORATÓRIO**

O objetivo da investigação de campo e laboratório é identificar e classificar os resíduos de minas (estéreis e rejeitos) quanto ao potencial de geração de acidez, bem como os materiais disponíveis nas proximidades do depósito quanto ao potencial de utilização em sistemas de cobertura.



O primeiro passo para essa investigação consiste em uma visita de identificação à mina e às áreas adjacentes de forma a verificar-se a disponibilidade de materiais passíveis de serem utilizados na construção da cobertura. Nessa visita é também desejável que se identifique as dimensões finais do depósito de resíduos a ser coberto e que se faça uma cubagem dos depósitos que contenham material de interesse para cobertura.

Por materiais disponíveis entende-se não somente as jazidas de argila e areia, mas também as cinzas provenientes da queima do carvão, outros tipos de resíduos e os próprios rejeitos gerados na mineração (depois de certificado o baixo potencial de geração de acidez dos mesmos). Esses materiais podem ser grosseiramente agrupados nas categorias apresentadas na **Tabela 2**.

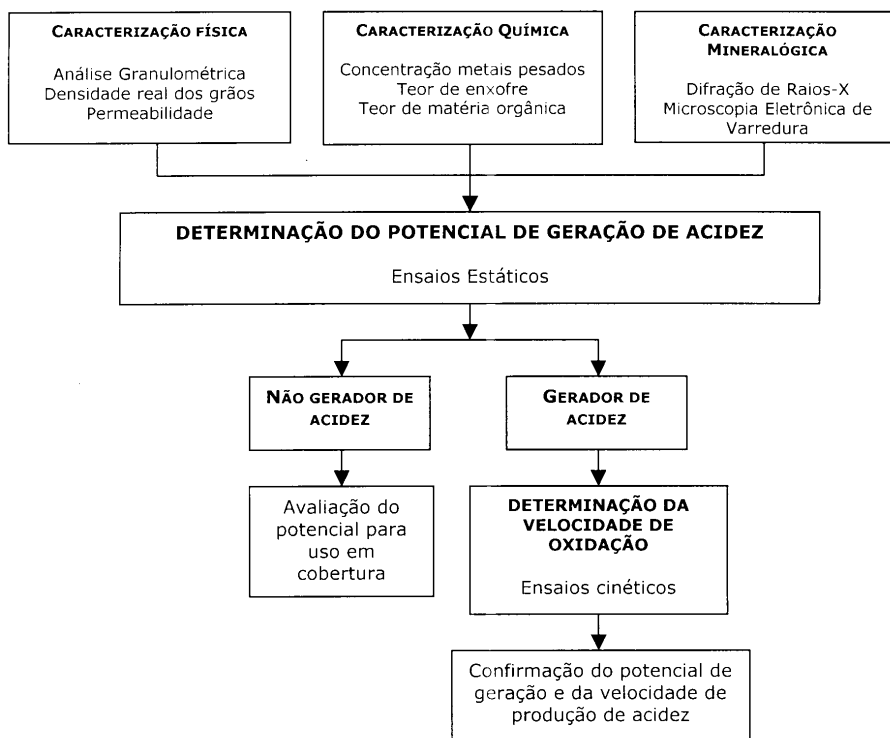
O segundo passo nos trabalhos de investigação de campo e laboratório consiste na amostragem dos resíduos e dos materiais de cobertura, bem como na realização de ensaios de caracterização de campo. Esses trabalhos envolvem atividades tais como escavação de poços, coleta de amostras para os ensaios geoquímicos e geotécnicos e realização dos ensaios de campo envolvendo, por exemplo, determinação do pH e condutividade elétrica dos solos e do rejeito, teor de umidade gravimétrico, permeabilidade "in situ", densidade de campo, entre outros. Informações adicionais tais como textura, umidade relativa, gradação, estrutura e fotos digitais também devem ser anotadas.

**Tabela 2.** Caracterização preliminar dos materiais com potencial de uso na cobertura (O'Kane, 2002)

<b>Material orgânico</b>	materiais ricos em matéria orgânica e nutrientes, os quais poderão ser utilizados na camada de suporte da vegetação
<b>Material bem graduado</b>	materiais desse tipo podem ser aplicados em coberturas que visam o armazenamento e liberação de água na camada de proteção das barreiras capilares
<b>Material argiloso ou silto/argiloso</b>	materiais para uso potencial na barreira argilosa de baixa condutividade hidráulica
<b>Material grosseiro</b>	materiais com potencial de uso na proteção contra erosão, especialmente em superfícies inclinadas

## Programa de ensaios de laboratório para os rejeitos e estéreis da mina

O programa de ensaios de laboratório para os rejeitos e estéreis pode seguir a seqüência apresentada no Fluxograma da **Figura 2**.



**Figura 2.** Programa de realização dos ensaios de laboratório para os rejeitos e estéreis

Os “ensaios estáticos” consistem nos ensaios que fornecem como resposta um balanço de massas entre as substâncias potencialmente geradoras de drenagem ácida e as substâncias potencialmente neutralizantes dessa acidez. Com base nos resultados desses ensaios pode-se avaliar, de forma preliminar, o potencial de geração de acidez de um dado material. Caso o mesmo não apresente risco de geração de acidez, ele pode ser aproveitado para fins de cobertura. Caso contrário, deve-se proceder aos ensaios cinéticos para avaliação mais detalhada de como isso ocorre e em qual velocidade.

O objetivo geral de realização dos ensaios cinéticos é predizer o potencial de drenagem ácida a longo prazo, simulando condições ambientais locais ao longo do tempo. Usualmente, os métodos cinéticos consistem no passo seguinte após a determinação do potencial de geração de acidez a partir dos ensaios estáticos. Dependendo da forma como forem montados, os ensaios cinéticos podem fornecer, como resposta:

- confirmação do potencial de geração de DAM;
- avaliação das taxas de oxidação de enxofre e de geração do ácido;
- determinação da relação entre o início da DAM e o esgotamento do potencial da neutralização;
- determinação do efeito das bactérias;
- avaliação do grau de metais lixiviáveis e indicativo das concentrações de cátions/ânions que se pode esperar nas drenagens ácidas;
- teste de seleção para avaliar e gerenciar os resíduos potencialmente geradores de acidez; determinação das áreas de disposição e estratégias de controle da drenagem ácida.

### **Programa de ensaios de laboratório para os materiais com potencial de uso na cobertura**

Uma sugestão para o programa dos ensaios de laboratório a serem realizados nos materiais para uso na cobertura está apresentado no Fluxograma da Figura 3. Tais ensaios têm por objetivo verificar se os materiais disponíveis apresentam as características necessárias ao bom desempenho de um sistema de cobertura seca.

## **PROJETO DE UNIDADE PILOTO INSTRUMENTADA**

### **Introdução**

Uma unidade piloto consiste na construção, em campo, de um sistema de cobertura de proporções bem menores que o sistema real a ser adotado quando do encerramento do depósito. A instrumentação desse sistema visa permitir a avaliação do desempenho de diferentes configurações de cobertura (tipo de material, número e espessura das camadas) de forma a se selecionar, com segurança, aquele que representa a maior eficiência ambiental ao menor custo.

O programa de monitoramento permite validar as hipóteses acerca dos mecanismos que controlam o comportamento da cobertura a médio prazo; comparar seu desempenho em relação ao previsto a partir de modelos matemáticos; avaliar a credibilidade do sistema adotado para fins de utilização no fechamento do depósito e desenvolver um banco de dados para calibrar códigos numéricos de forma a otimizar o sistema de cobertura.

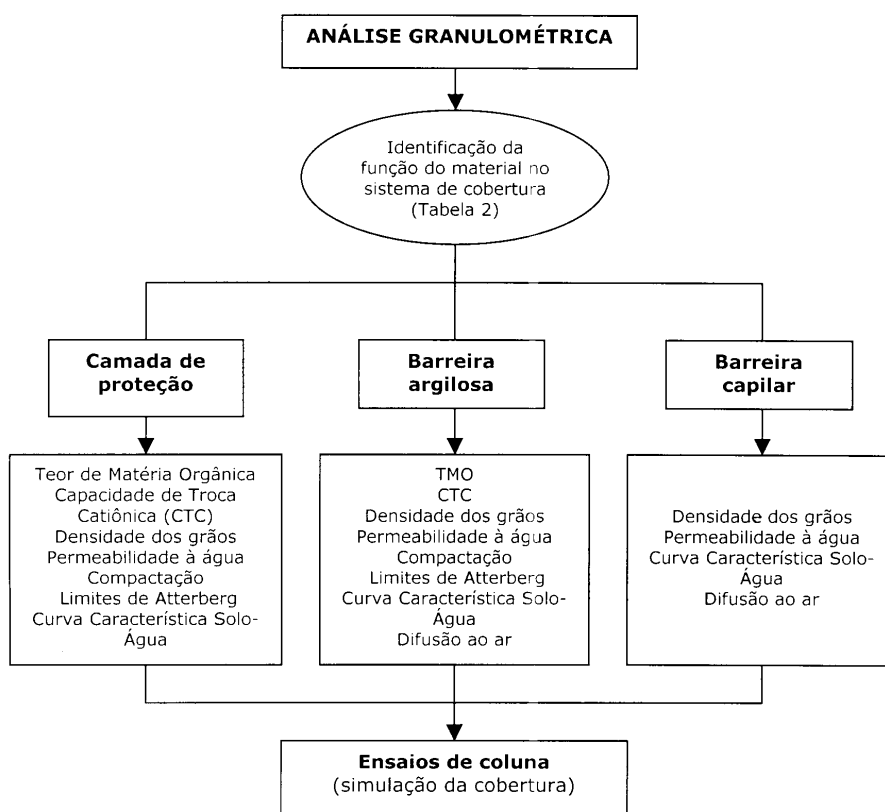


Figura 3. Fluxograma dos ensaios de bancada nos materiais de cobertura

A experiência internacional tem indicado a realização de 2 ou 3 unidades instrumentadas, com cerca de 30m x 30m cada. Tais unidades seriam monitoradas por um período de 2 a 5 anos de forma a caracterizar o comportamento durante os períodos de seca e chuva. Embora pareça um tempo extremamente longo, ele será plenamente factível desde que o empreendedor se conscientize da necessidade de fazê-lo durante o tempo de operação da mina e anos antes de se esgotar a capacidade de armazenamento do depósito. Planejado dessa forma, à época do encerramento da atividade, as opções mais adequadas à reabilitação da área já serão conhecidas e poderão ser adotadas sem maiores contratemplos. Essa postura tem por objetivo minimizar os custos elevados e/ou os danos ambientais usualmente decorrentes da falta de planejamento do fechamento de minas.

Todos os componentes do sistema de cobertura devem ser monitorados e devidamente avaliados quanto ao comportamento no campo. A instrumentação deve ser instalada para monitorar o resíduo que está sendo coberto, cada camada de solo que compõe o sistema de cobertura e o clima. Cada instrumento deve ser escolhido e instalado para obter um resultado específico. As unidades instrumentadas são projetadas de forma a acoplar instrumentos de medição dos componentes do balanço hídrico bem como do ingresso de oxigênio.

A **Tabela 3** apresenta os parâmetros freqüentemente avaliados em um sistema de cobertura, os equipamentos normalmente utilizados e sua localização.

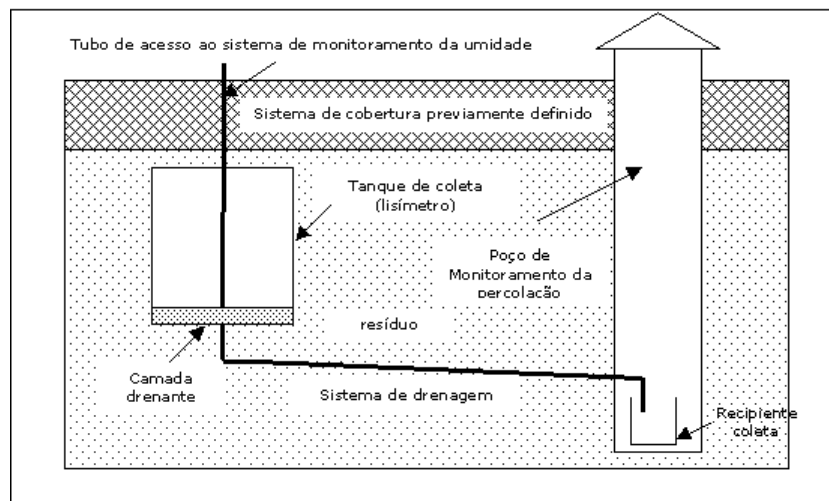
PARÂMETRO MEDIDO	MÉTODOS DE MEDIDA	LOCAL UTILIZADO
1. Precipitação	Pluviômetro e pluviógrafo	Os equipamentos de 1 a 8 normalmente são agrupados em uma estação meteorológica localizada em local próximo à área piloto ou à cobertura implantada. Sugere-se a aquisição de uma estação completa com sistema automático de aquisição de dados.
2. Temperatura do ar	Termômetro seco, termômetro úmido, termômetro de máxima, termômetro de mínima, higrógrafo ou biotermógrafo	
3. Vento	Catavento tipo Vindó, anemômetro, anemógrafo e anemômetro eletrônico	
4. Evaporação	Evapotranspômetro de Piche e Tanque Classe A	
5. Pressão do ar	Barômetro, barógrafo e microbarógrafo	
6. Umidade relativa	Higrômetro, Psicrômetro	
7. Insolação	Heliógrafo tipo STOKES-CAMPBELL	
8. Radiação solar	Piranógrafo ou Actinógrafo, e o piranômetro	
9. Teor de umidade	TDR (Time domain reflectometry); FDR (Frequency domain reflectometry); Sonda de Neutrons	
10. Sucção (poro-pressão negativa)	Bloco de gesso ou cerâmico, tensiômetro; Sensor de condutividade térmica; Psicrômetro; Placa de pressão; Método do papel filtro; Dessecador	
11. Poro pressão positiva	Psicrômetro	
12. Temperatura no solo	Termopar e Termoresistor	
13. Concentração de oxigênio	Coleta de amostras e análise em analisador de oxigênio	
14. Infiltração	Lisímetro	

**Tabela 3.** Parâmetros medidos e instrumentos utilizados para monitoramento de sistemas de cobertura

Os dados de sucção, poro-pressão, temperatura e concentração de oxigênio são obtidos mediante a instalação de instrumentos no solo e/ou resíduo. Para medida dos parâmetros climáticos, é suficiente a instalação de uma única estação meteorológica em local próximo à cobertura. No entanto, para avaliação do comportamento da cobertura e do resíduo, sugere-se a utilização de três ou mais equipamentos posicionados em diversas profundidades de forma a se obter um perfil dos parâmetros medidos (p.e. concentração de oxigênio, umidade ou sucção).

### Instalação de lisímetros de campo

Enquanto os parâmetros de 1 a 13 da Tabela 3 são medidos através de sensores adquiridos em empresas especializadas e adequadamente instalados na unidade piloto, a taxa de infiltração da água de chuva (parâmetro 14) é obtida através da instalação de lisímetros de campo. Os lisímetros consistem de caixas coletoras de líquidos (água de chuva, percolados de aterros de resíduos, etc.), de dimensões apropriadas, as quais permitem o cálculo da infiltração e/ou da produção de contaminantes mediante a coleta e análise do percolado. Os lisímetros são construídos no campo e suas dimensões e posicionamento no interior do depósito a ser instrumentado devem projetados de acordo com as características específicas do local (solo, clima, tipo de resíduo, etc.). Os lisímetros podem medir apenas a infiltração líquida ou serem equipados para medida da umidade do solo e outros parâmetros apresentados na Tabela 3. Segundo O'Kane (2002), o estado - da - arte na construção de lisímetros de campo instrumentados compreende a instalação dos componentes apresentados no esquema da **Figura 4**.



**Figura 4.** Desenho esquemático de lisímetro de campo para medida da infiltração (modificado de O'Kane, 2002)

## **Determinação da configuração do sistema de cobertura**

Para determinação da configuração do sistema de cobertura a ser utilizado na unidade piloto deve ser realizada modelagem numérica do balanço hídrico. O objetivo dessa modelagem é (O’Kane, 2002):

- comparar o desempenho de sistemas alternativos (sistema de uma única camada, sistema de várias camadas e determinação da espessura das camadas);
- prever a percolação líquida da umidade para o interior do resíduo;
- avaliar a habilidade de diferentes configurações do sistema de cobertura de limitar a entrada de oxigênio atmosférico para o interior do resíduo.

Segundo o referido autor, a modelagem do balanço hídrico na cobertura consiste de 3 estágios: 1) modelagem preliminar; 2) modelagem detalhada e 3) análise de sensibilidade.

A *modelagem preliminar* é conduzida com a finalidade de se determinar quais as alternativas de sistema de cobertura possuem maior chance de sucesso, onde “sucesso” refere-se à habilidade do sistema de limitar a percolação líquida da chuva e o ingresso de oxigênio atmosférico para dentro do resíduo. Essa modelagem envolve a variação da espessura e o número das camadas dos materiais disponíveis na região sendo utilizados, em geral, condições climáticas “médias” e propriedades “médias” dos materiais.

A *modelagem detalhada* é realizada para o sistema de cobertura que se apresentou mais promissor na modelagem anterior. O comportamento de longo prazo desse sistema é avaliado através de uma análise estatística das condições climáticas anuais obtidas a partir dos registros das estações meteorológicas locais. Esse enfoque estatístico permite determinações mais confiáveis de períodos de chuva e seca prolongados (eventos extremos). A determinação da percolação líquida para cada ano registrado fornece a base necessária para o cálculo dos valores de percolação líquida para diferentes períodos de recorrência. Esses dados são então utilizados na modelagem do fluxo de água dentro da cobertura e do resíduo.



A *análise de sensibilidade* referente às condições climáticas e às propriedades dos materiais é realizada para a alternativa de cobertura que se apresentou mais promissora. Nessa análise avalia-se o desempenho da cobertura frente às seguintes condições:

- Eventos extremos (seca prolongada e chuva prolongada);
- Possível variação nas propriedades dos materiais encontrados no campo;
- Variações nas condições *in situ* dos materiais devido aos fatores biológicos, físicos e químicos (caso seja possível quantificar).

Os modelos utilizados para esse fim são modelos de balanço hídrico que consideram o acoplamento solo-atmosfera. Esses modelos englobam, além das propriedades do solo, condições de fluxo tais como infiltração, evaporação, evapotranspiração, vegetação, etc. a fim de determinar o balanço hídrico da forma mais realista possível (Swanson, 1995). Um modelo que tem sido internacionalmente utilizado para esse fim é o SoilCover. O modelo foi inicialmente desenvolvido no Departamento de Engenharia Civil da Universidade de Saskatchewan, Canadá, com apoio financeiro do CANMET. As versões mais recentes (4.0 em diante) foram desenvolvidas pelo Geo-Analysis, 2000. Ltd. e foram incluídas em um modelo mais completo, denominado Vadose.

### **Determinação das dimensões do lisímetro**

Para que a água coletada pelo lisímetro corresponda de fato à quantidade de água que infiltra dentro do depósito de resíduos ou através do sistema de cobertura piloto, deve-se levar em conta os seguintes aspectos (O’Kane, 2002; Bews et al. 1997):

#### **1. Quanto ao material de preenchimento:**

- O lisímetro deve ser preenchido com material representativo do material que compõe o depósito a ser instrumentado. Materiais de granulometria mais fina ou mais grossa podem provocar alteração no regime de fluxo dentro do depósito, resultando em medidas de infiltração diferentes das reais. Nos casos em que os lisímetros visam não somente a medida do fluxo, mas também a medida da taxa de produção de acidez, o material de preenchimento do lisímetro deve ser, necessariamente, o próprio resíduo reativo.

## 2. Quanto às dimensões do lisímetro e posicionamento no interior do depósito

– **área da seção transversal** – a área da seção transversal não influencia no comportamento em relação ao fluxo. No entanto, ela deve ser calculada de forma a permitir a coleta de material em quantidade suficiente para as análises químicas do percolado. A determinação desse parâmetro depende dos ensaios geoquímicos de caracterização do resíduo (teor de sulfetos; potencial de neutralização, etc.) bem como da velocidade de oxidação em laboratório (Fluxograma da Figura 2).

– **altura da parede** – a altura da parede do lisímetro deve ser tal que não interfira nas condições de fluxo de água para dentro do lisímetro – o lisímetro não deve perder água para o material do entorno ou vice-versa;

– **profundidade de instalação do lisímetro** – os chamados “lisímetros rasos” são os mais adequados para medida do fluxo. No entanto, a profundidade de instalação do tanque de coleta deve ser tal que o fluxo no interior do mesmo não seja influenciado pela troca de umidade entre o resíduo e a cobertura (lisímetro instalado muito próximo da cobertura). Assim como ocorre com a diferença de granulometria, o posicionamento dos lisímetros pode alterar as condições de fluxo no interior do depósito, fazendo com que se obtenha dados irreais de infiltração através da cobertura. Em geral, para a determinação da profundidade de instalação deve proceder a uma simulação do fluxo bidimensional saturado/não saturado dentro do lisímetro. Para tanto, são utilizados modelos computacionais tais como o SEEP/W, o HELP e o Vadoze.

## CONSIDERAÇÕES GERAIS

Os lisímetros de campo podem ser instalados antes da construção do sistema de cobertura definitivo ou em unidades piloto instrumentadas. No presente trabalho eles foram considerados como parte integrante de um projeto de cobertura seca e, portanto, instalados em unidade piloto.

A idéia básica de um sistema de cobertura colocado sobre depósito de material reativo é de reabilitação ambiental das áreas mineradas. Dessa forma, o desempenho a longo prazo visa garantir um controle da contaminação das águas superficiais e subterrâneas, a partir desses depósitos. Exigências adicionais tais como minimização da erosão, estabilidade da estrutura quanto aos deslizamentos e estabelecimento de um meio adequado para crescimento da vegetação também devem ser levadas em conta quando da execução do projeto.

## BIBLIOGRAFIA

- BARBOUR, S.L. 1990. **Reduction of acid generation through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers**. Discussion. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 27, pp. 298-401
- DANIEL, D.E. 1998. Landfills for Solid and Liquid Wastes. *Third International Congress on Environmental Geotechnics*, v.4, pp. 1231-1246.
- DANIEL, D.E. & BOWDERS, J.J. 1997. Waste Containment Systems by Geosynthetics". *Second International Congress on Environmental Geotechnics*, v.3, pp. 1275-1291, Osaka, Japan, 5-8, Nov., Balkema Publ. Rotterdam, The Netherlands.
- DANIEL, D.E. & KOERNER, R.M. 1993. **"Cover Systems"**. In: Daniel, D.E. (ed.) *Geotechnical Practice for Waste Disposal*, 1 ed., chapter 18, London, UK, Chapman & Hall
- MEND 2.21.3a. 1997. Review of soil cover technologies for acid mine drainage – a peer review of the Waite Amulet and Heath Steele soil covers. July.
- NICHOLSON, R.V.; GILLHAM, R.W. ; CHERRY, J. 1989. **Reduction of Acid Generation in Mine Tailings through the use of Moisture-Retaining Cover Layers as Oxygen Barriers**, *Canadian Geotechnical Journal*, 26(1): 1-8.
- O'KANE M. 1996. **Instrumentation and monitoring of an engineered soil cover system for acid generating mine waste**. *M.Sc. Thesis*. Department of Civil Engineering, University of Saskatchewan, Saskatchewan, Canada, p. 267.
- O'KANE M.; Ayres, B.; Christensen, D. and Meiers, G.; 2002. **CANMET – CETEM Manual on Cover System Design for Reactive Mine Waste**, OKC Report No. 689 – 01, June 2002.
- SHACKELFORD, C.D.1997. **Modelling and analysis in environmental geotechnics: an overview of practical applications**. *Second International Congress on Environmental Geotechnics*, v.2, pp. 1375-1403, Osaka, Japan, 5-8, Nov., Balkema Publ. Rotterdam, The Netherlands.

STORMONT, J.C., MORRIS, C.E., FINLEY, R.E. 1996. **Capillary barriers for covering mine wastes**. *Proceedings of the 3<sup>rd</sup> International Conference on Tailings and Mine Waste*, pp. 201-210, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, Balkema, Rotterdam, The Netherlands.

SWANSON, D.A.; BARBOUR, S.L.; WILSON, G.W. & O'KANE, M. 1995. **Modelling the performance of engineered soil cover for acid generating mine waste**. *Conference on Mining and Environment – Sudbury '95*, Sudbury, Ontario.

YANFUL, E.K. 1993. **Oxygen diffusion through soil covers on sulfidic mill tailings**, *ASCE, Journal of Geotechnical Engineering*, 119 (8):1207-28.

---

*Endereço para Correspondência: / Mailling Address:*

Vicente Paulo de Souza<sup>1</sup>; Laura De Simone Borma<sup>2</sup>; Rose Mary Gondim Mendonça<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Serviço de Tecnologias Limpas, Coordenação de Inovação Tecnológica  
Centro de Tecnologia Mineral

<sup>2</sup>LNCC

E-mail: lborma@lncc.br

<sup>3</sup>COPPE/Universidade Federal do Rio de Janeiro

E-mail: rosemary@geotec.coppe.ufrj.br

CETEM - Av. Ipê, 900 Ilha da Cidade Universitária 21921-590 RJ Brasil

Tel: 55 21 3865-7288

Fax: 55 21 2590-3047

E-mail: vpsouza@cetem.gov.br

## Reabilitação de Áreas Degradadas e Fechamento de Minas da CVRD

---

Lott, C.P.M.; Bessa, G.D.; Vilela, O.



### RESUMO

Na visão da Companhia Vale do Rio Doce, a reabilitação ambiental é a busca de uma condição ambiental estável, a ser obtida em conformidade com os valores estéticos e sociais da circunvizinhança. Esta atividade tem por objetivo dar um determinado uso para o sítio interferido, de acordo com o plano preestabelecido para o uso do solo, além de conferir a referida estabilidade ao meio ambiente. Programas de reabilitação requerem o planejamento e a execução de trabalhos que envolvem geotecnia, processos biológicos (revegetação) e, em alguns casos, hidrogeologia. Este processo ainda inclui a manutenção e o monitoramento destas áreas, após a implantação dos projetos. O objetivo deste trabalho é demonstrar como a CVRD vem abordando o tema reabilitação de áreas degradadas e fechamento de minas, e apresentar como resultado alguns exemplos de minas e áreas já reabilitadas pela empresa.

## **INTRODUÇÃO**

A atividade mineira tem sido vital para o desenvolvimento da humanidade e do crescimento industrial e tecnológico. Os minerais e metais são a base essencial dos grandes inventos e estão presentes no dia-a-dia do homem moderno. A necessidade da interferência no meio ambiente, dado à possibilidade de se conjugar as ações do homem ao meio em que vive, através da adoção de práticas ambientais que se adaptam de forma crescente, não deve ser obstáculo para o desenvolvimento da indústria mineira. Tal atividade deve consolidar-se no contexto do Desenvolvimento Sustentável, crescer com base no aproveitamento racional dos recursos, procurando um equilíbrio sistemático entre o homem-recurso-território.

O desenvolvimento sustentável é uma proposta de longo prazo na qual a boa administração dos recursos e o meio ambiente são componentes essenciais, os quais estão refletidos em princípios fundamentais orientados aos aspectos sociais, econômicos e ambientais de toda atividade. A Companhia Vale do Rio Doce está comprometida com esta proposta e considera a qualidade ambiental das atividades, dos produtos e dos serviços um fator fundamental para sua competitividade. E objetivando o controle e minimização do impacto causado pela mineração, a CVRD pratica constantemente a reabilitação de áreas degradadas.

## **REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Um dos problemas centrais do desmatamento no Brasil é que ele resulta no estabelecimento de sistemas de uso da terra não sustentados, que dão origem à "áreas degradadas", caracterizadas pelo alto nível de deterioração ambiental e pequena capacidade de suporte humano (FAO, 1985).

A maior parte das áreas degradadas nos Neotrópicos é resultado de sistemas inapropriados de uso da terra que geram ganhos econômicos em curto prazo com um alto custo de degradação ambiental e subdesenvolvimento sócio-econômico em longo prazo. Existem duas categorias principais de áreas degradadas, dependendo da cobertura de vegetação: florestas secundárias e pastos abandonados. Além destes, destacam-se as áreas degradadas por atividade de mineração.

Segundo Oldeman (1994), citado por Dias & Griffith (1998), os fatores de degradação de solo, em ordem decrescente de participação relativa nas áreas degradadas no mundo são:

1. superpastejo da vegetação (34,5% das áreas mundiais degradadas);
2. desmatamento ou remoção da vegetação natural para fins de agricultura, florestas comerciais, construção de estradas e urbanização (29,4%);
3. atividades agrícolas, incluindo ampla variedade de práticas agrícolas, como uso insuficiente ou excessivo de fertilizantes, uso de água de irrigação de baixa qualidade, uso inapropriado de máquinas agrícolas e ausência de práticas conservacionistas de solo (28,1%);
4. exploração intensa da vegetação para fins domésticos, como combustível, cercas etc., expondo o solo à ação dos agentes de erosão (6,8%); e
5. atividades industriais ou bioindustriais que causam poluição do solo (1,2%).

A conceituação de área degradada é bastante discutida nos meios técnicos e acadêmicos, admitindo-se várias definições de acordo com o enfoque desejado. Assim, poderíamos dizer que, a degradação ocorre quando a vegetação e fauna originais são destruídas, removidas ou expulsas, a camada fértil do solo é perdida, removida ou enterrada e a qualidade de vazão do sistema hídrico for alterada (Teixeira & Silva Jr., 1994).

Carpanezzi et al. (1990) apresentam uma definição mais precisa: ecossistema degradado é aquele que após distúrbios, teve eliminado, juntamente com a vegetação, os seus meios de regeneração bióticos como o banco de sementes, banco de plântulas, chuvas de sementes e rebrota. Apresenta, portanto, baixa resiliência, isto é, seu retorno ao estado anterior pode não ocorrer ou ser extremamente lento. Já o ecossistema perturbado, é aquele que sofreu distúrbios, mas manteve meios de regeneração bióticos. A ação humana não é obrigatória, mas auxilia na sua recuperação, pois a natureza pode se encarregar da tarefa. Nos degradados, a ação antrópica para a recuperação é necessária, pois eles já não dispõem daqueles eficientes mecanismos de regeneração.

Nas atividades de mineração as principais fontes de degradação são: a deposição de resíduos ou rejeitos decorrente do processo de beneficiamento e a deposição do material estéril ou inerte, não aproveitável, proveniente do decapeamento superficial (IBRAM, 1987). Além dessas fontes, outras que podem

ser citadas são: lançamento de lixo, de esgoto sanitário, vazamentos ou derrames de óleos, ácidos e outros produtos, além da contaminação por elementos radioativos e a poluição visual ou estética do local.

Os objetivos da recuperação de uma determinada área degradada devem atender requisitos individuais e o plano estabelecido deve deixar claro, previamente, o nível desejado de recuperação. Existem diversos usos potenciais para os quais as áreas degradadas podem ser destinadas, como o cultivo/pastagens, reflorestamento, área residencial ou urbana, parques e áreas de recreação, ou simplesmente, abandoná-las à sucessão vegetal (Griffith, 1980).

A vegetação pode ser um elemento de atuação e utilização nos programas de recuperação de áreas degradadas, assumindo diferentes funções, de acordo com a situação encontrada (Fonseca, 1989). Dentre as alternativas, o reflorestamento para fins múltiplos envolve um maior número de benefícios, tanto sociais como ecológicos. Todavia, e sempre de acordo com um plano estabelecido, o destino final da área deverá ser objeto de uma análise conjunta dos componentes sociais, ecológicos e econômicos envolvidos.

É preciso ter bem em mente qual é o objetivo inicial da recuperação, pois as áreas degradadas podem tanto ser "restauradas" como "reabilitadas" (Cairns, 1988; Viana, 1990). Restauração refere-se à série de tratamentos que buscam recuperar a forma original do ecossistema, isto é, sua estrutura original, dinâmica e interações biológicas. Ela é geralmente recomendada para ecossistemas raros e ameaçados, geralmente demanda mais tempo e resulta em maiores custos. Reabilitação refere-se à série de tratamentos que buscam a recuperação de uma ou mais funções do ecossistema. Essas funções podem ser produção econômica e/ou ambiental.

Geralmente, as principais justificativas para os reflorestamentos de proteção ambiental envolvem a recuperação imediata, tanto quanto possível, dos benefícios ambientais. Essa questão muitas vezes não é analisada coerentemente, e a restauração da forma (composição e diversidade de espécies, estrutura trófica, fisionomia, dinâmica, etc.), torna-se prioritária frente à recuperação dos serviços do ecossistema, ou seja, sua função ambiental (Viana, 1990).

Vários autores procuraram sistematizar as técnicas de recuperação de áreas degradadas (Willians, 1982; Griffith, 1992; Silveira et al., 1992; Adeam, 1990; Daniels, 1994; Pompéia, 1994; Jesus, 1994; Griffith et al., 1996), todavia os



sistemas devem ser específicos para cada situação, contemplando entre outros fatores, a localização, clima, topografia, estabilidade do terreno, solo, vegetação e a natureza do(s) agente(s) causador(es) da degradação. É fato que, depois de planejado, o escopo do sistema a ser adotado, passa por alterações no decorrer da implantação das atividades previstas, assim como nas suas manutenções, dando uma dinâmica toda especial as técnicas de recuperação.

As técnicas existentes para utilização da vegetação como um agente recuperador de áreas degradadas são relativamente recentes e envolvem a regeneração natural, o plantio de espécies arbóreas e arbustivas e a hidrossemeadura (Silva, 1993).

Cada situação deve ser analisada para escolha da técnica mais adequada e não raros são os exemplos em que todas elas são utilizadas na mesma área. Jesus (1994) ainda recomenda, além da implantação propriamente dita, a necessidade indispensável da manutenção, visando garantir o estabelecimento dos plantios realizados e que devem se estender, pelo menos, por dois anos.

Na recuperação de áreas degradadas ao longo de ferrovias e reservatórios de água, assim como na implantação de cinturões verdes, são utilizados os procedimentos de plantio de árvores para resgate de biodiversidade, contenção de erosão, florestas de produção e amenização paisagística (FRDSA, 1992; FRDSA, 1993; Jesus et al., 1984; Jesus & Engel, 1989; Jesus, 1992).

Nestes trabalhos, os autores recomendam a recuperação através da implantação e manutenção dos plantios realizados, sendo que na implantação estão incluídas as atividades de preparo do solo, controle das formigas cortadeiras, coveamento, adubação e plantio. As manutenções são realizadas visando garantir o estabelecimento dos plantios realizados e são recomendadas normalmente durante os dois ou três anos subseqüentes ao plantio. Neste período estão incluídas as atividades de roçada manual, coroamento, controle daquelas formigas e o replantio.

## **A REABILITAÇÃO AMBIENTAL NAS ÁREAS DA CVRD**

Entende-se por reabilitação, a busca de uma condição ambiental estável, a ser obtida em conformidade com os valores estéticos e sociais da circunvizinhança. Esta atividade tem por objetivo dar um determinado uso para o sítio interferido, de acordo com o plano preestabelecido para o uso do solo,

além de conferir a referida estabilidade ao meio ambiente. Programas de reabilitação requerem o planejamento e a execução de trabalhos que envolvem geotecnia, processos biológicos (revegetação) e, em alguns casos, hidrogeologia. Este processo ainda inclui a manutenção e o monitoramento destas áreas, após a implantação dos projetos.

Conforme determina a legislação brasileira, em especial a Constituição Federal, o empreendedor tem a obrigação de reabilitar as áreas degradadas. Na CVRD tal obrigação já vem sendo atendida, parcialmente, durante a fase de exploração da mina, através da aplicação de recursos (custeio) na contenção de taludes e tratamento das áreas adjacentes (barragens e depósitos). Entretanto, quando do encerramento da vida útil de uma mina, ou frente de lavra, deve ser realizada a reabilitação definitiva da área, que culmina com a sua devolução para o superficiário (descomissionamento).

Um dos quesitos impostos ao minerador, para a obtenção da licença ambiental de operação, é a apresentação do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), que estabelece, em linhas gerais, os programas de recuperação a serem adotadas durante a lavra e após a exaustão da jazida.

No entanto, para se dimensionar o valor necessário à reabilitação final, há necessidade de formular os projetos de engenharia. Com este documento, poderão ser então adotadas as providências precedentes à execução das obras de encerramento e reabilitação, com destaque para a obtenção da aprovação do Plano de Reabilitação da Área Degradada (PRAD) que será de fato implantado, concedida pelo órgão de licenciamento ambiental. A revegetação é um dos elementos dos programas de recuperação de áreas degradadas, e pode conter diferentes rotas de ação, de acordo com a situação encontrada.

Os estudos voltados para a obtenção de um sistema cada vez mais eficaz de reabilitação, envolvem esforços internos e externos à CVRD, com a participação de entidades de pesquisa, abrangendo os mais diversos temas (geotecnia, hidrogeologia, biologia etc.). A CVRD trabalha com espécies vegetais que aceleram o processo de "colonização vegetal". Isto envolve até mesmo a aplicação de bactérias especiais, que entram em simbiose com estas plantas, e são promotoras da sintetização do nitrogênio, essencial para o desenvolvimento da vida (a fixação do nitrogênio é realizada no solo por bactérias de vida livre ou por bactérias simbiotes (*Rhizobium* e *Frankia*) associadas com as raízes das plantas superiores).

A recuperação é alcançada por meio de técnicas que ponderam as condições de fertilidade e estrutura dos substratos pós-lavra, como também das diretrizes de usos futuros, consideradas as determinações legais. Destaca-se que, a aplicação de serapilheira, de acordo com a possibilidade local, sempre terá prioridade, pela destacada “eficiência ambiental” (só há limitações de disponibilidade e distância).

A meta dos trabalhos consiste em instalar uma sucessão natural nas áreas degradadas, de forma mais natural possível. Entende-se que a sucessão natural é a forma mais coerente para alcançar estágios serais maduros, autóctones e representativos regionalmente. Além das vantagens ecológicas deste método, figura a vantagem da redução de custos de revegetação, que permite, por outro lado, investimentos maiores no manejo e monitoramento posterior sobre as áreas em sucessão.

Sabe-se que a semente é o melhor meio de propagação das espécies arbóreas, pois são mais econômicas, transmitem as características genéticas da árvore-mãe, seu transporte é facilitado e a sanidade é mais controlável. Em função das propriedades do entorno da área em tela, é possível trabalhar com sementes de ciclo longo (normalmente composta por espécies autóctones) e/ou de explosão (estas podem ser exóticas, mas têm um papel específico – de curto prazo, a desempenhar).

O sucesso de projetos de recuperação de áreas degradadas (RAD) reside, principalmente, na disponibilidade de recursos, no poder de resiliência da área e na capacidade que a equipe técnica possui em adequar tais recursos às estratégias de recuperação de cada área específica.

Um dos grandes entraves desses programas de RAD é a disponibilidade de sementes em quantidade e qualidade desejáveis (um problema limitante é o fornecimento de sementes de boa qualidade fisiológica e genética para garantir êxito nos plantios) e esse problema se agrava ainda mais, quando se coloca em evidência as espécies nativas como agentes de recuperação dessas áreas.

A CVRD está optando pelo plantio direto de sementes, ao invés do tradicional plantio de mudas, o que leva a uma redução de custos com a instalação e manutenção de viveiro, mão-de-obra, abertura de covas, transporte das mudas, capinas, roçadas, combate à formiga, e outros custos envolvidos.

No caso específico da Floresta Nacional (FLONA) de Carajás, sabendo-se do seu potencial florístico e da carência de estudos científicos sobre a fenologia, biologia reprodutiva (florescimento, frutificação), maturação e dispersão de sementes de determinadas espécies ocorrentes em fisionomias específicas dessa Unidade de Conservação, é que decidiu-se pela implantação de um Plano de Coleta, Beneficiamento, Armazenamento e Pesquisa de Sementes para a região da FLONA. Esse plano, além de atender a demanda dos programas de RAD, será agente de geração e transferência de conhecimento e tecnologia no manejo de espécies potenciais regionais.

Como o objetivo final do Programa é gerar propágulos de espécies nativas, para serem utilizados nos projetos de recuperação de áreas degradadas da CVRD, surgiu a idéia de agregar a ele a pesquisa de germinação de estacas e outros proágulos (não apenas sementes) para testes de germinação e propagação de espécies nativas especiais de herbáceas (cipós, por exemplo), arbustivas e arbóreas (de difícil propagação ou que apresentem baixa disponibilidade de sementes), samambaias colonizadoras de taludes de mineração e gramíneas.

Em outras regiões do Brasil a CVRD também já vem realizando recuperações de áreas degradadas utilizando sementes. Dado a geração de massa verde e condicionamento de solo gerados a partir das sementes, proporciona-se condições para a “entrada” de espécies nativas provenientes de banco de sementes próximos e resiliência local.

## **O FECHAMENTO DE MINAS NA CVRD**

A reabilitação ambiental pode não ser encarada como uma atividade a ser projetada e executada ao final das atividades de uma mina, mas sim como um processo contínuo, que ocorre desde o planejamento da mineração até após o fechamento desta. Os custos das atividades de reabilitação ambiental podem ser reduzidos, caso as atividades de mineração sejam planejadas prevendo-se, desde o início das operações, o fechamento da mina.

O fechamento de uma mina é normalmente requerido no momento a partir do qual a operação deixa de ser viável economicamente, quando o fluxo de caixa se torna negativo e quando o valor dos ativos está abaixo das despesas requeridas para alcançar os objetivos das exigências da regulamentação.

O objetivo do fechamento de minas no âmbito da reabilitação é estabilizar as condições geoquímicas e geotécnicas de áreas mineradas\*, com o intuito de proteger a saúde e segurança públicas, além de minimizar e prevenir qualquer degradação ambiental em curso.

A CVRD otimiza as atividades de reabilitação ambiental executando-as concomitantemente às operações, e ainda, provisiona recursos para as atividades necessárias quando do fechamento de suas minas. Assim, apresentam-se em seguida, diversos casos de sucesso e aprendizado contínuo como conclusão da filosofia e atitudes exercidas pela empresa.

### **PRAD da extinta mina de ferro de Piçarrão**

A Mina de Ferro de Piçarrão operou no período de abril de 1.976 a setembro de 1.985. A partir de então, foram executados alguns pequenos serviços para a sua reabilitação ambiental e, portanto, houve necessidade de elaboração de um programa integral de recuperação ambiental.

Este programa foi iniciado em setembro de 2000, e a sua implantação se encerra em 2003. Em seqüência, ter-se-á, 3 anos de manutenção e custeio. A área em recuperação é de 160ha, e localiza-se no município de Nova Era em Minas Gerais.



**Figura 1.** Imagens “antes (2000) e depois (2002)” da recuperação ambiental de uma grande voçoroca na mina de Piçarrão

*\*Entende-se por área minerada, de acordo com as Normas Reguladoras de Mineração do DNPM - NRM 21, toda área utilizada na atividade mineira, tais como a própria mina, os depósitos de estéril e de rejeitos, as áreas construídas, as vias de circulação e demais áreas de servidão.*

### **PRAD da extinta mina de ouro de Maria Preta**

A mina de Maria Preta iniciou suas atividades operacionais em 1990, com lavra a céu aberto e tratamento em uma usina CIP (carbon in pulp). Posteriormente parte do minério passou a ser tratado através de lixiviação em pilhas. Em setembro de 1996 a mina foi paralisada, tendo sido produzidos 3.563 Kg de ouro.

A implantação do programa de reabilitação ambiental iniciou-se em 2000, e deverá estar concluída em 2003. Em seguida, serão aproximadamente 5 anos entre manutenção e custeio. A área em recuperação é de 81 ha localizada no município de Santa Luz, no Estado da Bahia.



**Figura 2.** Imagens “antes (1997)” e “depois (2002)” da reconformação e revegetação no Lago de Rejeito de Maria Preta

### **PRAD da extinta mina de ouro de Caeté**

A mina de Caeté, operou de junho de 1996 a 2001, em lavra a céu aberto, com o minério sendo tratado através de lixiviação em pilhas. Foram movimentadas 1.359.000 t de minério, 10.700.882 t de estéril, com uma produção de 2.110 Kg de ouro.

A Reabilitação da mina de Caeté foi iniciada em 2002, e a sua implantação ainda se estenderá ao longo do ano de 2003. Nos 5 anos subsequentes serão realizadas manutenções nos 79 ha que foram reabilitados nos municípios de Caeté e Santa Bárbara em Minas Gerais.



**Figura 3.** Imagens “antes (2001) e depois (2003)” da reabilitação ambiental em taludes na mina de Caeté

#### **PRAD da extinta mina de ouro de Riacho dos Machados**

A mina de Riacho dos Machados iniciou suas atividades em 1989 e encerrou em 1997, com lavra a céu aberto. O minério foi tratado por lixiviação em pilhas (HL). Neste período foram movimentados 3.220.000 t de minério, 6.878.739 t de estéril e produzidos 4.825 Kg de ouro.

A implantação do PRAD se concentrou no ano de 2002, e nos próximos anos serão realizadas manutenções. Foram 60 ha recuperados em Riacho dos Machados, situado no Estado de Minas Gerais.



**Figura 4.** Áreas em reabilitação (2002 e 2003) na mina de Riacho dos Machados

### PRAD da extinta mina de ouro de Almas

A mina de Almas, localizada no Município de Almas, Estado do Tocantins, iniciou suas atividades operacionais em junho de 1996, encerrando-as em março de 2001. Neste período foram produzidos 2.699 Kg de ouro, tendo sido lavrados e processados, 1.604.000 t de minério e 3.335.000 t de estéril. A mina foi explorada a céu aberto, sendo o minério beneficiado através de lixiviação em pilhas. A implantação do programa de reabilitação foi iniciada em 2001, e finalizada em 2002, com revegetação de 42ha.



**Figura 5.** Imagens ANTES: (2001) Tanques de lixiviação, com a Planta em fase final de operação e DEPOIS: (2002) Área toda coberta com material das pilhas lixiviadas e com uma camada de 50 cm de solo para viabilizar a vegetação.

### BIBLIOGRAFIA

- ADEAM. Atividades de recuperação de áreas degradadas. Anais do I Simpósio Brasileiro de Recuperação de Áreas Degradadas. Univ. Federal do Paraná, Curitiba, PR, 520p., 1992.
- CAIRNS, J. Increasing diversity by restoring damaged ecosystems. In: E.O. Wilson (ed.), Biodiversity. National Academic Press, 1988. p.333-334.
- CARPANEZZI, A. A.; COSTA, L. G. S.; KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A. Funções Múltiplas das Florestas: Conservação e Recuperação do Meio Ambiente. Anais do VI Congresso Florestal Brasileiro, Campos do Jordão, SP. p.216-217, 1990.
- CORVELLO, W. B. V. Utilização de mudas da regeneração natural em reflorestamento com espécies nativas. Dissertação de mestrado, Curitiba, UFPR, 105p., 1983.



- DANIELS, W. L. Restoration principals for disturbed lands. *In: Anais do II Simpósio Brasileiro de Recuperação de Áreas Degradadas e I Simpósio Sul-americano.* Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba, PR, 679p., 1994.
- DIAS, L. E.; GRIFFITH, J. J. Conceituação e Caracterização de Áreas Degradadas. *In: Dias, L.E. & Mello, J. W. V. (eds.). Recuperação de Áreas Degradadas.* Univ. Federal de Viçosa, Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 251p. (il.), 1998.
- FAO. Tropical Forestry Action Plan. Rome, 1985.
- FONSECA, F. Os Efeitos da Mineração sobre o Meio Ambiente. *In: Brasil Mineral,* 7. p.74-80, 1989.
- FRDSA. Plano de Recuperação de Áreas Degradadas - Ramal Costa Lacerda - Capitão Eduardo. Projeto contratado pela Companhia Vale do Rio Doce, não publicado. Linhares, ES., 77p., 1993.
- FRDSA. Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas com Resgate da Biodiversidade nas áreas da VALESUL na grande Cataguases - MG. Projeto Contratado pela Valesul Alumínio S/A, não publicado. Linhares, ES. 37p., 1992.
- GRIFFITH, J. J. O Estado da Arte de Recuperação de Áreas Mineradas no Brasil. Anais do I Simpósio Brasileiro de Recuperação de Áreas Degradadas. Univ. Federal do Paraná, Curitiba, PR, 520p., 1992.
- GRIFFITH, J.J. Recuperação conservacionista de superfícies mineradas: uma revisão de literatura. Viçosa, Boletim Técnico SIF (2), 1980. 51p.
- GRIFFITH, J. J.; DIAS, E. L.; JUCKSCH, I. Recuperação de Áreas Degradadas Usando Vegetação Nativa. *Revista Saneamento Ambiental* 37, São Paulo, SP. p.28-37, 1996.
- IBRAM. Mineração e Meio Ambiente. IBRAM, Belo Horizonte, 1987.59p
- JESUS, R. M. Recuperação de Áreas Degradadas. *Revista do Instituto Florestal,* V2 (parte única). São Paulo, p.350-362, 1992.
- JESUS, R. M. Revegetação de encostas urbanas: o caso de Vitória. Anais do II Simpósio Brasileiro de Recuperação de Áreas Degradadas e I Simpósio Sul-americano. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba, PR, 679p., 1994b.
- JESUS, R. M. Revegetação: da Teoria a Prática - Técnicas de Implantação. Anais do II Simpósio Brasileiro de Recuperação de Áreas Degradadas e I Simpósio Sul-americano. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba, PR, 679p., 1994a.

- JESUS, R. M.; ENGEL, V. L. Faixa Verde na Estrada de Ferro Vitória - Minas. Anais do V Congresso Brasileiro de Defesa do Meio Ambiente, V2, p. 867-900, 1989.
- JESUS, R. M.; PEYNEAU, H.; AGUIRRE, M. V. O Cinturão Verde na Ponta de Tubarão. Anais do V Congresso Florestal Estadual, V1, Nova Prata - RS. p. 257-273, 1984.
- JESUS, R. M.; ROLIM, S. G. Plano de Recuperação de Áreas Degradadas Mina de Ferro Serra de Carajás, PA, 2000.
- MARQUES, L. C. T. Produção de mudas de freijó (*Cordia goeldiana*). Anais do IV Congresso Florestal Brasileiro, Belo Horizonte, MG, 1982.
- POMPÉIA, S. L. Procedimentos Técnicos para Recuperação de Áreas Degradadas por Poluição. Anais do II Simpósio Brasileiro de Recuperação de Áreas Degradadas e I Simpósio Sul-americano. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba, PR, 679p., 1994.
- SEITZ, R. A. Obtenção de mudas de regeneração natural. Anais do I Seminário de Sementes e Viveiros Florestais, v2, FUPEF, 1981.
- SILVA, K. E. Adequação química e física para a revegetação de um rejeito de mineração de ferro. Viçosa, UFV, 1993. 80p. (UFV Dissertação de Mestrado).
- TEIXEIRA, W. G.; SILVA JR, J. P. S. Recuperação de Áreas Urbanas Degradadas. Anais do II Congresso Brasileiro de Arborização Urbana. São Luís - Ma. p.155-162, 1994.

---

*Endereço para Correspondência: / Mailling Address:*

Camilla P. M. Lott; Gustavo D. Bessa; Otoniel Vilela  
Companhia Vale do Rio Doce  
Av. Graça Aranha, 26 3º andar Centro 20005-900 RJ Brasil  
Tel: 55 21 3814-4357  
E-mail: gustavo.bessa@cvrld.com.br / camilla.lott@cvrld.com.br

Sistema de Gestão de Efluentes em  
Mineração de Carvão  
Unidade Mineira II - Verdinho

---

Schneider, C.



## INTRODUÇÃO

O sistema implantado pela CARBONÍFERA CRICIÚMA S.A. para gestão dos efluentes gerados em seu empreendimento mineiro localizado na região sul de Santa Catarina, a UM II – Verdinho, representa o primeiro sistema de tratamento de efluentes de mina e de rejeitos tratado em escala industrial implantado em mina brasileira.

Esta unidade mineira foi pesquisada e projetada no final da década de 70, tendo entrado em operação em junho de 1982, portanto, anterior às disposições legais que passaram a regular os padrões de emissões estabelecidos na legislação (Regulamentação CONAMA 01/86).

Tal fato exigiu a adaptação das instalações e procedimentos operacionais que foram implementados durante a operação desta unidade mineira, para o que contamos com uma série de estudos contratados junto à instituições de pesquisa e serviços para a implementação do atual sistema, capacitado a tratar vazões superiores a 12.000 m<sup>3</sup> diários, sem contudo, representar comprometimento ao equilíbrio econômico desta empresa.

A região carbonífera de Santa Catarina compreende aproximadamente 1800 km<sup>2</sup>, abrangendo três bacias hidrográficas (bacias dos rios Araranguá, Tubarão e Urussanga), todas impactadas pela atividade de mineração do carvão, limitando ou impedindo o aproveitamento destes mananciais para o abastecimento doméstico, piscicultura e agropecuária.

O sistema implantado para gestão dos efluentes gerados no empreendimento, indicados na **Tabela 1**, estão distribuídos entre águas drenadas do subsolo (EDM 1 e EDM 2), águas de escoamento superficial contaminadas pelos depósitos de rejeito e águas de infiltração (EDR4), todas captadas e direcionadas para a bacia de adução (EDR 3).

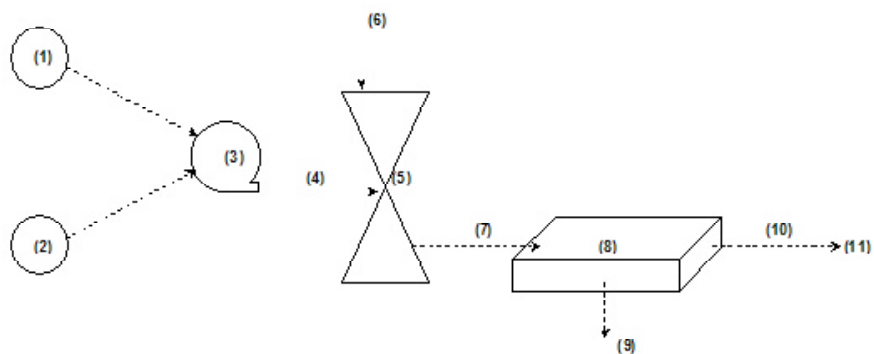
SÍNTESE DOS DADOS MÉDIOS DE MONITORAMENTO DA DRENAGEM (UM II - VERDINHO)										
POÇO 1 (EDM 1)										
ANO	pH	Acidez	Fe Total	Al	Mn	Zn	Cu	Sol. Tot.	Sulfatos	
2001	4,44	92,07	24,66	6,74	3,06	0,53	< 0,01	2207,36	1033,06	
2002	4,53	120,20	17,07	6,05	2,96	0,50	0,03	2202,10	1145,00	
2003	4,37	212,41	22,51	4,45	2,14	0,43	0,02	2022,50	960,16	
PLANO INCLINADO (EDM 2)										
ANO	pH	Acidez	Fe Total	Al	Mn	Zn	Cu	Sol. Tot.	Sulfatos	
2001	5,63	252,14	142,93	0,87	10,07	0,16	0,03	3047,00	1391,27	
2002	5,26	302,56	147,95	0,46	11,44	0,20	0,04	3041,11	1600,60	
2003	5,36	337,11	144,95	< 0,01	10,27	0,23	< 0,01	2993,00	1486,63	
BACIA DE ADUÇÃO (EDR 3)										
ANO	pH	Acidez	Fe Total	Al	Mn	Zn	Cu	Sol. Tot.	Sulfatos	
2001	3,22	223,92	21,56	16,76	4,73	1,14	0,04	2408,00	1221,67	
2002	3,00	327,00	39,10	15,76	4,82	1,68	0,03	2316,18	1254,91	
2003	3,20	660,55	87,68	31,96	6,35	2,44	0,02	2531,50	1524,63	
DRENAGEM DE RETORNO / VALO PERIFÉRICO (EDR 4)										
ANO	pH	Acidez	Fe Total	Al	Mn	Zn	Cu	Sol. Tot.	Sulfatos	
2001	2,94	915,25	245,12	70,20	8,17	3,73	0,09	3174,00	1805,54	
2002	3,04	992,91	249,60	53,47	9,25	5,18	0,06	3130,09	1762,55	
2003	3,06	965,52	244,37	100,49	8,72	6,22	0,05	5165,00	1760,53	
EFLUENTE FINAL / BACIA BIOLÓGICA (ETD 5)										
ANO	pH	Acidez	Fe Total	Al	Mn	Zn	Cu	Sol. Tot.	Sulfatos	
2001	6,69	11,66	0,75	0,25	4,78	0,18	< 0,01	2724,07	1392,91	
2002	6,82	11,64	0,53	0,96	3,05	0,13	< 0,01	2540,64	1440,18	
2003	6,39	40,72	2,43	4,58	2,83	0,30	0,48	2647,27	1381,30	
Média <sup>(*)</sup>	6,60	6,35	0,10	0,80	0,66	0,07	< 0,01	2498,00	1379,50	
OBS. <sup>(*)</sup> = Média das duas últimas campanhas										

**Tabela 1.** Síntese do Controle de Qualidade dos Efluentes (2001 - 2002)

O Projeto do sistema implantado considerou a infra-estrutura disponível no empreendimento, a qual conta com estações de captação e bombeamento dos efluentes, bem como bacias para decantação de finos gerados no processo de beneficiamento, além dos equipamentos para dragagem e locais para disposição adequada dos finos removidos na operação de desassoreamento das bacias.

## DESCRIÇÃO DO SISTEMA

O circuito de drenagem implantado nesta unidade mineira está representado no Fluxograma em anexo (FLUXOGRAMA.xls), e a seqüência das respectivas operações de tratamento da DAM está indicado no esquema da **Figura 1**.



**Figura 1.** Fluxograma esquemático do sistema de tratamento da UM II

Pelo fluxograma apresentado, a aplicação do reagente alcalino (1) ao efluente a ser tratado (2), se dá na estação adutora do beneficiamento (3), no ponto de sucção deste efluente, na forma indicada na **Figura 2**.



**Figura 2.** Vista da estação adutora e o ponto de adição dos reagentes alcalinos

A aplicação dos reagentes alcalinos se dá por gotejamento direto (figura 2), e a solução resultante do efluente tratado com o reagente alcalino (4) é bombeada até o reservatório que alimenta a usina de beneficiamento (**Figura 3**), numa vazão correspondente a 1000 m<sup>3</sup>/h, elevada a uma altura manométrica equivalente a 30 m.



**Figura 3.** Vista da usina de beneficiamento da UM II – Verdinho (5)

Deste reservatório o efluente dosado entra em contato com o minério (6), com o qual passa a circular em meio ao fluxo turbulento e contínuo, resultante das operações envolvidas nos processos de separação sólido-sólido (carvão – ganga). Esta dinâmica acarreta uma maior interação dos íons originalmente presentes no efluente e as partículas minerais suspensas na polpa (partículas alumino-silicatadas, óxidos metálicos e sólidos diversos suspensos na solução), onde ocorrem colisões promovidas pelo fluxo turbilhonar associado à intensa aeração do meio. Desta operação resulta uma emissão líquida (7), caracterizada pelo elevado conteúdo de sólidos suspensos em solução neutra a alcalina (pH 6 a 9), a qual é descartada em bacias para decantação (8) conforme visualizado na **Figura 4**.

Nestas bacias, 25% das partículas em suspensão passam a decantar (9), num processo de separação sólido-líquido favorecido pela floculação dos hidróxidos metálicos em meio a partículas alumino-silicatadas. A fase líquida sobrenadante (10), com exceção do manganês, apresenta-se dentro dos padrões físico-químicos exigidos na legislação estadual vigente (Lei nº. 5.793, de 15 de Outubro de 1980) para emissões industriais. Este efluente é direcionado para a área designada para o projeto de tratamento passivo (ETD 5), denominada Bacia Biológica (11), de onde é descartado para a drenagem do rio Sangão.



**Figura 4.** Emissão do Beneficiamento (Decantador 1 – Módulo A)

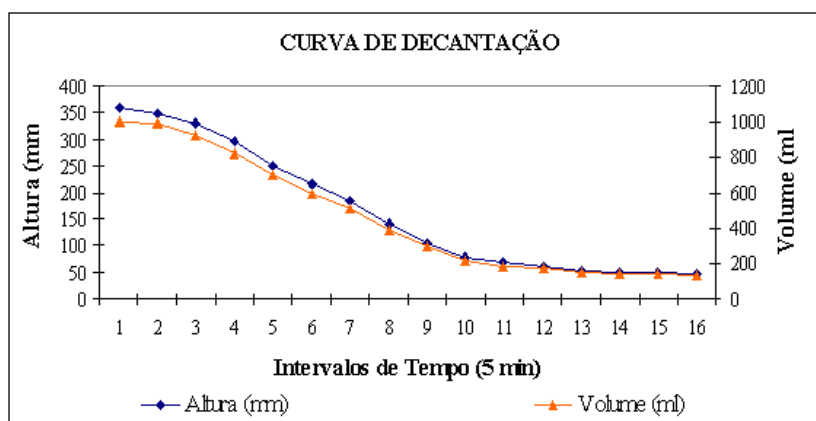
**Tabela 2.** Caracterização da Emissão do Beneficiamento

<b>Teor de Sólidos</b>	<b>Índice Medido</b>
Sólidos Sedimentáveis	125,00 ml/L
Sólidos Dissolvidos	5.411,50 ml/L
Sólidos Suspensos	25.693,50 ml/L
Sólidos Totais	31.105,00 ml/L
<b>Distribuição Granulométrica</b>	
> 35 Mesh	2,67 %
35 a 115 Mesh	20,45 %
115 a 200 Mesh	11,87 %
< 200 Mesh	65,01 %
<b>TOTAL</b>	100,00 %

Embora as bacias existentes viessem sendo utilizadas desde 1992, o seu nível de utilização estava aquém da área disponível, razão pela qual seu dimensionamento foi calculado com base nos dados fornecidos pela tabela 2 e figura 5, a partir da qual foi determinada a curva de decantação visualizada na **Figura 5**.

**Tabela 3.** Valores Medidos e Calculados (Efluente Decantdor 1 - Módulo A)

Peso específico finos (úmido)	1,2 g/cm <sup>3</sup>
Peso específico finos (seco)	1,05 b/cm <sup>3</sup>
Velocidade de decantação (máxima)	1,44 x 10 <sup>-1</sup> m/h
Velocidade de decantação (mínima)	8,00 x 10 <sup>-4</sup> m/h
Velocidade de decantação (média)	5,80 x 10 <sup>-2</sup> m/h

**Figura 5.** Curva de Decantação Determinada em Ensaio de Bancada

A **Tabela 3** sintetiza os dados determinados nos ensaios realizados em bancada sobre amostra coletada na descarga da usina, a partir dos quais foi calculada a área de decantação (8) implantada conforme as **Figuras 6 e 7**.



Para a determinação da área mínima do decantador, foi considerado que o fluxo de escoamento do efluente, para uma vazão constante de 1200 m<sup>3</sup>/h, a qual ocorre em regime laminar não turbulento, sendo descartado o uso de agente precipitador.

O "lay out" do decantador foi modificado em favor do melhor aproveitamento da área de decantação, favorecendo simultaneamente os trabalhos de remoção do lodo decantado nos dois primeiros segmentos, para o que são empregados equipamentos do tipo "dragline" e balsa. Os produtos resultantes do processo de decantação constituem uma fase sólida (decantada) e uma fase líquida (sobrenadante), as quais estão caracterizadas conforme segue.

### **FINOS DECANTADOS (FASE SÓLIDA)**

Devido ao "lay out" da bacia de decantação, o material suspenso precipita ao longo de 3 dos 4 estágios disponíveis, sendo que os dois primeiros estágios são dragados com maior frequência (semanal), ao passo que o terceiro estágio passa por uma limpeza anual.

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

O material depositado no primeiro decantador, mais consistente, é retirado de segunda a sexta-feira por meio de "dragline", sendo transportado por caminhões para depósito em área próxima, o próprio Módulo A, onde funcionavam as antigas bacias. Posteriormente este material é transportado para um segundo módulo de rejeitos (Módulo B), onde serve para auxiliar na impermeabilização daquela superfície.

Nos sábados são realizados mutirões para limpeza do segundo decantador (Dec 2 – MA) através de balsa, que bombeia a polpa depositada naquele decantador, descartando-a em uma bacia lateral, para que este material perca umidade até adquirir consistência para o carregamento e transporte.

**Tabela 4.** Caracterização Físico-Química dos Finos Decantados (Lodo)

PARÂMETRO	Dec 1 - MA	Dec 2 - MA
Umidade Total (%)	38,72	62,76
Umidade Higroscopica (%)	1,96	1,85
Cinza (%)	60,37	63,81
Enxofre (%)	1,48	1,17
Material Volátil (%)	15,98	15,33
Poder Calorífico Superior (Cal/g)	2.911	2.532
Alumínio (%)	0,75	1,25
Arsênio (%)	ND	ND
Chumbo (%)	ND	ND
Cobre (%)	0,033	0,005
Ferro (%)	1,352	1,32
Manganês (%)	0,033	0,024
Mercúrio (%)	ND	ND
Selênio (%)	ND	ND
Zinco (%)	0,019	0,02
Sulfatos (%)	0,82	1,12

**Figura 6.** Panorâmica dos Decantadores do Módulo A

Schneider



**Figura 7.** Aspecto da Remoção do Lodo do Decantador 2 – Módulo A

### **EFLUENTE TRATADO E DESCARTADO (FASE LÍQUIDA)**

A fase líquida sobrenadante é direcionada por gravidade até uma bacia posicionada no lado externo do sistema de canais periféricos, a qual recebe a denominação de bacia biológica, numa área prevista para futura implantação de sistema para tratamento passivo de efluente.

Apesar da mesma ter entrado em operação em setembro de 2000, os efeitos de um eventual processo biológico de adsorção ou redução bacteriana não foram perceptíveis em função da área insuficiente para a vazão praticada (**Figura 8**).



**Figura 8.** Panorâmica da Bacia Biológica (ETD 5)

A avaliação da eficiência do processo pode ser visualizada na tabela 5, a qual relaciona uma série de dados analíticos obtidos nos efluentes tratados na UM II – Verdinho no período compreendido entre setembro de 2000 a outubro de 2002.

O metal  $Mn^{+2}$  é solúvel em efluentes com pH inferior a 8, sendo oxidado a partir deste pH, quando o mesmo pode ser removido através da co-precipitação com o ferro, ou por precipitação direta em pH superior a 9.

Outros processos para tratamento final do ETD 5 podem ser adicionados ao sistema, dentre os quais, tratamentos passivos para a remoção de eventuais metais, e dessalinização visando a obtenção de água para consumo humano e/ou industrial.

Além dos parâmetros de qualidade físico-química do efluente ETD 5 (Figura 8) relacionados na tabela 1, foram executados testes ecotoxicológicos com os bioindicadores *Daphnia magna spp.* (microcrustáceo) e o *Vibrio fischeri spp.* (fotobactéria), tendo sido empregadas as metodologias ISO 6341 (Daphnia) e ISO 11348 (Fotobactéria). Os resultados obtidos apontaram toxidez negativa para o microcrustáceo *Daphnia magna spp.* (fator de diluição 1), enquanto a fotobactéria *Vibrio fischeri spp.* apresentou um fator de diluição 2, índice considerado extremamente baixo para avaliação de risco aos organismos aquáticos estudados, conferindo uma condição ecotoxicológica altamente favorável à qualidade do efluente tratado.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante dos resultados obtidos pelo sistema implantado nesta unidade mineira, podemos comentar alguns aspectos relacionados ao esforço da empresa em prol do meio ambiente e da imagem da mineração junto à sociedade.

O sistema proposto para a implantação do presente tratamento de efluentes, atende às necessidades previamente estabelecidas para o projeto, as quais constavam de:

- Reduzido investimento inicial;
- Baixo custo operacional;
- Simplicidade de operação e manutenção;
- Eficiência na remoção de metais (Mn necessita de pH > 8,5);
- Trata efluentes drenados do subsolo (extração);
- Trata dos efluentes de lixiviação (rejeitos);
- Torna a atividade auto-suficiente em água (usina de beneficiamento, conservação de veículos e serviços diversos).

A comparação dos resultados de monitoramento da qualidade do efluente bruto (EDR 3) e o efluente tratado (ETD 5), indicam a eficiência do processo para remoção dos metais e ajuste do pH, tendo sido apurados os índices apontados na tabela 5.

PARÂMETRO	(Efl. Bruto) EDR 3	(Efl. Tratado) ETD 5	TAXA (%)
<b>pH</b>	3,01 / 3,20	6,54 / 6,39	<b>+ 131 / + 100</b>
<b>Acidez</b>	319,00 / 660,55	14,00 / 40,72	<b>-96 / -94</b>
<b>Fe total</b>	37,41 / 87,68	0,58 / 2,43	<b>-98 / -54</b>
<b>Al</b>	15,40 / 31,96	2,00 / 4,58	<b>-87 / -86</b>
<b>Mn total</b>	4,97 / 6,35	3,36 / 2,83	<b>-32 / -55</b>
<b>Zn</b>	1,69 / 2,44	0,13 / 0,30	<b>-92 / -88</b>
<b>Cu</b>	0,03 / 0,05	0,01 / 0,01	<b>-70 / -80</b>
<b>ST</b>	1.333 / 2.531	1.414 / 2.647	<b>+ 6 / +5</b>
<b>Sol. Tot</b>	2.403 / 1.524	2.635 / 1.381	<b>+ 10 / -9</b>

Tabela 5: Eficiência do Sistema no Abatimento de Metais (Base 2002 / 2003)

Além do significado ambiental do tratamento implantado pela empresa na sua UM II – Verdinho, também puderam ser identificados benefícios indiretos, os quais abrangem, entre outros fatores: a redução de custos com a manutenção de equipamentos, melhora na performance da operação de beneficiamento como um todo e prestígio junto às instituições e comunidade.

Do ponto de vista toxicológico (metais pesados, agrotóxicos e bioindicadores), o efluente final tratado na UM II, permite a implantação de um tratamento terciário visando a sua potabilização.

A Carbonífera Criciúma S.A., por conta dos trabalhos desenvolvidos em meio ambiente nestes últimos 13 anos, não deixou de ser competitiva pelo fato de investir em pesquisa tecnológica e meio ambiente, pelo contrário, vem sendo apontada há cinco anos consecutivos, como empresa líder no “ranking” nacional da mineração de carvão.

*Endereço para Correspondência: / Mailling Address:*

Carlos Henrique Schneider  
Carbonífera Criciúma S.A.  
Av. Presidente Juscelino, 715 88810-200 Criciúma SC Brasil  
Tel: 55 48 437-0477 Fax: 55 48 437-0479  
E-mail: schneider@carbocri.com.br

## Relacionamento Sociambiental

---



Silva, A.S.; Rosado, E.A.R.; Mazaneck L.C.; Miranda, M.P.; Fosseca N.A.; Lopes, S.A.; Dias, S.J.L.

### RESUMO

Em uma área de abrangência que compreende vários municípios dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, Samarco marca presença através da gestão e apoio a programas sustentáveis, focados na identidade e vocação locais.

A partir de um diagnóstico inicial que levanta os impactos das atividades da empresa na comunidade, bem como suas principais necessidades e oportunidades de crescimento tem início uma série de ações que integram educação, meio ambiente, cidadania, geração de renda e voluntariado, com destaque para programas de educação, educação ambiental e para a saúde, cultura e turismo.

Ao participar ativamente das ações, as pessoas constroem cidadania de maneira consistente e se tornam capazes de promover o bem-estar social, contribuindo para que as comunidades trilhem, com autonomia, o caminho do desenvolvimento.

As premissas dos programas sociambientais são: respeito aos valores regionais; desenvolvimento compartilhado com a comunidade; programas com potencial de sustentabilidade; monitoramento permanente com definição de indicadores de desempenho/impacto e resultados; disseminação de informações interna e externamente; aplicação de tecnologias sociais de ponta e capacidade de replicabilidade.

## Garantias Financeiras e o Fechamento de Minas

---

Vale, E.



### INTRODUÇÃO

Em tese, entre as atribuições do Estado destaca-se harmonizar o desenvolvimento econômico com a proteção ambiental. Esse equilíbrio deve considerar uma variedade de interesses e objetivos, sejam locais, regionais e/ou nacionais ou sejam de curto, de médio e/ou de longo prazos. Deve refletir, também, uma solução de compromisso entre os interesses dos vários segmentos da sociedade. Sinteticamente, no que concerne à mineração a intervenção governamental deve ter como objetivo essencial proteger e restaurar a qualidade do meio ambiente, assegurando concomitantemente o suprimento de bens minerais a preços considerados satisfatórios - à luz de outros objetivos públicos - e atraentes segundo o enfoque e opções do setor empresarial. Basicamente, existem dois posicionamentos possíveis:

- **Ex-ante** - prevenção, controle e minimização; e
- **Ex-post** - restauração e eliminação dos efeitos.

É consenso que o gerenciamento adequado das questões de natureza ambiental, que permeiam, condicionam, restringem e qualificam o processo de desenvolvimento econômico e social, quando não lhe subtraem a própria substância e significado, demanda uma abordagem integrada, preventiva e proativa - **ex-ante** - dos desafios, dos impactos e das disfunções esperadas e potenciais, dos riscos e incertezas e das soluções e ações mitigadoras.

Ao longo da última década, a dimensão ambiental consolidou-se como uma das vertentes de investigação e pesquisa fundamentais da mineração, alçada talvez ao mesmo nível de importância das disciplinas tradicionais associadas diretamente à indústria. Até certo ponto, o *status* alcançado pelo meio ambiente, enquanto disciplina e área de concentração de estudos e pesquisas, pode ser correlacionado, com o antigo ditado popular: **“prevenir é melhor do que remediar”**. Ademais, essa visão é legitimada em nível das melhores políticas e práticas tanto para a ação pública quanto para o setor privado. Trata-se referência crucial na aproximação das interfaces entre a dimensão ambiental e a indústria de mineração, segundo os postulados de um processo de desenvolvimento sustentável.

No que concerne à mineração, os desafios relacionados com a problemática do fechamento de minas advêm, fundamentalmente, da interação das seguintes forças:

- Impactos de natureza irreversível;
- Caráter conceitualmente temporário da atividade mineral;
- Rigidez locacional;
- Competição com outros usos potenciais;
- Competição com outros recursos naturais;
- Manifestação de situações extremas de mútua exclusividade no uso;
- Opções reais de encadeamento harmônico no aproveitamento;
- Visão quanto ao desenvolvimento sustentável;
- Interface econômica e social com a comunidade; e
- Custo de oportunidade atual versus custo de oportunidade intertemporal.

Face à natureza e complexidade desses impactos, está consagrado o reconhecimento de que o planejamento integrado e sistêmico é imprescindível para a gestão ambiental ao longo das diferentes etapas que compõem o ciclo de vida da mina, desde a exploração até a devolução da área restaurada ou reabilitada. Ao antecipar os impactos e opções disponíveis, o planejamento racionaliza o processo e torna factível a inserção oportuna de ações direcionadas à:

- Prevenção & Proteção;
- Controle & Monitoramento;
- Descomissionamento & Fechamento;
- Remediação & Restauração;



Na **concepção inicial do projeto**, garantindo maior eficiência, ao minimizar os custos e investimentos, e maior eficácia na consecução dos objetivos públicos e privados almejados. Nesse particular, na matriz multidisciplinar dos aspectos que referenciam as interfaces entre a indústria de mineração e o meio ambiente, **o arcabouço legal e os protocolos - técnico, econômico, financeiro e social** - de ações e procedimentos que formatariam as melhores práticas para aproximação e condução da problemática do fechamento da mina passaram a assumir uma dimensão crucial.

Ao longo dos últimos anos, face às inúmeras disfunções ocorridas e à gravidade dos impactos, observou-se uma crescente evolução do arcabouço legal e regulatório. Os aspectos que formatam a problemática do fechamento da mina passaram a ser compulsoriamente internalizados no estudo de viabilidade do projeto de abertura da mina. Nos Estados Unidos, por exemplo, a edição do **Surface Mining Law - SML**<sup>1</sup>, em 03/08/77, que passou a regulamentar a mineração de carvão e a restauração e recuperação das áreas mineradas nas terras públicas e privadas introduziu duas grandes medidas:

- Padrões de Performance - estabelecidos com o intuito de garantir que a mineração de carvão seja conduzida segundo critérios e procedimentos que ofereçam proteção ao meio ambiente e ao público, assim como garantam a restauração da área impactada para uso econômico. Nesse sentido, oferecem uma referência básica que deve ser respeitada pelas empresas mineradoras de carvão durante as fases de lavra e de restauração.

- Garantias de Performance - antes que a permissão seja concedida a empresa de mineração tem que oferecer **garantia pecuniária** de que terá condições de cumprir os padrões de performance acordados no que concerne à recuperação da área afetada inclusive na eventualidade de sua insolvência. **Sua expressão monetária é a estimativa do custo de restauração da área afetada. O processo de liberação dos recursos está associado ao cumprimento das várias etapas previstas no projeto de recuperação.** Sua liberação integral está condicionada ao cumprimento dos parâmetros, métricas, indicadores e critérios de performance ambiental estabelecidos previamente e subjacentes ao licenciamento do projeto. Em se tratando de revegetação, por exemplo, no caso das regiões leste e do meio-oeste o prazo é de 5 anos, nas áreas áridas do oeste é de 10 anos. A SML oferece alguma flexibilidade para liberação parcial concomitantemente ao cumprimento e aprovação das etapas pré-estabelecidas.

Segundo estimativas do *Office of Surface Mining*<sup>2</sup> o custo total dos trabalhos de restauração, ao longo do período 1977/1997, das áreas de mineração (carvão e outros minerais) abandonadas e que foram enquadradas nos níveis de prioridade 1 e 2 - **proteção à saúde pública, segurança e bem-estar** - ascendeu a **US\$ 1,5 bilhão**. O custo total dos trabalhos remanescentes para áreas classificadas segundo o mesmo critério alcançava **US\$ 2,7 bilhões**.

## FECHAMENTO DE MINA

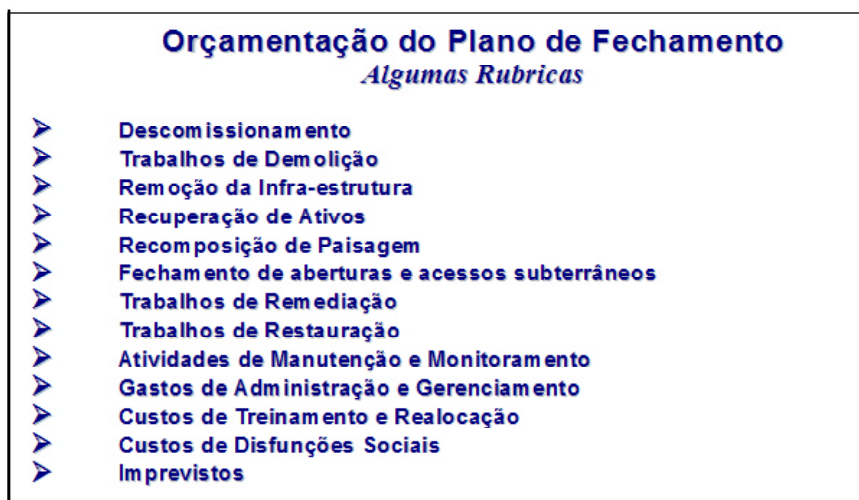
Nos últimos anos, uma série de acidentes abalaram a crença quanto à factibilidade da aderência da mineração aos princípios do desenvolvimento sustentável. A maioria desses acidentes envolveu, fundamentalmente, a manifestação de dois impactos ambientais: **rompimento de barragens de rejeito e o fenômeno denominado drenagem de rochas ácidas**. Apesar dos inegáveis avanços apresentados pela indústria, esses eventos degradaram a imagem do setor criando resistências quanto à aceitabilidade de algumas rotas tecnológicas, especialmente as de concentração com base em cianetação.

A natureza e a intensidade dos impactos ambientais emanados pela mineração fazem com que os atributos, as pré-condições e os vetores relacionados à estabilidade física (dimensão geotécnica) e à estabilidade química (dimensão geoquímica) possam gerar custos sociais e privados que se estendem no longo prazo, após o término das operações. Esses efeitos colaterais podem acarretar impactos severos sobre o meio ambiente e relacionados à saúde e à segurança de regiões, assim como de natureza sócio-econômica. É necessário, portanto, que a matriz de impactos esperados do projeto, especialmente durante as fases de desenvolvimento, de operação e após a exaustão da mina seja antecipada e avaliada. **Assim sendo, as ações necessárias para o plano de fechamento e de reabilitação da área afetada devem ser previstas, orçadas e integradas à avaliação do impacto ambiental e ao estudo de viabilidade, quando são confrontadas as possíveis rotas conceituais de desenvolvimento e a viabilidade do projeto.**

**Sob a ótica do interesse público, o plano de fechamento de mina procura antecipar e consolidar os custos sociais esperados ao longo do ciclo de vida da mina e não apropriados pelo mercado e internalizá-los no processo decisório da empresa de mineração.** Seu balizamento é delineado pelas opções e alternativas técnicas, econômicas e sociais de aproveitamento potencialmente

exequíveis, o arcabouço legal do regime em questão, com destaque para o plano de gestão ambiental e os compromissos formalizados durante o processo de licenciamento ambiental e de consultas junto à comunidade. **Sob o enfoque restrito da empresa**, apesar do reconhecimento quanto à importância e à segurança oferecida pelo plano de fechamento frente a possíveis demandas futuras, permanece subjacente o temor quanto ao impacto sobre a viabilidade do projeto.

A orçamentação do plano de fechamento deve refletir os custos efetivos esperados para garantir a consecução do plano. Por sua vez, servirá de referência para a fixação das garantias pecuniárias que proverão os recursos necessários à sua efetiva implementação em caso de insolvência da empresa. É fundamental que o orçamento do plano de fechamento seja realizado da forma mais criteriosa possível e em tempo de ser incluído no estudo de viabilidade, sob pena de comprometer a avaliação do projeto. **O orçamento deve contemplar os gastos de reabilitação progressiva, de descomissionamento, de fechamento final, assim como os gastos relativos ao monitoramento e às atividades de gerenciamento ativo e passivo (se for o caso) da área no período pós-fechamento.** Essa estimativa deve ser revista periodicamente de forma a refletir as esperadas mudanças - exógenas e endógenas - à operação e de caráter estrutural, tais como: alterações no plano de lavra, novas tecnologias, novos projetos, demandas da comunidade, mudanças de preços relativos, arcabouço legal e tributário etc. A seguir estão discriminadas algumas das suas principais rubricas<sup>7</sup>.



**Figura 1.** Orçamentação do plano de fechamento. Algumas rubricas

## GARANTIAS FINANCEIRAS

Ao longo das últimas décadas, observou-se uma crescente conscientização quanto à gravidade, aos riscos e à magnitude dos custos associados ao passivo ambiental legado por gerações passadas. **No que diz respeito à indústria de mineração, a demanda por garantias financeiras no contexto do plano de fechamento da mina está associada à necessidade de minimizar o risco de que ao final da vida útil da mina, a empresa não tenha interesse ou capacidade financeira para custear o plano de fechamento.**

**Sob a hipótese de insolvência, o passivo ambiental acaba necessariamente assumido pela sociedade** podendo se manifestar sob a forma de: degradação da qualidade ambiental, ameaças à segurança e à saúde, comprometimento parcial ou integral das alternativas potenciais de aproveitamento subsequente e dos custos necessários para equacionamento ou minimização dos efeitos gerados. No contexto extremo da dicotomia - **impacto irreversível versus usos alternativos** - manifesta-se o custo de oportunidade pela não captura do fluxo líquido de benefícios passível de geração pelo melhor uso alternativo pós-fechamento. Um dos casos mais representativos diz respeito à mina **Zortman-Landusky** que foi abandonada pela empresa **Pegasus** em 1998. Em virtude do processo de falência da empresa foram transferidos para a sociedade custos associados a um passivo ambiental estimado à época em **US\$ 90 milhões**.

O orçamento do plano de fechamento representa o referencial crítico para a fixação do montante da garantia financeira. **O plano de fechamento configura o estágio derradeiro de consolidação e internalização de custos e de atribuição de responsabilidades, sendo a garantia financeira o elo materialmente tangível desse processo, requerido a priori e, portanto, inune às circunstâncias e às conveniências futuras, às subjetividades e às eventuais idiosincrasias de ordem legal e política.** Está implícito que se a empresa de mineração não oferecer a garantia material que afiançará sua capacidade de cumprir os compromissos expressos no plano de fechamento, então a mina não deverá ser aberta, pelo menos por essa empresa. Nesse sentido, é no provimento de fundos adequados que garantam os custos de prevenção, de proteção e de restauração da degradação imposta ao meio ambiente no final da vida útil da mina que encerra a questão fundamental.

Vale

A título ilustrativo, o acordo de meio ambiente do **projeto de diamantes de Diavik, no Canadá, estipula a provisão de uma garantia financeira máxima de aproximadamente \$C180 milhões, permitindo a obtenção de créditos com base na restauração progressiva.** Nesse montante, estão incluídos os custos de fechamento durante a vida útil da mina e sua progressiva restauração, assim como requerimentos adicionais demandados pelo governo na eventualidade de seu prematuro fechamento. **A garantia financeira estabelecida para o projeto equivale a cerca de 14% dos investimentos fixos totais<sup>5</sup>.**

Existem vários instrumentos e opções disponíveis para a integralização da garantia financeira<sup>3; 4; 8</sup> tais como:

- Depósitos em Bancos: normalmente restrito aos pequenos empreendimentos e/ou projetos de curta duração. Mais utilizado em regimes que permitem que as garantias sejam constituídas progressivamente em paralelo à operação. Usualmente expressos segundo os conceitos *ad valorem* (sobre o faturamento) ou valor específico (por unidade produzida). Face à liquidez imediata encerra o menor nível de risco para a sociedade;
- Bônus de Performance: é a forma mais comum. Normalmente emitido por empresa de seguro mediante a cobrança de um prêmio que varia entre 1% a 3,5%, a depender da classificação do risco da empresa beneficiária e da natureza do projeto. Garante a cobertura das eventuais demandas até um determinado limite prefixado;
- Carta de Crédito: oferecida por um banco como garantia do pagamento à agência regulatória dos trabalhos de restauração, segundo as condições estabelecidas no caso de inadimplência. De um modo geral, restrita às empresas com solidez financeira e encerrando um custo mais baixo;
- Fundos de Investimento Específicos: a empresa deposita os recursos necessários no fundo tendo como beneficiário a agência governamental. Ao término dos trabalhos de restauração a garantia é liberada. Alternativa interessante para as empresas na medida em que podem auferir os rendimentos. Grande aceitação na África do Sul, mas pouco utilizado nos Estados Unidos. De um modo geral, as contribuições para o fundo são dedutíveis do imposto de renda;

Vale

- Propriedades & Ativos: a empresa oferece ativos (inclusive propriedades) como garantia, os quais ficam hipotecados em nome da agência governamental até o término dos trabalhos de restauração e liberação da garantia. Alternativa que pode ser interessante para as empresas em cenários de valorização da propriedade. Pouco utilizado nos Estados Unidos;
- Certificados de Depósito: semelhante ao depósito em bancos;
- Contas de Poupança: semelhante ao depósito em bancos;
- Bônus do Governo: aceito em alguns estados americanos. São considerados equivalentes aos depósitos em bancos, certificados de depósito e contas de poupança e podem ser oferecidos em garantia. No contexto de garantias de longo prazo, pode ser vantajoso quando o rendimento do bônus é real; e
- Garantias de Terceiros: pouco utilizada. Dificil aceitação face aos riscos que encerra. No caso de empresa do mesmo grupo, a questão do risco sistêmico dentro do grupo tem de ser considerada. Não resolve o problema da insolvência.

No que diz respeito à **integralização das garantias financeiras**, de um modo geral são utilizados dois enfoques:

- Pagamento Único: segundo essa abordagem, o aporte de recursos é requerido no processo de licenciamento do projeto e está vinculado às informações que constam da avaliação do impacto ambiental e do plano de reabilitação e de fechamento da mina. Reveste-se de um depósito único em montante suficiente para fazer frente à todos os gastos previstos no plano de fechamento, segundo o orçamento da época. Entre suas características merecem destaque:
  - Reavaliação periódica por conta da inflação e/ou alterações de conceito operacional;
  - Menor risco para a sociedade, na medida em que a garantia não está associada à formação de um fundo vinculado à operação do projeto, assim como no caso de falência ou término não planejado das operações;
  - Para a empresa, representa um obstáculo importante.

Vale

- Pagamento Parcelado: a garantia é integralizada progressivamente, em paralelo à implantação e à operação do projeto. Certamente é melhor para a empresa, por demandar menores recursos nas etapas iniciais e vincular a constituição do fundo ao projeto. Por outro lado, oferece maior flexibilidade no caso de alterações no projeto original. Todavia, encerra maior risco para a sociedade.

- Período de Revisão: quanto à validade da garantia é revista em períodos de 3 a 5 anos, ou quando determinada necessária. Seus objetivos são:

- avaliar o grau de aderência do plano de mineração e restauração com as atividades efetivamente executadas ou em execução;
- Consideração de novos fatos, variáveis e informações;
- Reexame dos gastos previstos para os trabalhos remanescentes de restauração.

- Inadimplência: existem vários aspectos que podem caracterizar essa situação. De um modo geral, o critério básico está associado a um período específico. Esgotado todo o processo previsto de notificações a agência assume as atividades de restauração e de fechamento e executar as garantias.

No concerne ao processo de **liberação das garantias financeiras**, deve-se ressaltar:

- Critério: uma componente crítica do processo decisório público está associada à liberação e ao desbloqueio das garantias. Conceitualmente esse status é alcançado após o cumprimento de um determinado padrão de performance. No caso do carvão<sup>2</sup>, um dos referenciais técnicos mais utilizados é o sucesso dos trabalhos de revegetação, sendo o processo monitorado e parametrizado durante períodos de 2 a 10 anos, após a fase de semeadura, e comparado em termos de diversidade, densidade, produtividade e cobertura com o padrão vigente em áreas adjacentes não afetadas. Outros referenciais são a estabilidade de áreas inclinadas e medidas do grau de erosão.

- Liberação ao Final: a liberação das garantias está condicionada à que todos os trabalhos de restauração previstos tenham sido cumpridos, assim como as demais condições exigidas. Os recursos são mantidos integralmente bloqueados e somente após esse estágio ser alcançado são liberados.

- Liberação em Etapas: as garantias são liberadas em sintonia com a execução das diferentes atividades que integram o plano de fechamento. Neste contexto, a liberação parcial dos recursos ocorre em percentuais vinculados ao cumprimento de certas metas previamente definidas. Esse expediente é muito utilizado em complexos mineiros, com várias frentes de lavra ou unidades mineiras independentes. De um modo geral, algum percentual é mantido como reserva até que haja segurança de que os objetivos do projeto de restauração foram plenamente alcançados. Um exemplo típico seria a confirmação de que a revegetação da área foi bem sucedida.

## GLOSSÁRIO

**Área Abandonada** - área de mineração onde o processo de fechamento não foi realizado. Caso tenha sido realizado é julgado incompleto ou insatisfatório. Não estão vigorando direitos minerários.

**Área Inativa** - área com produção paralisada, temporária ou definitivamente, mas direitos minerários em vigor.

**Descomissionamento** - esse processo tem início na vizinhança do momento da paralisação da produção e termina com a remoção e/ou adequação da infraestrutura, obras civis etc. Seria o período de transição entre a paralisação das atividades e o fechamento da mina.

**Fechamento** - processo que acompanha o ciclo de vida da mina e encerra as atividades de descomissionamento e restauração. A liberação da área seria dependente da aprovação dos trabalhos realizados e do nível de gerenciamento passivo que tenha sido implementado versus a necessidade de monitoramento remanescente.

**Pós-Fechamento** - termo susceptível de muita discordância. Seria o estágio após o qual não são necessários trabalhos de monitoramento e de gestão passiva.

**Reabilitação ou Restauração** - processo de transformação da área afetada para um *status* caracterizado por estabilidade - geotécnica e geoquímica -, capacidade produtiva e auto-sustentável.

**Remediação** - conceito similar ao de restauração, mas de escopo e amplitude restrita e pontual.



## BIBLIOGRAFIA

OSM. 20<sup>th</sup> Anniversary Surface Mining Control and Reclamation Act - A Report on the Protection and Restoration of the Nation's Land and Water Resources under the Surface Mining Law. Part 1. Office of Surface Mining. August 3, 1997. Washington. 36 p.

OSM. 20<sup>th</sup> Anniversary Surface Mining Control and Reclamation Act - A Report on the Protection and Restoration of the Nation's Land and Water Resources under the Surface Mining Law. Part 2: Statistical Information. Office of Surface Mining. August 3, 1997. Washington. 82 p.

MILLER, George C.. Use of Financial Surety for Environmental Purposes. ICME - International Council on Metals and the Environment Ottawa, Canadá.

SASSOON, Meredith. Closure or Abandonment? Mining Magazine. August, 1996. pp 96-100.

Relatórios da Diavik Diamond Mines.

VALE, Eduardo. Mine Closure: selected highlights. Módulo Econômico & Financeiro. I Jornada Iberoamericanas sobre Cierre de Minas. CYTED. Setembro, 25-29. 2000. Palestra. Huelva, Espanha.

\_\_\_\_\_ Fechamento de Mina: destaques selecionados - Mine Closure: Iberoamerican Experiences - CYTED/IMAAC/UNIDO - 2001 - 581p. - pp. 219-223. Rio de Janeiro. Brazil

\_\_\_\_\_ Economic and Financial Aspects of Mine Closure - Natural Resources FORUM - Vol. 25 - N° 4 - Novembro, 2001. pp. 265-274. Co-autoria.

\_\_\_\_\_ Fechamento da Mina de Serra do Navio. Módulo Econômico & Financeiro - estudo de caso. I Jornada Iberoamericanas sobre Cierre de Minas. CYTED. Setembro, 25-29. 2000. Palestra. Huelva, Espanha.

\_\_\_\_\_ *Endereço para Correspondência: / Mailling Address:*

Eduardo Vale  
Caixa Postal 37005  
22622-970 RJ Brasil  
Tel: 55 21 2439-8153/2449-1756 Fax: 2493-2881  
E-mail: bamburra@superig.com.br

# Importância dos Aspectos Hidrogeológicos para a Recuperação Ambiental das Áreas Degradadas da Região Carbonífera de Santa Catarina



---

Krebs, A.S.J.

## INTRODUÇÃO

A Bacia Carbonífera, situada no sul do estado, é drenada por três importantes bacias hidrográficas a saber: Tubarão, Urussanga e Araranguá. Parte dos recursos hídricos superficiais da área em questão, estão comprometidos pelas atividades de lavra e beneficiamento de carvão realizadas, principalmente em épocas passadas. Neste sentido, as águas subterrâneas adquirem fundamental importância tanto para fins de abastecimento humano, de recuperação ambiental da referida área, bem como para a implantação de qualquer empreendimento que demande uma grande quantidade de água.

No entanto, a sua qualidade vem sofrendo degradação, na medida em que o homem ocupa o solo de maneira desordenada, gerando efluentes e/ou resíduos sólidos, que são dispostos no meio ambiente sem tratamento ou de forma inadequada.

Esta região apresenta graves problemas de contaminação dos seus recursos hídricos, tanto superficiais como subterrâneos. Os recursos hídricos subterrâneos, ainda que não se encontrem tão comprometidos se comparados aos superficiais, já possuem um grau de contaminação elevado devido, sobretudo, à má disposição das pilhas de rejeito piritoso que, através das falhas geológicas, das rochas areníticas permeáveis e dos cursos d'água, atuam diretamente sobre os recursos hídricos subterrâneos, levando-os a um preocupante estado de degradação.

As atividades de mineração e beneficiamento de carvão, as atividades industriais, a falta de rede de canalização e tratamento de esgoto em todos os municípios, a utilização de defensivos agrícolas nas áreas cultivadas estão entre os principais fatores responsáveis pela contaminação dos recursos hídricos, degradação do solo e, conseqüentemente, pelo comprometimento ambiental de uma porção significativa da área correspondente à bacia carbonífera de Santa Catarina.

Sabe-se que, grande parte dos cursos d'água desta bacia encontra-se de alguma forma comprometida pelas diferentes fontes de poluição. Alguns cursos d'água das sub-bacias dos rios Mãe Luzia, Carvão e Rocinha apresentam pH inferior a 3 unidades, altas concentrações de ferro, manganês, sulfato, acidez total e outros contaminantes que evidenciam o alto grau de comprometimento desses mananciais pelas atividades relacionadas à mineração e ao beneficiamento de carvão.

Entende-se que a gestão dos recursos hídricos deva incluir tanto os recursos superficiais como os subterrâneos, incorporando cada um deles no sistema de acordo com suas características específicas, pois, de qualquer maneira, todo o controle exercido sobre um recurso acabará interferindo no outro.

Com relação aos recursos hídricos subterrâneos, considerando os aspectos geológicos, pode-se constatar que a referida área apresenta boas perspectivas para aproveitamento das águas subterrâneas mas, ao mesmo tempo, abriga uma variada gama de fontes de poluição. Desta forma, é de fundamental importância, que se aprofundem os conhecimentos a respeito destes recursos, para que se possa protegê-los e utilizá-los racionalmente.

Os trabalhos realizados indicaram que na área estudada ocorrem rochas com diferentes características granulométricas, texturais e estruturais. Mostraram também, que ao longo das bacias dos rios Mãe Luzia, Tubarão e Urussanga existem porções que foram mineradas a céu aberto ou em subsolo, bem como alguns locais que estão cobertos por rejeitos piritosos que se encontram sem cobertura. Todos estes fatores indicam a necessidade de se realizar um estudo detalhado do ponto de vista hidrogeológico para se avaliar a possibilidade de intercomunicação entre os diferentes intervalos aquíferos e as fontes de poluição presentes.

Pelo exposto, pode-se constatar que na área em questão, onde uma das principais atividades econômica está relacionada à mineração e beneficiamento de carvão, a caracterização hidrogeológica e hidrodinâmica dos diferentes sistemas aquíferos permitirá o conhecimento regional do comportamento das águas subterrâneas do ponto de vista quantitativo e qualitativo, bem como sentido de fluxo, permitindo que sejam identificados os pontos críticos e definidas as medidas necessárias para a mitigação dos impactos advindos das referidas atividades.

## ASPECTOS GEOLÓGICOS

O conhecimento dos aspectos geológicos, principalmente no que se refere aos diferentes tipos litológicos, suas características físicas, seus respectivos condicionamentos e grau de fraturamento, é fundamental para a definição dos sistemas aquíferos presentes em uma determinada região. A seguir, será apresentada uma síntese da geologia regional.

Na área correspondente à bacia carbonífera, afloram rochas sedimentares e vulcânicas que constituem a seqüência da borda leste da Bacia do Paraná e sedimentos inconsolidados que constituem a Planície Costeira ou formam depósitos aluviais atuais. O embasamento cristalino regional é composto de rochas granitóides tardi a pós-tectônicas.

Nesta porção do Estado situa-se a Serra do Rio do Rastro, onde, em 1908, White definiu a consagrada Coluna White. A partir da cidade de Lauro Müller, seguindo-se em direção a Bom Jardim, pode-se verificar com detalhe toda a seqüência acima referida.

Na porção costeira, também ocorre uma diversidade enorme de depósitos de areia, silte e argila, relacionados a processos marinhos e continentais. A **Figura 1** sintetiza a coluna estratigráfica da área correspondente à bacia carbonífera de Santa Catarina.

*Krebs*

Com relação às rochas sedimentares que constituem a seqüência gonduânica da borda leste da Bacia do Paraná, procurou-se detalhar melhor a formação Rio Bonito por ser esta a que apresenta freqüentes camadas de arenito com boas perspectivas de conterem água. A Formação Rio do Rasto (terço superior) e Formação Botucatu que geralmente se comportam como unidades aquíferas, aqui na área da bacia carbonífera isto não acontece, pelo fato de as referidas formações aflorarem nas bordas do planalto e, portanto, atuarem somente como áreas de recarga para as unidades aquíferas subjacentes.

Krebs

IDADE		TERMI- NOLO- GIA	AMBIENTE/FORMAÇÃO		DESCRIÇÃO LITOLÓGICA
CENOZÓICO	Quaternário	Holoceno		Depósitos Aluvionares Atuais	Sedimentos argilosos, argilo-arenosos, arenosos e conglomeráticos depositados junto às calhas ou planícies dos rios.
			Sistema Laguna-Barreira IV	Depósitos Flúvio-Lagunares	Areias siltico-argilosas, com restos de vegetais, com frequentes depósitos biodetríticos
	Terçarário	Plioceno/Holoceno	Sistema de Leques Aluviais	Depósitos de Encostas e Retrabalhamento Fluvial	Cascalhos areias e lamas resultantes de processos de fluxos gravitacionais e aluviais de transporte de material. Nas porções mais distais, depósitos resultantes do retrabalhamento por ação fluvial dos sedimentos colúvio-aluvionares.
MESOZÓICO	Cretáceo	Inferior	Grupo São Bento	Serra Geral	Derrames basálticos, soleiras e diques de diabásio de cor escura, com fraturas conchoidais. O litotipo preferencial é equigranular fino a afanítico, eventualmente porfirítico. Notáveis feições de disjunção colunar estão presentes.
				Botucatu	Arenitos finos, médios, quartosos, cor avermelhado, bimodais, com estratificação cruzada tangencial e acanaladas de médio e grande porte.
	Triássico	Inferior	Grupo Passa Dois	Rio do Rasto	Arenitos finos bem selecionados geometria lenticular, cor bordô com estratificação cruzada acanalada. Siltitos e argilitos cor bordô, com laminação plano paralela.
PALEOZÓICO	Permiano	Superior		Grupo Passa Dois	Estrada Nova
			Irati		Folhelhos e siltitos pretos, folhelhos pirobetuminosos e margas calcáreas.
			Grupo Guatá		Palermo
	Rio Bonito	Membro Siderópolis		Arenitos cinza-claros, finos a médios, quartzosos, com intercalações de siltitos carbonosos e camadas de carvão	
		Membro Paraguai		Siltitos cinza escuros com laminação ondulada intercalado com arenitos finos.	
		Membro Triunfo	Arenitos cinza-claros, quartzosos ou feldspáticos, sigmoidais. Intercala siltitos.		
Inferior	Grupo Itararé	Rio do Sul	Folhelhos e siltitos várvidos com seixos pingados, arenitos quartzosos e arenitos arcoseanos, diamectitos e conglomerados. A nível de afloramento, constitui espessa seqüência rítmica.		
PRÉ-CAMBRIANO		Superior	Granitóides tardá a pós tectônicos		Granitóides de cor cinza-avermelhado, granulação média a grossa, textura porfirítica ou porfiróide, constituídos principalmente por quartzo, plagioclásio, feldspato potássico e biotita. Como acessório ocorre titanita, apatita, zircão e opacos. São aparentemente isotropos e recortados por veios aplíticos ou pegmatíticos.

Figura 1. Coluna 1. coluna estratégica da área estudada

## ASPECTOS ESTRUTURAIIS

Do ponto de vista hidrogeológico, o conhecimento dos aspectos estruturais são parâmetros indispensáveis à determinação de estruturas aquíferas. Sabe-se que a capacidade de armazenamento e de transmissão de água subterrânea em rochas cristalinas está diretamente relacionada à existência de sistemas de juntas, fraturas ou falhas na rocha. Nos aquíferos do tipo poroso, a presença de zonas de falha pode contribuir substancialmente para uma melhor recarga, ampliando a vazão dos poços.

No caso da porção correspondente à bacia carbonífera, onde, no ano de 2000 foi criado o Comitê Gestor para a Recuperação Ambiental da Bacia Carbonífera de Santa Catarina e a partir do qual foram estabelecidos vários projetos de recuperação ambiental, a identificação e caracterização das unidades geológicas e hidrogeológicas, falhas, fraturas, diques e blocos basculados constitui uma ferramenta fundamental para a definição de medidas mitigadoras bem como para a elaboração de projetos executivos que visem à recuperação ambiental da referida área. Por outro lado, o Comitê da Bacia do rio Araranguá, está se preparando para implantar seu Plano de Bacia a exemplo do que recentemente ocorreu na Bacia do rio Tubarão. Dentre os principais objetivos deste Plano de Bacia inclui-se a gestão dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos.

Por este motivo, constata-se a importância de enfocar detalhadamente os aspectos estruturais não só para se avaliar a potencialidade aquífera dos diferentes tipos de rochas ou depósitos de sedimentos presentes nesta área, mas, também, para que se possa utilizar estas informações como subsídio para futuros projetos de recuperação ambiental ou programas de gestão dos recursos hídricos.

Os trabalhos de fotointerpretação, análise e correlação de perfis litológicos de furos executados para pesquisa de carvão, leitura de mapas de contorno estrutural da lapa das camadas de carvão Barro Branco e Bonito, leitura dos mapas de controle de lavra em subsuperfície, bem como trabalhos de campo realizados permitiram o entendimento do comportamento estrutural desta área. As principais feições estruturais presentes são as falhas. Ocorrem também diques e "sills" de diabásio, relacionados a falhamentos que são responsáveis pela presença de alguns morros-testemunhos presentes na região. A leitura de mapas de contorno estrutural da lapa das camadas de carvão, bem como verificações realizadas em subsolo, indicam que ocorrem também dobras abertas.

Verificações realizadas em subsuperfície na região de Siderópolis (Mina do Trevo) e no alto vale do rio Mãe Luzia (Mina Esperança), no vale do rio Rocinha (Mina Bonito Inferior), mostram que junto aos planos de falhas, são comuns pequenos "drags", "sliken sides" e "sliken lines", que indicam o movimento relativo dos blocos.

A análise das fotografias aéreas em branco e preto, escala 1: 25.000 e 1: 60.000, demonstrou que as principais direções de falhamentos são N15°-30°W e N45°-60°E e, subordinadamente, ocorrem falhas com direção próxima de N-S ou próxima de E-W.

As imagens do satélite LANDSAT-TM em escala 1:100.000 e 1:250.000, mostram que estes dois sistemas principais de falhamentos se interceptam e conferem à área uma forma de mosaico irregular. Mostram também, que o sistema com direção próxima de N-S se prolonga por grande distância (dezenas de km) e encaixa trechos de cursos d'água importantes tais como o rio Mãe Luzia e rio São Bento.

A geometria das zonas de falha, verificada nas imagens e fotografias aéreas, indica um traçado sinuoso para os grandes falhamentos de todos os sistemas citados. Sabe-se que através da análise da geometria das zonas de falha, pode-se determinar zonas de transpressão e zonas de transtensão presentes ao longo destas zonas de falha. Este fato é muito importante para as atividades de lavra de carvão em subsolo, porque através deste procedimento pode-se definir os locais potencialmente suscetíveis a caimentos de teto ou soerguimento de lapa (zonas de transpressão) ou os locais onde poderão ocorrer intensas infiltrações de água (zonas de transtensão). De uma maneira geral, as falhas menores que 5 km, principalmente aquelas pertencentes ao sistema N45°E, geralmente apresentam um traçado reto.

A análise das fotografias aéreas e visitas realizadas em subsolo permitiu verificar que nestas sinuosidades da zona de falha, ocorrem falhas menores originadas a partir da falha principal que conferem à zona de falha uma forma de leque. No caso de termos uma zona de transtensão como foi verificado ao logo do lineamento estrutural conhecido como Falha Criciúma (N45°-60°E), em uma mina de subsolo (Mina Santa Augusta), forma-se uma pequena estrutura tipo hemiflor negativa, onde os blocos falhados possuem formas de cunha e apresentam um gradativo afundamento à medida que se aproximam da falha principal. O lineamento conhecido como Falha Mãe Luzia (NS- N15°W), que se



estende desde às proximidades da cidade de Araranguá na zona costeira até o alto vale do rio Mãe Luzia, perfazendo uma distância de aproximadamente 50 km, apresenta várias inflexões em seu traçado. Na Mina do Verdinho em Forquilha, este lineamento apresenta zonas de transtensão preenchidas por espessos diques de diabásio. Na Mina Siderópolis Subsolo, no município homônimo onde este lineamento é interceptado por outro de direção E-W, apresenta zonas de transpressão que conferem à falha Mãe Luzia uma forma de pequena hemiflor positiva.

O sistema de falha E-W, embora pouco freqüente na área, é muito importante do ponto de vista hidrogeológico, porque também encaixa diques de diabásio e, portanto, deve tratar-se de um sistema de falha aberto. Sabe-se que o resfriamento rápido destes corpos ígneos propicia a formação de um sistema de juntas perpendiculares ao comprimento do dique, por onde geralmente ocorre grande infiltração de água. A zona de contato destes diques com as rochas encaixantes também corresponde a caminhos preferenciais para a circulação de águas.

A análise dos mapas de contorno estrutural da lapa das camadas de carvão Barro Branco e Bonito Inferior, realizados por KREBS et al. (1982) na porção da Mina Esperança e Fontanella, e estudos realizado por este mesmo autor durante o atual Projeto (Projeto Recuperação Ambiental da Região Carbonífera de Santa Catarina), na Mina do Trevo, Mina Três e Mina Bonito Inferior, permitiram identificar a existência de calhas estruturais geralmente orientadas segundo N30°W, que devem atuar como áreas de descarga das águas subterrâneas para os sistemas aquíferos relacionados às formações Rio Bonito e Rio do Sul.

Na intersecção de diferentes sistemas de falhas, são freqüentes os basculamentos, que provocam variações na atitude das camadas geológicas. Em casos extremos (como se pode verificar na área da antiga Mina União, junto à intersecção da Falha Criciúma com a Falha Nova Veneza), ocorre inversão total do mergulho das camadas. Desta forma, torna-se claro que o entendimento detalhado do comportamento estrutural é fundamental para o estudo hidrogeológico da região carbonífera.

## CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS AQUÍFEROS

Na área correspondente à bacia carbonífera, ocorrem dois tipos de aquífero, relacionados, geneticamente, aos diferentes tipos de rocha e sedimentos aí presentes. As rochas basálticas constituem os aquíferos do tipo fraturado e as rochas sedimentares gonduânicas; os sedimentos terciários e ou quaternários constituem os aquíferos do tipo poroso.

Estes dois tipos foram subdivididos em sistemas aquíferos de acordo com o tipo de rocha e a estrutura aberta em que ocorrem.

As unidades geológicas cartografadas foram analisadas e hierarquizadas quanto à sua maior ou menor capacidade de armazenamento de água. No domínio das rochas sedimentares (Formações Rio do Sul, Rio Bonito, Palermo, Irati, Estrada Nova, Rio do Rasto e Botucatu) bem como sedimentos terciários e ou quaternários (Depósitos de Leques Aluviais e Depósitos Flúvio-Lagunares), o armazenamento é controlado pelo maior ou menor grau de permeabilidade das rochas ou sedimentos. Neste sentido, quanto mais arenosa for a rocha ou sedimento, maior quantidade de espaços intergranulares ela terá e, conseqüentemente, maior permeabilidade ela apresentará.

No caso das rochas ígneas, o armazenamento é controlado pelas fraturas. Desta forma, quanto mais fraturada a área, maior a possibilidade de ocorrência de água subterrânea ela terá.

Os estudos realizados permitiram a identificação de 6 sistemas aquíferos, sendo 3 relacionadas às rochas sedimentares gonduânicas, 2 aos sedimentos quaternários e um relacionado às rochas basálticas. Os sistemas aquíferos individualizadas foram:

- Aquífero relacionado à Formação Rio do Sul;
- Aquífero relacionado à Formação Rio Bonito;
- Aquífero relacionado às Formações Palermo, Irati, Estrada Nova;
- Aquífero relacionado às rochas basálticas da Formação Serra Geral;
- Aquífero relacionado aos Depósitos de Leques Aluviais;
- Aquífero relacionado aos Depósitos Flúvio-Lagunares.

A Formação Rio do Rasto e a Formação Botucatu, que geralmente constituem excelente sistema aquífero (Aquífero Guarani), na área correspondente a bacia carbonífera de Santa Catarina, devido ao seu posicionamento na encosta média a superior do planalto gonduânico, não constituem unidades aquíferas, atuando somente como áreas de recarga para os aquíferos subjacentes.

Como o foco principal deste trabalho é a recuperação ambiental da área correspondente à bacia carbonífera e não a definição de locais com maior favorabilidade para a exploração de água subterrânea, será apresentada caracterização detalhada do sistema aquífero relacionado à Formação Rio Bonito, por ser este o mais importante na região em estudo.

### **Sistema Aquífero relacionado à Formação Rio Bonito**

O mapa geológico, elaborado por KREBS (2003), mostra que a Formação Rio Bonito ocupa parte da área dos municípios de Criciúma, Siderópolis, Treviso e Lauro Muller.

Os mapas de contorno estrutural da lapa das camadas de carvão Barro Branco e Bonito Inferior, KREBS et.al. (1983), mostram que o mergulho regional das camadas é de nordeste-este, para sudoeste-oeste. As seções geológicas elaboradas por KREBS (2003), mostram que ao longo da bacia carbonífera existem várias calhas estruturais que devem constituir boas estruturas aquíferas.

Os estudos geológicos mostraram claramente que a Formação Rio Bonito constitui um sistema aquífero que apresenta múltiplos intervalos aquíferos relacionados geneticamente às diferentes associações litofaciológicas presentes no Membro Siderópolis e no Membro Triunfo.

O Membro Triunfo aflora somente em uma pequena porção situada no vale do rio Tubarão no município de Lauro Muller.

Litologicamente, é constituído por arenitos cinza-esbranquiçados, com granulometria variável de fina até muito grossa, quartzo-feldspáticos, com cimento carbonático porosos e permeáveis. Na porção superior, predominam arenitos finos a médios e na base ocorre uma maior incidência de arenitos grossos. Os perfis litológicos das sondagens realizadas para carvão (PB-18 e PB-19) mostram que junto ao contato com a Formação Rio do Sul, geralmente ocorrem camadas areno-conglomeráticas, quartzo-feldspáticas, com cimento carbonático.

As camadas apresentam geometria sigmoidal, com aspecto maciço ou com estratificação cruzada acanalada, de pequeno e médio porte.

*Krebs*

O Membro Siderópolis é constituído por arenitos finos a médios, quartzosos, bem selecionados, porosos e permeáveis. Subordinadamente ocorrem arenitos médios a grossos, feldspáticos, com matriz areno-argilosa, também bastante permeáveis. Intercalam camadas de siltitos carbonosos e carvão.

As camadas apresentam espessuras variadas, desde alguns centímetros até mais de metro, geometria tabular ou lenticular, de aspecto maciço ou com estratificação cruzada. A espessura do Membro Siderópolis, de acordo com a análise e correlação de perfis de sondagens (BG-41, BG-44, BG-125, BG-16, BG-24) é bastante variável ao longo da área estudada, estando suas maiores espessuras na porção da Mina Esperança, onde alcança espessuras superiores a 90 m.

No caso do Membro Siderópolis, KREBS e NOSSE (1998) individualizaram 3 intervalos aquíferos na região de Criciúma, relacionados às associações litofaciológicas individualizadas por DIAS (1995) ao estudar a mesma região. Os intervalos foram denominados de: Seqüência Litofaciológica Superior (Areias Transgressivas); Seqüência Litofaciológica Média (Seqüência Barro Branco) e Seqüência Litofaciológica Inferior (Seqüência Bonito).

Esta unidade aquífera possui geometria tabular, ou lenticular quando posicionada nas proximidades da borda da bacia, com regime de fluxo livre, confinado ou, localmente, semi-confinado, quando é capeado por camadas de siltito carbonoso ou carvão.

O modelo hidrogeológico, estabelecido através das linhas de fluxo, bem como informações geológicas e geomorfológicas, indicam, claramente, que suas áreas de recarga estão situadas nas encostas do planalto gonduânico e morros-testemunhos (Montanhão e outros). Esta conformação hidrodinâmica mostra a contribuição de duas fontes principais de infiltração. Nas bordas da bacia, principalmente na borda oeste-noroeste e proximidades do Montanhão, onde as declividades do terreno são altas e as velocidades da circulação são elevadas, a recarga se realiza por drenância das águas dos aquíferos fraturados, relacionadas às rochas basálticas, e drenância das demais formações geológicas e depósitos de tálus, sobrepostos à formação Rio Bonito, que afloram nas encostas do planalto gonduânico.

Na área de afloramento desta Formação, a recarga dá-se por infiltração direta, a partir das precipitações, através dos solos residuais e transportados.

Na maior porção da área estudada, a drenagem superficial não atua na realimentação do aquífero, pois os rios têm caráter efluente, isto é, recebem contribuições dos aquíferos, com exceção de locais específicos onde afloram rochas areníticas da Formação Rio Bonito ou onde ocorre falhas com caráter distensional.

O Mapa geológico elaborado por KREBS (2003), mostra que entre Forquilha e Siderópolis, no vale do Rio Mãe Luzia afloram rochas areníticas. Observações de campo, medidas de vazão e monitoramento do lençol freático através de poços piezométricos, indicaram que o rio Mãe Luzia neste trecho tem caráter afluente, isto é, contribui para o reabastecimento do aquífero.

Observações realizadas em minas de carvão em subsolo (Mina Verdinho em Forquilha) mostraram que a denominada Falha Mãe Luzia, que controla grande trecho do rio homônimo, neste local encaixa um espesso dique de diabásio que está bastante fraturado e contribui para a alimentação do aquífero. Fato semelhante ocorre em Criciúma, onde a denominada Falha Criciúma secciona o Rio Sangão.

– Vulnerabilidade natural e riscos de contaminação

Com relação à vulnerabilidade natural dos aquíferos e riscos de contaminação, ALEXANDRE e KREBS (1995) identificaram 29 atividades consideradas potencialmente poluidoras, sendo que as mais efetivas com relação à poluição dos recursos hídricos referem-se às atividades de lavra e beneficiamento de carvão.

Como vulnerabilidade, conforme FOSTER e HIRATA (1993), entende-se a maior ou menor suscetibilidade à contaminação do material de subsuperfície a um evento contaminador. Partindo-se deste princípio, pode haver alguns casos em que o aquífero apresenta alta vulnerabilidade sem riscos de contaminação, pela ausência de uma carga significativa e vice-versa.

A vulnerabilidade deste sistema aquífero na área estudada está diretamente relacionada com o seu posicionamento estratigráfico.

Desta forma, os intervalos aquíferos superiores (relacionados ao Membro Siderópolis), pelo fato de serem constituídos por litologias arenosas que afloram ou ocorrem em níveis estratigráficos pouco profundos, onde também estão

posicionadas as camadas de carvão Barro Branco e Irapuá, que já foram bastante mineradas, tanto em superfície como também em subsuperfície, a vulnerabilidade e riscos de contaminação são altos.

Os intervalos aquíferos inferiores relacionados ao Membro Triunfo, pelo fato de ocorrerem em intervalos estratigráficos profundos e, além disso, apresentarem uma espessa seqüência de rochas predominantemente argilosas (pertencentes ao Membro Paraguassú), capeando este sistema aquífero, a vulnerabilidade e riscos de contaminação são baixos. Junto às zonas de falhas, a vulnerabilidade e riscos de contaminação são médios a altos.

#### - Potencialidade Aquífera

O cadastramento de poços e testes de bombeamento realizados indicou que este sistema aquífero possui potencialidade aquífera bastante variável, dependendo da eficiência de suas áreas de recarga, características granulométricas das litologias e outras características hidrogeológicas.

No ano de 2000, na localidade denominada Morro São Pedro, município de Treviso, foi construído um poço tubular profundo, com o objetivo de avaliarem-se a potencialidade aquífera daquela porção da bacia. Foi selecionado um local que corresponde a uma calha estrutural, controlada por falhas N30°W. O referido local possui eficientes áreas de recarga constituídas pelas encostas do planalto gonduânico e encostas do morro testemunho denominado Montanhão. Em superfície afloram litologias arenosas pertencentes à Formação Rio Bonito. O poço foi construído com toda a técnica necessária no que se refere a filtros, pré-filtros, teste de bombeamento para definição da capacidade de exploração, etc. Porém, a vazão obtida (18m<sup>3</sup>/h), ficou muito aquém das expectativas. Acredita-se que o baixo desempenho aquífero desta área, esteja relacionado às atividades de lavra de carvão em subsuperfície pois o bombeamento contínuo da água do interior das minas impede que a recarga do aquífero se processe normalmente.

Na porção de Criciúma, KREBS e NOSSE (1998) constataram que os poços tubulares relacionados às diferentes unidades aquíferas presentes no terço superior da Formação Rio Bonito (Membro Siderópolis) apresentam vazão que varia de 5 m<sup>3</sup>/h (CP-03) até 50m<sup>3</sup>/h (CP-28). Os valores de capacidade específica variaram de 0,06 m<sup>3</sup>/h/m (CP-06), até 2,22 m<sup>3</sup>/h/m (CP-13). A transmissividade apresentou uma grande variação desde 0,75m<sup>2</sup>/dia no poço da localidade de São Pedro em Treviso até 202m<sup>2</sup>/dia em um poço situado no município de Içara.

Pelo exposto, admite-se que onde o condicionamento hidrogeológico é favorável (eficientes áreas de recarga e exposição de fácies arenosas), como é o caso das áreas situadas nos vales dos rios Bonito, Rocinha, Hipólito e Mãe Luzia os poços aí perfurados deverão apresentar capacidades produtivas altas. Porém, há que se considerar os fatores relacionados às atividades de lavra de carvão, os quais poderão interferir negativamente na produtividade aquífera dos poços.

#### – Caracterização Hidroquímica das Águas

Os tipos geoquímicos das águas amostradas nos diferentes intervalos aquíferos da Formação Rio Bonito foram determinados através do diagrama de Piper (**Figura 2**), plotando-se os percentuais de miliequivalentes dos principais cátions e ânions. A apresentação dos grupos e subgrupos determinados, o número de amostras de cada subgrupo e sua frequência relativa é feito através do quadro à esquerda do diagrama.

A interpretação do referido diagrama, mostra que as águas do Sistema Aquífero Rio Bonito possuem grande variação composicional, sem apresentar uma herança composicional específica de cada intervalo litológico correspondente aos diferentes intervalos aquíferos presentes nesta formação, tanto para o conteúdo total de íons dissolvidos, quanto para íons individuais.

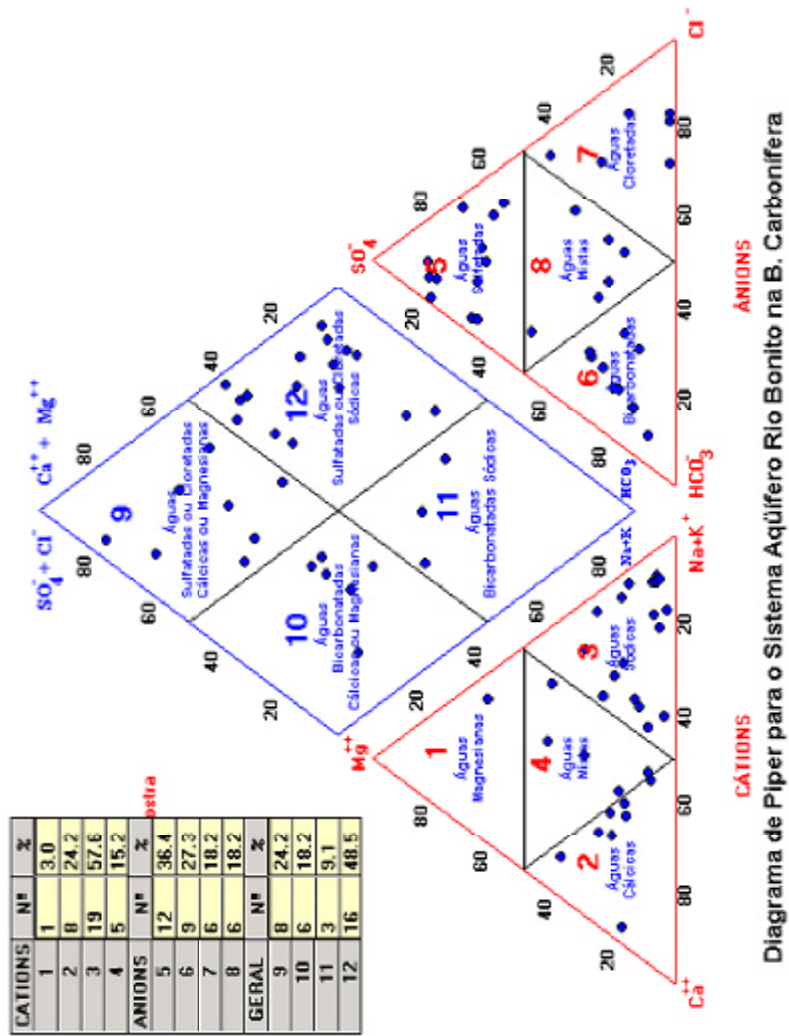


Figura 2. Diagrama de Piper para o Sistema Aquífero Rio Bonito na B. Carbonifera



Constatou-se que 48,5% das amostras foram classificadas como águas sulfatadas ou cloretadas sódicas, 24,2% como águas sulfatadas ou cloretadas cálcicas ou magnesianas, 18,2% como águas bicarbonatadas cálcicas ou magnesianas e 9,1% como águas bicarbonatadas sódicas.

Neste área, o fluxo das águas subterrâneas ocorre em um meio de grande complexidade estrutural, caracterizado pela presença de galerias em subsolo e falhas geológicas. Em diversos locais, a recarga deste sistema aquífero é realizada em áreas onde já ocorreram atividades de lavra, ou estão cobertos por pilhas de rejeitos piritosos.

Os trabalhos de campo executados, bem como observações realizadas em minas de subsolo, permitiram verificar que em diversos locais da bacia carbonífera, ocorre conexão vertical do aquífero freático com os intervalos aquíferos profundos. Este fato foi percebido no município de Maracajá, onde o aquífero freático relacionado aos depósitos de leques aluviais alimenta o aquífero Rio Bonito através da Falha Mãe Luzia. Fato semelhante foi verificado em Criciúma e Siderópolis.

A mistura com as águas do aquífero freático resulta em tipos intermediários de composição cloretada-bicarbonatada-cálcico-sódica, enriquecidos em cloreto, sulfato, sódio, cálcio e magnésio.

Com o objetivo de se correlacionar as águas superficiais e as águas do Aquífero Rio Bonito, em áreas ainda poupadas da mineração, foram realizadas amostragens conforme o plano a seguir especificado:

- coleta de água superficial no rio Mãe Luzia em seu alto curso à montante da área de início da contaminação no rio;

- coleta de água do aquífero Rio Bonito em um poço tubular profundo construído no alto curso do rio Mãe Luzia, posicionado nas proximidades da mina Esperança. 1ª amostra coletada no poço por ocasião do teste de bombeamento, antes de iniciar o referido teste; 2ª amostra coletada 24 horas após o início do ensaio de bombeamento e; a 3ª amostra coletada no final do ensaio de bombeamento (após a recuperação do nível estático ao final do teste, ou seja 97 horas).

*Krebs*

A observação dos 3 laudos de análise deste poço permite constatar que à medida que foi aumentando a vazão o pH sofreu um pequeno acréscimo, mostrando uma tendência para alcalino (pH = 8,0). Do mesmo modo a Condutividade Elétrica aumentou do 1º para o 3º patamar.

O diagrama de Piper (**Figura 3**), elaborado com a amostra coletada no rio Mãe Luzia e as três amostras do poço tubular coletadas durante um teste de bombeamento, indicou que nesta porção da bacia carbonífera, onde ainda não houve atividade de lavra e beneficiamento de carvão, existe grande similaridade geoquímica entre as águas subterrâneas e as águas superficiais. Observa-se que o sulfato apresentou um aumento considerável no último patamar. Este resultado se deve à contribuição de águas dos níveis aquíferos mais superiores associados às camadas de carvão. Sabe-se que a oxidação da pirita adiciona à água maior quantidade de íons sulfato, transformando os tipos químicos bicarbonatados em sulfatados cálcicos.

Esta amostra foi coletada ao final do teste (97 horas), sugerindo que após um determinado tempo, a recarga inclui águas já contaminadas pelas atividades de lavra ou beneficiamento de carvão.

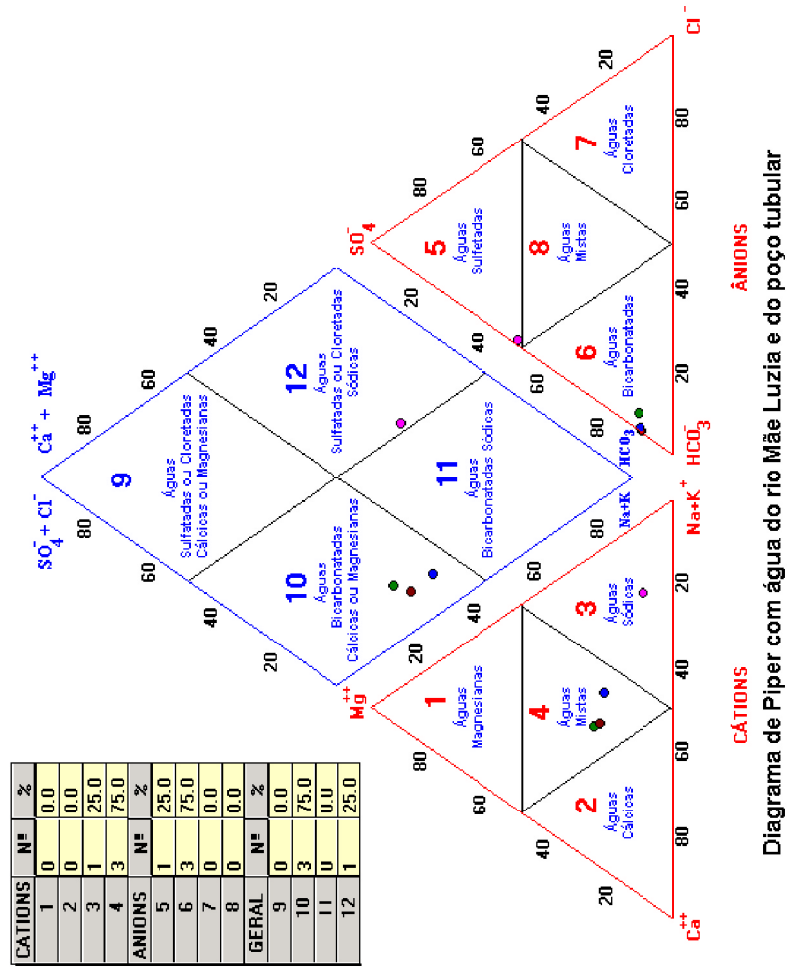


Figura 3. Diagrama de Piper com água do rio Mãe Luzia e do poço tubular

As Figuras 4, 5 e 6, mostram o gráfico logarítmico de SCHOELLER (1955) para as águas subterrâneas em diferentes locais da bacia carbonífera. Observa-se que o comportamento das linhas correspondentes a cada ponto amostrado, é semelhante, indicando que essas águas têm a mesma origem. As diferenças entre elas estão nos teores de cada parâmetro.

O Sulfato, por exemplo, tem uma variação muito grande, de 10,0 mg/L até > 1000 mg/L. O mesmo acontece com o Ferro Total, que vai desde menos de 0,03 mg/L até 60,0 mg/L.

O teor de Ferro total aumenta gradativamente do ponto mais a montante (área de Treviso), para jusante (área de Criciúma), indicando a influência das atividades de mineração.

O Manganês e o Zinco acompanham o comportamento do Ferro Total, aumentando de montante para jusante. O pH, como pode ser visto na Tabela 1, tem uma redução gradativa de montante para jusante, mostrando a contribuição progressiva de águas ácidas ao longo do percurso.

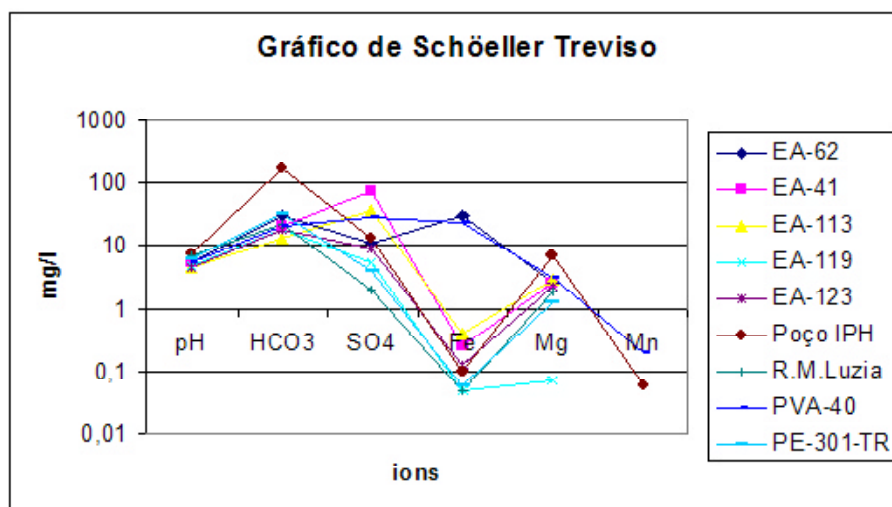
**Tabela 1.** Análises físico-química das Águas Subterrâneas

	<b>Teto Mina Santa Augusta Criciúma</b>	<b>Poço 03 cidade de Siderópolis</b>	<b>Vertente Rio Rocinha</b>	<b>Poço 02 entre Treviso e Siderópolis</b>	<b>Poço 01 Município de Treviso montante</b>
<b>pH</b>	3,0	3,9	7,5	6,7	7,1
<b>Acidez Tot</b>	262	113	4	13	11
<b>Condutiv.</b>	1,607	0,498	0,420	0,275	0,245
<b>Cor</b>	550	10	73	99	11
<b>Alumínio</b>	-	-	-	<0,1	<0,1
<b>Chumbo</b>	<0,05	<0,05	<0,05	-	-
<b>Cobre</b>	0,20	<0,01	0,04	-	-
<b>Ferro Tot.</b>	60,0	8,56	0,67	1,91	0,03
<b>Mn</b>	7,40	0,49	0,22	0,52	<0,01
<b>Zinco</b>	1,45	0,10	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Sulfatos</b>	1000	100	124	12	10
<b>Sól. Tot.</b>	1696	212	280	-	-
<b>Sól. Sed.</b>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<b>Turbidez</b>	126	0,4	15,3	12,3	1,4

Acidez Total (mg/L CaCO<sub>3</sub>); Condut. (mS/cm); Cor (mg/L PtCo); Al (mg/L) Chumbo (mg/L); Cobre (mg/L); Fe<sup>3+</sup> T. (mg/L); Mn (mg/L); Zinco (mg/L); Sulfatos (mg/L); Sól. Tot. (mg/L); Sól. Sedim. (mL/L); Turbidez (NTU)

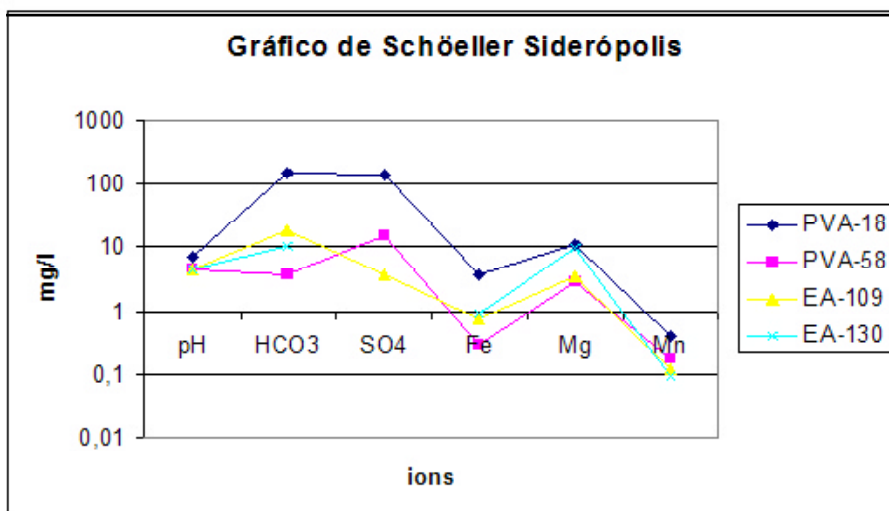
Na amostra proveniente de uma vertente próximo ao rio Rocinha na área da mina Novo Horizonte, observa-se que a qualidade desta água é boa em relação ao pH e acidez, 7,5 e 4, respectivamente. Apresenta um teor de 124 mg/L de sulfatos e 280 mg/L de sólidos totais.

A **Figura 4** mostra o gráfico logarítmico de SCHÖELLER onde é possível observar o comportamento de uma amostra de água do rio Mãe Luzia e várias amostras de poços tubulares e poços escavados relacionados à Formação Rio Bonito na porção da bacia carbonífera situada entre as cabeceiras do referido rio e a cidade de Treviso. As linhas têm um comportamento similar, indicando que as águas subterrâneas na região têm uma mesma origem, variando o teor de cada parâmetro, principalmente do ferro. Constatou-se que à medida que se dirige para as porções onde ocorrem pilhas de rejeito, as águas subterrâneas apresentam um acréscimo no teor de ferro e sulfato total. Verificou-se também, que as águas subterrâneas são muito semelhantes à água do rio Mãe Luzia na sua área de montante, antes deste ser influenciado pelas atividades de lavra e beneficiamento de carvão.



**Figura 4.** Comportamento das águas subterrâneas na porção correspondente à montante do rio Mãe Luzia

A **Figura 5** mostra o gráfico logarítmico de SCHÖELLER onde se observa o comportamento de duas amostras de poços tubulares (PVA) e duas de poços escavados (EA), relacionados à Formação Rio Bonito nas proximidades da cidade de Siderópolis. Constatou-se que os valores de sulfato total e ferro total são elevados, indicando que nesta porção, as águas subterrâneas já apresentam comprometimento pelas atividades de lavra e beneficiamento de carvão. O teor de manganês não acompanhou o comportamento do ferro.



**Figura 5.** Comportamento das águas subterrâneas nas proximidades de Siderópolis.

A **Figura 6** mostra o gráfico logarítmico de SCHÖELLER onde se observa o comportamento de várias amostras de poços tubulares relacionados à Formação Rio Bonito (PT) e uma de um poço escavado situado fora da área minerada, relacionado à Formação Serra Geral (EA), nas proximidades da cidade de Criciúma. O referido gráfico mostra que as águas subterrâneas apresentam um comportamento semelhante, com variação no teor de ferro total e manganês. Consta-se que estas águas subterrâneas da Formação Rio Bonito e as águas das fontes relacionadas à Formação Serra Geral, apresentam assinaturas hidrogeoquímicas distintas.

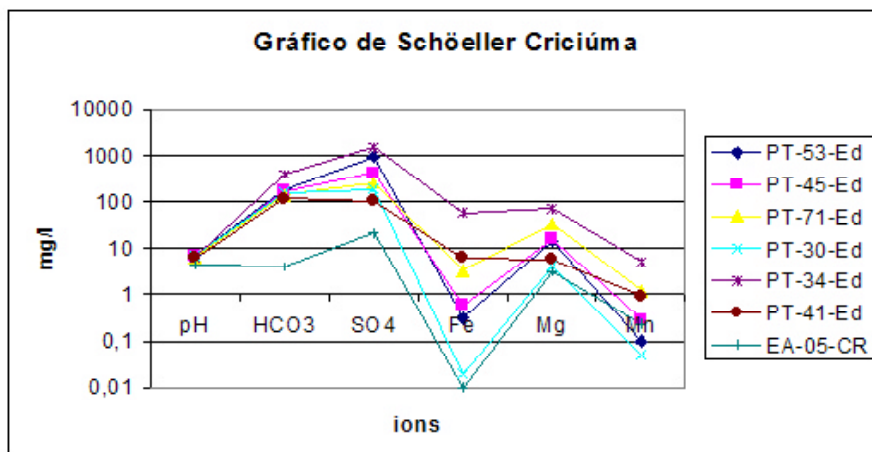


Figura 6. Comportamento das águas subterrâneas nas proximidades de Criciúma

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os trabalhos realizados permitiram identificar 6 diferentes unidades aquíferas, sendo 3 relacionadas às rochas sedimentares gonduânicas, 2 aos sedimentos quaternários, 1 relacionadas às rochas basálticas.

A Formação Rio Bonito constitui a mais importante unidade aquífera na região carbonífera, onde ocorre sob a forma de uma extensa faixa alongada segundo NS, desde o norte do município de Lauro Muller até o sul do município de Criciúma. Apresenta características hidrogeológicas favoráveis à captação de água através de poços tubulares com profundidades variáveis de 20m até 150m. No entanto, em vários locais, as atividades de lavra e beneficiamento de carvão interferiram negativamente neste comportamento.

Os impactos nos recursos hídricos resultantes da lavra do carvão são relativamente pequenos, se comparados aos impactos causados nas águas superficiais. Porém, em diversos locais da bacia carbonífera as águas subterrâneas apresentam restrições ao consumo humano, principalmente devido aos altos teores em ferro total, sulfato e manganês.

Nos locais em que as águas subterrâneas possuem boa qualidade, podendo ser utilizadas para consumo humano, recomenda-se a realização das atividades de lavra e beneficiamento de carvão segundo critérios técnicos especificados no Plano Anual de Lavra de cada empresa, para não comprometer a qualidade destas águas.

Para se realizar a gestão dos recursos hídricos subterrâneos na região carbonífera, é fundamental que se implante um sistema de monitoramento através de poços piezométricos, distribuídos estrategicamente ao longo de toda esta região, para que se possa verificar possíveis alterações no nível estático devido a operações de bombeamentos em subsolo e ou alterações nos aspectos qualitativos destas águas.

Com relação à presença de falhas abertas que propiciam infiltração de água para o interior das minas, recomenda-se que durante a passagem das referidas zonas de falha o avanço da lavra seja realizado com um número mínimo de galerias, para se evitar um acúmulo de água no subsolo, o que demandaria operações complementares de bombeamento. Após a transposição da zona de falha, deverá ser realizada, se possível, a impermeabilização com resinas especiais dos locais onde ocorre infiltração.

No caso do avanço de lavra em subsolo em sentido de uma falha geológica bem conhecida, recomenda-se que ao se aproximar 100m do local da falha, seja realizada uma sondagem horizontal que atravesse toda a zona de falha. Caso seja detectada a presença de água no furo de sonda, deve-se tomar as medidas acima recomendadas ou, encontrar outra alternativa para desenvolvimento do painel.

## **BIBLIOGRAFIA**

- ALEXANDRE, N.Z. & KREBS, A.S.J. 1995. Qualidade das Águas Superficiais do Município de Criciúma, SC. Porto Alegre: CPRM. 1 v. (Série Recursos Hídricos, v.6). (Programa de Informações Básicas para Gestão Territorial de Santa Catarina – PROGESC).
- DIAS, A. de A. 1995. Geologia do Município de Criciúma,SC. Porto Alegre. CPRM. 1v.(Série Cartas Temáticas , v. 23). (Programa de Informações Básicas para gestão Territorial de Santa Catarina).
- FOSTER, S. e HIRATA, R. 1993. Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas. Um método baseado em dados existentes. Instituto Geológico, bol. n. 10, 1 vol., 92p. São Paulo, SP.
- KREBS, A. S. J.; GRAZIA, C. A.; AMARAL, J. E.; CASÉ, M. G.; BRANCO, P. de M.; OLIVEIRA, R. L.; SILVA, V. R. Programa carvão energético no estado de Santa Catarina: relatório final. Porto Alegre: DNPM/CPRM, 1982 5 v.



*Krebs*

KREBS, A.S.J. & NOSSE, E.de O. 1998. Potencial hidrogeológico do município de Criciúma. Porto Alegre : CPRM. (Série Cartas Temáticas – Porto Alegre, v. 24). (Programa de Informações Básicas para a Gestão Territorial de Santa Catarina).

KREBS, A.S.J. 2003. Contribuição ao conhecimento dos recursos hídricos subterrâneos da bacia hidrográfica do rio Araranguá, SC. Departamento de Geociências UFSC. Tese de Doutorado.

SHÖELLER, H. 1955. Geochemie dès eaux souterraines. Revue de L'Institute Francais du Petrole. n. 10, p.230-244.

---

*Endereço para correspondência: / Mailling Address:*

Antonio Silvio Jornada Krebs  
Rua Paschoal Meller, 73 - CP 37 88.805-350 Criciúma SC  
Tel: 55 48 431-7541/431-7606 Fax : 55 48 431-7650  
E-mail: krebs@cyber.com.br

## Editores



### **CETEM**

Juliano Peres Barbosa  
Paulo Sergio Moreira Soares

### **CANMET**

Brenda Dixon  
Bryan Tisch

## Prefácio

---



Esta publicação celebra o resultado de mais de quatro anos de trabalho realizado em cooperação entre o Centro de Tecnologia Mineral do Ministério da Ciência e Tecnologia e o Canadian Centre for Mineral and Energy Technology do Natural Resources Canada, organizações similares em suas vocações de contribuir para o desenvolvimento da tecnologia mineral no Brasil e Canadá respectivamente.

A relação de parceria entre as duas instituições data de mais de vinte anos de trocas de experiências e ao longo dos últimos quatro tem se revestido de especial importância com a realização do Projeto CETEM - CANMET de Recuperação Ambiental de Áreas Mineradas. Com o financiamento da Canadian International Development Agency - CIDA e acompanhamento da Agência Brasileira de Cooperação - ABC, o projeto envolveu a participação de vinte e uma empresas em um trabalho sistemático de transferência de tecnologia para o aprimoramento do desempenho ambiental do setor mineral brasileiro. Este trabalho transformou as empresas envolvidas também em parceiras do CETEM e CANMET e envolveu o treinamento e aplicação de tecnologias para redução da emissão de efluentes, da contaminação do solo, ar e águas e o aperfeiçoamento das práticas de gestão.

A melhoria do desempenho ambiental na mineração implica em um meio ambiente mais limpo e portanto na melhoria da qualidade de vida das populações que habitam as áreas de influência dos empreendimentos minerais.

Desta forma, como resultado do trabalho que desenvolveram, os parceiros esperam ter contribuído para três propósitos com o Projeto: a construção de uma base sólida de conhecimentos no setor público sobre o binômio mineração e meio ambiente disponível a outras organizações e empresas, o aperfeiçoamento do desempenho ambiental do setor mineral brasileiro e a melhoria da qualidade de vida.

Florianópolis, dezembro de 2003  
Comitê Executivo

## Apresentação



Os Editores da publicação Seminário Brasil - Canadá de Recuperação Ambiental de Áreas Mineradas tem a satisfação de apresentar neste volume as contribuições técnicas ao Evento disponíveis no formato texto.

Nele encontram-se reunidos trabalhos que discutem as mais avançadas tecnologias ambientais hoje empregadas por empresas líderes no setor mineral brasileiro e canadense e aquelas em desenvolvimento no CETEM - Centro de Tecnologia Mineral e no CANMET - Canada Centre for Mineral and Energy Technology.

Gostariam ainda de agradecer o patrocínio da CIDA - Canadian International Development Agency, essencial para a realização do Seminário e aos autores das contribuições técnicas apresentadas.

## Dedicatória *in memoriam*

---



Ao longo de seus vários anos, a frutífera relação institucional CETEM - CANMET - CIDA - ABC ampliou-se e passou a incluir relações pessoais de respeito, admiração e amizade entre pesquisadores e profissionais destas instituições.

Dedicamos esta publicação aos amigos Errol van Huyssteen - CANMET e Jean Claude Lauzier - CIDA, companheiros de Projeto e homens que trabalharam incansavelmente para o desenvolvimento da área mineral e de meio ambiente no Brasil e no Canadá.

Os Editores

## Comitê Consultivo



ABC - José Piras

CANMET - Tom Hynes

CETEM - Fernando Lins

CIDA - Louis Verret; Simone Direito

CPRM - Agamenon Dantas, José Ribeiro Mendes

DNPM - Miguel Nery; Walter Arcoverde

IBRAM - José Mendo Mizael de Souza

MCT - José Leal; Elzevir Guerra

MMA - Fernando Vasconcelos

MME - Giles Carriconde Azevedo; Carlos Costa Jr.

SIECESC - Fernando Zancan; Cleber Gomes

SDS-SC - João Guilherme W. da Cunha

## Comitê Executivo



### **CETEM**

Juliano Peres Barbosa  
Paulo Sergio Moreira Soares

### **CANMET**

Brenda Dixon  
Bryan Tisch

## Abertura\*

---



Exmo. Sr. Governador do Estado de Santa Catarina - Dr. Luiz Henrique da Silveira

Exmo. Sr. Ministro da Ciência e Tecnologia - Dr. Roberto Amaral

Exma. Sra. Embaixadora do Canadá - Suzanne Laporte

ABC/MRE - Dr. José Piras

CETEM - Dr. Fernando Lins

CANMET - Dr. David Koren

CIDA - Dr. Louis Verret

IBRAM - Dr. José Mendo Mizael de Souza

MMA - Dra. Marijane Vieira Lisboa

MME - Dr. Giles Carriconde Azevedo

DNPM - Dr. Miguel Nery

CPRM - Dr. Agamenon Dantas

SDS-SC - Dr. Bráulio Barbosa

SIECESC - Dr. Rui Hülse

Federação dos Trabalhadores da Extração do Carvão - Sr. Arnoldo Vivaldo de Matos

Presidente da AMREC: Dr. Décio Gomes Góes



## INDICE DE TEMAS

### RECUPERAÇÃO AMBIENTAL NA REGIÃO CARBONÍFERA DE SANTA CATARINA

*Chairs: José Mendo Mizaél de Souza - IBRAM; W.D. Gould - CANMET*

#### **O Projeto CETEM & CANMET de Recuperação Ambiental de Áreas Mineradas**

*Paulo Sergio M. Soares - Diretor Técnico do Projeto – CETEM Art.*

### ESTUDOS DE CASOS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL - CANADÁ I

*Chairs: Fernando Zancan - SIECESC; W. D. Gould - CANMET*

#### **Planning for Closure! . . . . .p.139**

*Les Hulett - Director Environmental Affairs INCO Limited, Toronto, Canada*

#### **Reclamation of Mine Sites in Quebec – the Cambior Experience . . . . .p.74**

*Gail Amyot - G.E.A.Inc. Ste - Foy, Québec, Canada*

#### **Lime Treatment of Acid Mine Drainage in Canadá . . . . .p.89**

*Bernie Aubé EnvirAubé Ste - Anne - de - Bellevue, Quebec, Canada*

### ESTUDOS DE CASOS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL - BRASIL I

*Chairs: Miguel Nery - DNPM; José Ribeiro Mendes – CPRM*

#### **Reabilitação de Áreas Degradadas e Fechamento de Minas da CVRD. . . .p.229**

*Gustavo Bessa - Gerente de Proteção e Reabilitação Ambiental - CVRD*

#### **A Experiência da Copelmi na Recuperação Ambiental de Áreas Mineradas**

*Alexandre Grigorieff - Gerente de Operações - Copelmi*

#### **Tratamento Passivo de Efluentes da Mineração Serra da Fortaleza**

*Luiz Fregadolli – Gerente de Meio Ambiente e de Comunicação Social da Mineração Serra da Fortaleza – Grupo Rio Tinto Brasil*

### TÉCNICAS DE CONTROLE AMBIENTAL NA BACIA CARBONÍFERA DE SANTA CATARINA

*Chairs: Cláudio Wasniewski - Carbonífera Metropolitana, Cleber Gomes - SIECESC*

#### **Importância dos Aspectos Hidrogeológicos para a Recuperação Ambiental das Áreas Degradadas da Região Carbonífera de Santa Catarina . . . . .p.266**

*Antônio Silvio J. Krebs - Geólogo CPRM*

#### **Sistema de Gestão de Efluentes em Mineração de Carvão**

#### **Unidade Mineira II – Verdinho . . . . .p.243**

*Carlos Schneider - Gerente de Meio Ambiente - Carbonífera Criciúma S.A.*

## **ESTUDOS DE CASOS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL - CANADÁ II**

*Chairs: Brenda Dixon - CANMET; Elzevir Guerra - MCT*

**Applications of Passive Biological Systems for the Treatment of Acid Mine Drainage** .....p.124

*W.D. Gould - Pesquisador CANMET*

**Emerging Issues in Aquatic Toxicology** .....p.106

*Jennifer Beyak - Pesquisadora CANMET*

**The Legacy of Abandoned Mines in Canada** .....p.176

*Bryan Tisch - Pesquisador CANMET*

## **ESTUDOS DE CASOS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL – BRASIL II**

*Chairs: Walter Arcoverde - DNPM; José Leal – MCT*

**Reabilitação de Áreas Mineradas - A Experiência da Alcan Alumínio do Brasil Ltda**

*Néder Ibrahim - Gerente de Mineração e Propriedades Alcan Ltda*

**Sistema Integrado de Gestão Ambiental – SIGA Mineração Taboca S/A - Pitinga – AM** .....p.193

*Eder Mesquita – Gerente de Meio Ambiente - Mineração Taboca S.A. – Grupo Paranapanema*

**Estudo Hidrogeológico e Plano de Gestão de Águas de Capão Xavier**

*Leandro Amorim - Gerente de Meio Ambiente das Minerações Brasileiras Reunidas - MBR*

## **PAINEL: RESPONSABILIDADE SOCIAL DAS EMPRESAS DE MINERAÇÃO**

*Presidente: Carlos W. de Faria - COPELMI*

*Moderador: Simone Direito – CIDA*

**Relacionamento Sociambiental** .....p.254

*Sérgio Dias - Gerente de Meio Ambiente - Samarco Mineração*

## **ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA A RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DA ÁREAS MINERADAS**

**Projeto de Coberturas Secas para Controle da Drenagem Ácida em Depósitos Geradores de Acidez** .....p.210

*Vicente Paulo de Souza - Pesquisador do CETEM, Laura De Simone Borma Pesquisadora do LNCC; Rose Mary Gondin Mendonça Prof. UFTO*

**Sistemas Passivos Abióticos para o Tratamento de Drenagens Ácidas de Mina(DAM)** .....p.1

*Paulo Sérgio Moreira Soares - Pesquisador do CETEM, Roberto de Barros Emery Trindade - Pesquisador do CETEM*

**Avaliação de Risco Ambiental na Recuperação de Áreas Degradadas.  
Estudo de Caso: Região Carbonífera Catarinense .....p.19**

*Zuleica Carmem Castilhos; Paulo Sérgio Moreira Soares;  
Roberto de Barros Emery Trindade; Juliano Barbosa; Errol van Huyssteen*

**Tratamento de Drenagem Ácida de Mina por Processo  
de Neutralização Controlada .....p.40**

*Mario Valente Possa - Pesquisador CETEM; Maria Dionísia Costa dos  
Santos Pesquisadora CETEM*

**Avaliação de Sistemas de Revegetação para Recuperação  
Ambiental de Área Minerada pela CRM em Candiota .....p.60**

*Ricardo Melamed - Pesquisador CETEM, Paulo Sérgio Moreira Soares -  
Pesquisador CETEM, Juliano Peres Barbosa - Pesquisador CETEM,  
Errol van Huyssteen - Pesquisador CANMET, Ney Sá Filho - Engenheiro CRM*

## INDEX THEMES

### MINE REHABILITATION IN THE COAL MINING REGION OF SANTA CATARINA

*Chairs: José Mendo Mizaél de Souza - IBRAM; W.D. Gould - CANMET*

#### **O Projeto CETEM & CANMET de Recuperação Ambiental de Áreas Mineradas**

*Paulo Sergio M. Soares - Diretor Técnico do Projeto – CETEM Art.*

### MINE REHABILITATION - CANADIAN CASE STUDIES I

*Chairs: Fernando Zancan - SIECESC; W. D. Gould - CANMET*

#### **Planning for Closure! . . . . .p.139**

*Les Hulett - Director Environmental Affairs INCO Limited, Toronto, Canada*

#### **Reclamation of Mine Sites in Quebec – the Cambior Experience . . . . .p.74**

*Gail Amyot - G.E.A.Inc. Ste - Foy, Québec, Canada*

#### **Lime Treatment of Acid Mine Drainage in Canadá . . . . .p.89**

*Bernie Aubé EnvirAubé Ste - Anne - de - Bellevue, Quebec, Canada*

### MINE REHABILITATION - BRAZILIAN CASE STUDIES I

*Chairs: Miguel Nery - DNPM; José Ribeiro Mendes – CPRM*

#### **Reabilitação de Áreas Degradadas e Fechamento de Minas da CVRD. . . . .p.229**

*Gustavo Bessa - Gerente de Proteção e Reabilitação Ambiental - CVRD*

#### **A Experiência da Copelmi na Recuperação Ambiental de Áreas Mineradas**

*Alexandre Grigorieff - Gerente de Operações - Copelmi*

#### **Tratamento Passivo de Efluentes da Mineração Serra da Fortaleza**

*Luiz Fregadollí – Gerente de Meio Ambiente e de Comunicação Social da Mineração Serra da Fortaleza – Grupo Rio Tinto Brasil*

### ENVIRONMENTAL CONTROL TECHNIQUES IN THE COAL MINING AREA OF SANTA CATARINA

*Chairs: Cláudio Wasniewski - Carbonífera Metropolitana, Cleber Gomes - SIECESC*

#### **Importância dos Aspectos Hidrogeológicos para a Recuperação**

#### **Ambiental das Áreas Degradadas da Região Carbonífera**

#### **de Santa Catarina . . . . .p.266**

*Antônio Silvio J. Krebs - Geólogo CPRM*

#### **Sistema de Gestão de Efluentes em Mineração de Carvão**

#### **Unidade Mineira II – Verdinho . . . . .p.243**

*Carlos Schneider - Gerente de Meio Ambiente - Carbonífera Criciúma S.A.*

## MINE REHABILITATION - CANADIAN CASE STUDIES II

*Chairs: Brenda Dixon - CANMET; Elzevir Guerra - MCT*

**Applications of Passive Biological Systems for the Treatment of Acid Mine Drainage** .....p.124

*W.D. Gould - Pesquisador CANMET*

**Emerging Issues in Aquatic Toxicology** .....p.106

*Jennifer Beyak - Pesquisadora CANMET*

**The Legacy of Abandoned Mines in Canada** .....p.176

*Bryan Tisch - Pesquisador CANMET*

## MINE REHABILITATION - BRAZILIAN CASE STUDIES II

*Chairs: Walter Arcoverde - DNPM; José Leal – MCT*

**Reabilitação de Áreas Mineradas - A Experiência da Alcan Alumínio do Brasil Ltda**

*Néder Ibrahim - Gerente de Mineração e Propriedades Alcan Ltda*

**Sistema Integrado de Gestão Ambiental – SIGA Mineração Taboca S/A - Pitinga – AM** .....p.193

*Eder Mesquita – Gerente de Meio Ambiente - Mineração Taboca S.A. – Grupo Paranapanema*

**Estudo Hidrogeológico e Plano de Gestão de Águas de Capão Xavier**

*Leandro Amorim - Gerente de Meio Ambiente das Minerações Brasileiras Reunidas - MBR*

## PANEL: SOCIAL RESPONSIBILITY OF MINING COMPANIES

*President: Carlos W. de Faria - COPELMI*

*Moderator: Simone Direito – CIDA*

**Relacionamento Sociambiental** .....p.254

*Sérgio Dias - Gerente de Meio Ambiente - Samarco Mineração*

## TECHNOLOGICAL ALTERNATIVES FOR MINE REHABILITATION

**Projeto de Coberturas Secas para Controle da Drenagem Ácida em Depósitos Geradores de Acidez** .....p.210

*Vicente Paulo de Souza - Pesquisador do CETEM, Laura De Simone Borma Pesquisadora do LNCC; Rose Mary Gondin Mendonça Prof. UFTO*

**Sistemas Passivos Abióticos para o Tratamento de Drenagens Ácidas de Mina(DAM)** .....p.1

*Paulo Sérgio Moreira Soares - Pesquisador do CETEM, Roberto de Barros Emery Trindade - Pesquisador do CETEM*

**Avaliação de Risco Ambiental na Recuperação de Áreas Degradadas.  
Estudo de Caso: Região Carbonífera Catarinense .....p.19**

*Zuleica Carmem Castilhos; Paulo Sérgio Moreira Soares;  
Roberto de Barros Emery Trindade; Juliano Barbosa; Errol van Huyssteen*

**Tratamento de Drenagem Ácida de Mina por Processo  
de Neutralização Controlada .....p.40**

*Mario Valente Possa - Pesquisador CETEM; Maria Dionísia Costa dos  
Santos Pesquisadora CETEM*

**Avaliação de Sistemas de Revegetação para Recuperação  
Ambiental de Área Minerada pela CRM em Candiota .....p.60**

*Ricardo Melamed - Pesquisador CETEM, Paulo Sérgio Moreira Soares -  
Pesquisador CETEM, Juliano Peres Barbosa - Pesquisador CETEM,  
Errol van Huyssteen - Pesquisador CANMET, Ney Sá Filho - Engenheiro CRM*

## APRESENTAÇÃO ORAL

### RECUPERAÇÃO AMBIENTAL NA REGIÃO CARBONÍFERA DE SANTA CATARINA

*Chairs: José Mendo Mizaél de Souza - IBRAM; W.D. Gould - CANMET*

#### **CETEM & CANMET Technology Transfer Project\***

David Koren - Chefe da Divisão de Tratamento de Efluentes do CANMET

#### **Projeto de Recuperação Ambiental da Bacia Carbonífera de Santa Catarina\***

Cleber J. Baldoni Gomes - Assessor Técnico de Meio Ambiente do SIECESC

### ESTUDOS DE CASOS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL - BRASIL I

*Chairs: Miguel Nery - DNPM; José Ribeiro Mendes – CPRM*

#### **Recuperação Ambiental de Áreas Degradadas na Votorantim Metais - Zinco\***

*Hélio Takara - Gerente de Meio Ambiente da Votorantim Metais - Zinco*

### PAINEL: O PAPEL DO ESTADO NA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS MINERADAS\*

*Presidente: Reinaldo Vasconcelos - MMA*

*Moderador: Carlos Oiti – MCT*

*Representantes do MMA, MME, SDS, FATMA, DNPM, CPRM*

### TÉCNICAS DE CONTROLE AMBIENTAL NA BACIA CARBONÍFERA DE SANTA CATARINA

*Chairs: Cláudio Wasniewski - Carbonífera Metropolitana, Cleber Gomes - SIECESC*

#### **Recuperação Ambiental em Minerações de Carvão a Céu Aberto em Siderópolis - SC\***

*Paulo César Dib - Superintendente Geral do Projeto Santa Catarina - CSN*

#### **A Experiência do Tratamento de Efluentes da Carbonífera Metropolitana em sua Unidade de Embarque em Rio Fiorita\***

*Giovano Izidoro - Gerente do Departamento de Meio Ambiente - C. Metropolitana*

### ESTUDOS DE CASOS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL – BRASIL II

*Chairs: Walter Arcoverde - DNPM; José Leal – MCT*

#### **Gestão Ambiental na São Bento Mineração\***

*Mauro Lima - Coordenador de Meio Ambiente - São Bento Mineração*

## **PAINEL: RESPONSABILIDADE SOCIAL DAS EMPRESAS DE MINERAÇÃO**

*Presidente: Carlos W. de Faria - COPELMI*

*Moderador: Simone Direito – CIDA*

### **Responsabilidade Social do Setor Carbonífero - Estudo de Caso \***

*Fernando Luiz Zancan – Secretário Executivo - Sindicato da Indústria de Extração de Carvão do Estado de Santa Catarina SIECESC*

### **Responsabilidade Social na Carbonífera Metropolitana – Uma Parceria com a Comunidade\***

*Claudiomar Kosmann – Gerente do Departamento de Treinamento*

### **A Percepção da Mineração pela Sociedade Brasileira\***

*José Mendo Mizaél de Souza - Vice Presidente Executivo IBRAM*

\* apresentação oral



## ORAL PRESENTATION

### **MINE REHABILITATION IN THE COAL MINING REGION OF SANTA CATARINA**

*Chairs: José Mendo Mizaél de Souza - IBRAM; W.D. Gould - CANMET*

#### **CETEM & CANMET Technology Transfer Project\***

David Koren - Chefe da Divisão de Tratamento de Efluentes do CANMET

#### **Projeto de Recuperação Ambiental da Bacia Carbonífera de Santa Catarina\***

Cleber J. Baldoni Gomes - Assessor Técnico de Meio Ambiente do SIECESC

### **MINE REHABILITATION - BRAZILIAN CASE STUDIES I**

*Chairs: Miguel Nery - DNPM; José Ribeiro Mendes – CPRM*

#### **Recuperação Ambiental de Áreas Degradadas na Votorantim Metais - Zinco\***

*Hélio Takara - Gerente de Meio Ambiente da Votorantim Metais - Zinco*

### **PANEL: THE ROLE OF STATE IN MINE REHABILITATION\***

*President: Reinaldo Vascoceles - MMA*

*Moderator: Carlos Oiti – MCT*

*Representantes do MMA, MME, SDS, FATMA, DNPM, CPRM*

### **ENVIRONMENTAL CONTROL TECHNIQUES IN THE COAL MINING AREA OF SANTA CATARINA**

*Chairs: Cláudio Wasniewski - Carbonífera Metropolitana, Cleber Gomes - SIECESC*

#### **Recuperação Ambiental em Minerações de Carvão a Céu Aberto em Siderópolis - SC\***

*Paulo César Dib - Superintendente Geral do Projeto Santa Catarina - CSN*

#### **A Experiência do Tratamento de Efluentes da Carbonífera Metropolitana em sua Unidade de Embarque em Rio Fiorita\***

*Giovano Izidoro - Gerente do Departamento de Meio Ambiente - C. Metropolitana*

### **MINE REHABILITATION - BRAZILIAN CASE STUDIES II**

*Chairs: Walter Arcoverde - DNPM; José Leal – MCT*

#### **Gestão Ambiental na São Bento Mineração\***

*Mauro Lima - Coordenador de Meio Ambiente - São Bento Mineração*

## **PANEL: SOCIAL RESPONSIBILITY OF MINING COMPANIES MINERAÇÃO**

*Presidente: Carlos W. de Faria - COPELMI*

*Moderador: Simone Direito – CIDA*

### **Responsabilidade Social do Setor Carbonífero - Estudo de Caso \***

*Fernando Luiz Zancan – Secretário Executivo - Sindicato da Indústria de Extração de Carvão do Estado de Santa Catarina SIECESC*

### **Responsabilidade Social na Carbonífera Metropolitana – Uma Parceria com a Comunidade\***

*Claudiomar Kosmann – Gerente do Departamento de Treinamento*

### **A Percepção da Mineração pela Sociedade Brasileira\***

*José Mendo Mizael de Souza - Vice Presidente Executivo IBRAM*

\* oral presentation

# **Brazil-Canada Seminar on Mine Rehabilitation**



## **Editores/Editors**

Juliano Peres Barbosa

Paulo Sérgio Moreira Soares

Brenda Dixon

Bryan Tisch

# **Seminário Brasil-Canadá de Recuperação Ambiental de Áreas Mineradas**



**Hotel Costão do Santinho Resort  
Florianópolis, Brazil  
December 1-3, 2003**

## **Capa / Main Cover**

### **Português**

Índice de Temas

Apresentação Oral

Índice de Títulos

Índice de Autores

### **Inglês**

Index Themes

Oral Presentation

Index Title

Index Authors

### **Abertura**

**Comitê Executivo**

**Comitê Consultivo**

**Dedicatória in Memoriam**

**Apresentação**

**Prefácio**

**Editores**

**Realização**

**Patrocínio**

**Apoio**

**Sair**

## Realização



CETEM - Centro de Tecnologia Mineral  
CANMET- Canada Centre for Mineral and Energy Technology

## Patrocínio



CIDA - Canadian International Development Agency

## Apoio

---



ABC - Agência Brasileira de Cooperação – Ministério das Relações Exteriores  
IBRAM - Instituto Brasileiro de Mineração  
SIECESC - Sindicato da Indústria de Extração de Carvão do Estado de Santa Catarina  
CT Mineral – Fundo Setorial Mineral/MCT  
MME/SMM – Secretaria de Minas e Metalurgia  
CPRM - Serviço Geológico do Brasil  
DNPM - Departamento Nacional de Produção Mineral  
SDS-SC - Secretaria de Estado do Desenvolvimento Social, Urbano e Meio Ambiente  
FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina  
ALCAN – Alcan Alumínio do Brasil Ltda  
Carbonífera Criciúma  
Carbonífera Metropolitana  
CMM - Companhia Mineira de Metais – Votorantim Metais  
COPELMI Mineração  
CSN - Companhia Siderúrgica Nacional  
CVRD - Companhia Vale do Rio Doce  
Mamoré Mineração e Metalurgia – Grupo PARANAPANEMA  
MBR - Minerações Brasileiras Reunidas S.A.  
Rio Tinto Brasil  
SAMARCO Mineração  
São Bento Mineração  
TRACTEBEL Energia

## INDICE DE TÍTULOS

### A

APPLICATIONS OF PASSIVE BIOLOGICAL SYSTEMS FOR THE  
TREATMENT OF ACID MINE DRAINAGE ..... p.124

AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS  
DEGRADADAS. ESTUDO DE CASO:  
REGIÃO CARBONÍFERA CATARINENSE ..... p.19

AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE REVEGETAÇÃO PARA RECUPERAÇÃO  
AMBIENTAL DE ÁREA MINERADA PELA CRM EM CANDIOTA ..... p.60

### E

EMERGING ISSUES IN AQUATIC TOXICOLOGY ..... p.106

### G

GARANTIAS FINANCEIRAS E O FECHAMENTO DE MINAS ..... p.255

### I

IMPORTÂNCIA DOS ASPECTOS HIDROGEOLÓGICOS PARA A  
RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DAS ÁREAS DEGRADADAS  
DA REGIÃO CARBONÍFERA DE SANTA CATARINA ..... p.266

### L

LIME TREATMENT OF ACID MINE DRAINAGE IN CANADÁ ..... p.89

### M

MINING WITH ENVIRONMENTAL QUALITY – THE CANADIAN EXPERIENCE ... p.140

### P

PLANNING FOR CLOSURE! ..... p.139

PROJETO DE COBERTURAS SECAS PARA CONTROLE DA DRENAGEM  
ÁCIDA EM DEPÓSITOS GERADORES DE ACIDEZ ..... p.210

### R

REABILITAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS E FECHAMENTO  
DE MINAS DA CVRD ..... p.229

RECLAMATION OF MINE SITES IN QUEBEC – THE CAMBIOR EXPERIENCE . . .	p.74
RELACIONAMENTO SOCIAMBIENTAL . . . . .	p.254

**S**

SISTEMA DE GESTÃO DE EFLUENTES EM MINERAÇÃO DE CARVÃO UNIDADE MINEIRA II – VERDINHO . . . . .	p.243
SISTEMA INTEGRADO DE GESTÃO AMBIENTAL – SIGA MINERAÇÃO TABOCA S/A PITINGA – AM . . . . .	p.193
SISTEMAS PASSIVOS ABIÓTICOS PARA O TRATAMENTO DE DRENAGENS ÁCIDAS DE MINA (DAM) . . . . .	p.1

**T**

THE LEGACY OF ABANDONED MINES IN CANADA . . . . .	p.176
TRATAMENTO DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINA POR PROCESSO DE NEUTRALIZAÇÃO CONTROLADA . . . . .	p.40



## ÍNDICE DE AUTORES

### A

- Amyot, G. .... p.74  
Aubé, B. .... p.89

### B

- Barbosa, J.P. .... p.19, p.60  
Bessa, G.D. .... p.229  
Beyak, J.C. .... p.106  
Borma, L.D.S. .... p.210

### C

- Castilhos, Z.C. .... p.19

### D

- Dias, S.J.L. .... p.254

### F

- Fosseca N.A. .... p.254

### G

- Gould, W.D. .... p.124

### H

- Hulett, L. .... p.139  
Huyssteen, E. .... p.19, p.60, p.140

### K

- Krebs, A.S.J. .... p.266

### L

- Lopes, S.A. .... p.254  
Lott, C.P.M. .... p.229

## **M**

Mazaneck L.C. ....	p.254
Melamed, R. ....	p.60
Mendonça, R.M.G. ....	p.210
Mesquita, E.C. ....	p.193
Miranda, M.P. ....	p.254

## **P**

Possa, M.V. ....	p.40
------------------	------

## **R**

Rosado, E.A.R. ....	p.254
---------------------	-------

## **S**

Sá Filho, N. ....	p.60
Santos, M.D.C. ....	p.40
Schneider, C. ....	p.243
Silva, A.S. ....	p.254
Soares, P.S.M. ....	p.1, p.19, p.60
Souza, V.P. ....	p.210

## **T**

Tisch, B. ....	p.176
Tremblay, G. ....	p.176
Trindade, R.B.E. ....	p.1, p.19

## **V**

Vale, E. ....	p.255
Vilela, O. ....	p.229

## **Z**

Zinck, J. ....	p.89
----------------	------

## INDEX TITLE

### A

APPLICATIONS OF PASSIVE BIOLOGICAL SYSTEMS FOR THE  
TREATMENT OF ACID MINE DRAINAGE ..... p.124

AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS  
DEGRADADAS. ESTUDO DE CASO:  
REGIÃO CARBONÍFERA CATARINENSE ..... p.19

AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE REVEGETAÇÃO PARA RECUPERAÇÃO  
AMBIENTAL DE ÁREA MINERADA PELA CRM EM CANDIOTA ..... p.60

### E

EMERGING ISSUES IN AQUATIC TOXICOLOGY ..... p.106

### G

GARANTIAS FINANCEIRAS E O FECHAMENTO DE MINAS ..... p.255

### I

IMPORTÂNCIA DOS ASPECTOS HIDROGEOLÓGICOS PARA A  
RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DAS ÁREAS DEGRADADAS  
DA REGIÃO CARBONÍFERA DE SANTA CATARINA ..... p.266

### L

LIME TREATMENT OF ACID MINE DRAINAGE IN CANADÁ ..... p.89

### M

MINING WITH ENVIRONMENTAL QUALITY – THE CANADIAN EXPERIENCE ... p.140

### P

PLANNING FOR CLOSURE! ..... p.139

PROJETO DE COBERTURAS SECAS PARA CONTROLE DA DRENAGEM  
ÁCIDA EM DEPÓSITOS GERADORES DE ACIDEZ ..... p.210

### R

REABILITAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS E FECHAMENTO  
DE MINAS DA CVRD ..... p.229

RECLAMATION OF MINE SITES IN QUEBEC – THE CAMBIOR EXPERIENCE . . .	p.74
RELACIONAMENTO SOCIAMBIENTAL . . . . .	p.254

**S**

SISTEMA DE GESTÃO DE EFLUENTES EM MINERAÇÃO DE CARVÃO UNIDADE MINEIRA II – VERDINHO . . . . .	p.243
SISTEMA INTEGRADO DE GESTÃO AMBIENTAL – SIGA MINERAÇÃO TABOCA S/A PITINGA – AM . . . . .	p.193
SISTEMAS PASSIVOS ABIÓTICOS PARA O TRATAMENTO DE DRENAGENS ÁCIDAS DE MINA (DAM) . . . . .	p.1

**T**

THE LEGACY OF ABANDONED MINES IN CANADA . . . . .	p.176
TRATAMENTO DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINA POR PROCESSO DE NEUTRALIZAÇÃO CONTROLADA . . . . .	p.40

## INDEX AUTHORS

### A

- Amyot, G. .... p.74  
Aubé, B. .... p.89

### B

- Barbosa, J.P. .... p.19, p.60  
Bessa, G.D. .... p.229  
Beyak, J.C. .... p.106  
Borma, L.D.S. .... p.210

### C

- Castilhos, Z.C. .... p.19

### D

- Dias, S.J.L. .... p.254

### F

- Fosseca N.A. .... p.254

### G

- Gould, W.D. .... p.124

### H

- Hulett, L. .... p.139  
Huyssteen, E. .... p.19, p.60, p.140

### K

- Krebs, A.S.J. .... p.266

### L

- Lopes, S.A. .... p.254  
Lott, C.P.M. .... p.229

## **M**

Mazaneck L.C. . . . .	p.254
Melamed, R. . . . .	p.60
Mendonça, R.M.G. . . . .	p.210
Mesquita, E.C. . . . .	p.193
Miranda, M.P. . . . .	p.254

## **P**

Possa, M.V. . . . .	p.40
---------------------	------

## **R**

Rosado, E.A.R. . . . .	p.254
------------------------	-------

## **S**

Sá Filho, N. . . . .	p.60
Santos, M.D.C. . . . .	p.40
Schneider, C. . . . .	p.243
Silva, A.S. . . . .	p.254
Soares, P.S.M. . . . .	p.1, p.19, p.60
Souza, V.P. . . . .	p.210

## **T**

Tisch, B. . . . .	p.176
Tremblay, G. . . . .	p.176
Trindade, R.B.E. . . . .	p.1, p.19

## **V**

Vale, E. . . . .	p.255
Vilela, O. . . . .	p.229

## **Z**

Zinck, J. . . . .	p.89
-------------------	------