

COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ESPÉCIES DISSOLVIDAS EM DRENAGEM ÁCIDA.

Eduardo de Castro¹ & Celso de Oliveira Loureiro²

Resumo: Em todo o ciclo das atividades de mineração, o gerenciamento das águas de minas deve incluir um controle de qualidade adequado, essencial para garantir não só o suprimento das necessidades básicas de água, pelas operações minerárias, como também para prevenir a poluição de águas superficiais e subterrâneas, por essas águas em geral e, em particular, pela drenagem ácida de mina. A gestão das águas de drenagens da mina tem importância fundamental, devido à capacidade de dissolução e transporte de minerais, destas águas, que podem conter elementos tóxicos, potencialmente poluidores. Essa questão assume particular importância na etapa de pós-fechamento, pois nesta fase é que se verificará a efetividade das medidas de recuperação estabelecidas no Plano de Recuperação de Áreas Degradadas, quando as águas da mina certamente refletirão a efetividade destas medidas. O comportamento químico das drenagens de minas, na fase de pós-fechamento, depende muito dos processos geoquímicos, hidrológicos e operacionais que ocorreram durante o período de atividade da mineração. A avaliação desse comportamento poderá ser feita, com segurança, a partir de uma análise estatística simples dos dados de monitoramento dessas drenagens durante o período operacional.

Abstract: Within the whole mining activity cycle, the proper management of the mine drainage water should include an adequate and detailed quality control procedure program. The process of mine closure and the related activities for the recuperation and rehabilitation of the degraded mining site is a recent subject for discussion in Brazil. Post-mining drainage chemical behavior is conditioned by many geochemical, hydrological and operational processes that took place during the mining operation. This question have great importance in mine post-closure phase, since it will during that phase that the effectiveness of the measures established on the Rehabilitation Plan will be verified, when the mine waters will reflect the effectiveness of those measures. Acid mine drainage management is very important due to the dissolution potential and minerals transport, which can to contain toxic elements and heavy metals. Assessment of this behavior can be done with confidence through analysis of monitoring data collected during the mine operation years.

Palavras-Chave: Fechamento de mina, drenagem ácida de mina, oxidação da pirita.

¹ M.Sc., Geólogo, Professor do Colégio Técnico da UFMG, Doutorando do Programa de PG em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG, Av. do Contorno 842, 7º andar, Centro, Belo Horizonte, MG, Brasil, CEP 30.110-060, Tel.: (31) 3499-4959, e-mail: eduardo@coltec.ufmg.br.

² Ph.D., Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Escola de Engenharia – Universidade Federal de Minas Gerais, Av. do Contorno 842, 7º andar, Centro, Belo Horizonte, MG, Brasil, CEP 30.110-060, Tel.: (31) 3238-1884, e-mail: celso@desa.ufmg.br.

1-INTRODUÇÃO

Neste artigo são discutidos aspectos geoquímicos associados à gênese da drenagem ácida e o impacto que pode causar nas águas superficiais e subterrâneas, contextualizados pela drenagem ácida de uma pilha de resíduos constituída por material removido, para acessar corpos enriquecidos em urânio na primeira mina de urânio do Brasil, denominada mina do Campo do Cercado, hoje, mina Osamu Utsumi.

São tratados aspectos relacionados à evolução temporal das concentrações de sulfato, fluoreto, alumínio, manganês, urânio e do pH na drenagem ácida. Para tal, foram usados dados de monitoramento da drenagem da pilha de resíduos, denominada “*bota-fora 4*” ou BF4.

A lavra da mina foi a céu aberto, na qual foram removidas $94,5 \times 10^6$ t de material durante os anos de operação. O minério originado das zonas enriquecidas correspondia à cerca de 2% da quantidade total de rochas removidas. O estéril foi depositado em pilhas, construídas em “ponta e aterro”, e incluiu rochas com teor de urânio abaixo de 200 ppm solúveis, material de cobertura e rochas encaixantes dos corpos mineralizados. As pilhas foram construídas sobre a superfície do terreno ou pelo preenchimento de vales naturais [1].

Duas dessas pilhas são consideradas principais, devido ao volume de material que encerram, a grande área de superfície e à qualidade de suas drenagens.

2 – OBJETIVO

O objetivo deste artigo é apresentar uma síntese do comportamento temporal das espécies descritas, do pH na drenagem ácida da pilha BF4 e também discutir como este tipo de drenagem pode contribuir com quantidades significativas de metais, de sólidos dissolvidos e em suspensão para a poluição de águas superficiais e subterrâneas.

2.1 – Área de estudo

A mina Osamu Utsumi, atualmente desativada, faz parte do antigo Complexo Mínero-Industrial de Poços de Caldas (CIPC), localizado em uma das mais importantes intrusões alcalinas do mundo [2].

A área da mina e das instalações industriais e acessórias abrange cerca de 1800 ha. Está situada no município de Caldas no sudoeste de Minas Gerais à cerca de 1400m de altitude.

A temperatura média anual, na região, é de 22°C com precipitações em torno 1800 mm/ano.

Grosso modo, na área do CIPC existem oito pilhas de resíduos situadas nos arredores da cava da mina. Uma dessas pilhas, a BF4, com cerca de 42ha de área, foi construída encaixada no vale do córrego da Consulta, que originalmente, drenava a região nordeste desta área.

As drenagens dessa pilha têm uma carga de sólidos dissolvidos constituída, principalmente, por alumínio, manganês, sulfato, fluoreto, urânio e produtos de decaimento radioativo. O teor de ferro é insuficiente para acarretar turbidez elevada e coloração características de drenagens com concentrações significativas do metal. As águas apresentam-se límpidas, com pH em torno de 3,5 e são acumuladas numa barragem, chamada BNF, à cerca de 50m a jusante do pé do talude da pilha.

O córrego da Consulta foi desviado do seu leito original e atualmente passa por um canal construído na borda noroeste da superfície da pilha, e retorna ao leito original a cerca de 100m a jusante da barragem de acumulação da drenagem. Possivelmente, infiltrações desse canal contribuem para a vazão efluente no sopé da pilha [3].

A disposição do material de granulometria diversificada, com tamanhos de matações a dimensões de areia grossa e silte, pela técnica “ponta e aterro” acarretou a segregação granulométrica do material e originou um meio com porosidade elevada [4].

O material da pilha contém em sua matriz mineralógica feldspatos potássicos (microclina, ortoclásio/sanidina), alumino-silicatos (caulinita, muscovita e illita), pirita (cerca de 2%) e minerais secundários de ferro. Com menos de 1% da composição total do material, também estão presentes fluorita, óxidos de manganês, uraninita e elementos de terras raras [1, 5, 6].

3– JUSTIFICATIVA

3.1– Mineração e Meio Ambiente

Dentre as práticas convencionais e tradicionais na mineração que podem causar prejuízos para o meio-ambiente, nas mais diversas regiões do planeta, situam-se as operações de desaguamento e as drenagens mineiras [7, 8,].

A poluição de corpos d’água superficiais, provocada por descargas de águas contaminadas de minerações e de espólios de mineração, constitui uma das formas mais severas e espalhadas de poluição de ambientes aquáticos. O fenômeno é significativo em escala mundial, tanto em minas em operação como abandonadas. Essa poluição pode causar [9]:

- degradação química, usualmente com elevada carga de metais e baixo pH, no mínimo;
- empobrecimento ecológico, em alguns casos submetendo os corpos receptores à perda das formas superiores de vida;
- impactos estéticos, com a eliminação da aparência agradável dos corpos d’água devido à precipitação de material ocre rico em ferro e da turbidez aumentada; e,
- risco ao abastecimento de água quando descargas de minas estão localizadas acima dos pontos de captação.

Esses impactos consideram apenas os ambientes superficiais e não refletem o problema da poluição de águas subterrâneas devido às dificuldades associadas à avaliação dessa situação [9].

No caso de minas de minérios metálicos e afins, o principal problema relaciona-se com os resíduos de exploração, muito particularmente quando contém minerais radioativos e há, em sua paragénese, sulfetos metálicos. Esses materiais se não forem convenientemente dispostos, podem gerar águas ácidas, acarretar a contaminação de solos e de aquíferos por elementos metálicos e radioativos. O problema dos resíduos assume hoje um caráter universal e está na agenda política das questões ambientais [10].

Apesar de localizado, os problemas que podem resultar das drenagens ácidas justificam o seu estudo.

3.2 – O Gerenciamento de Resíduos e Rejeitos de Mineração.

Os rejeitos, resíduos e efluentes produzidos na atividade mineração e beneficiamento mineral devem ser gerenciados a partir princípios que permitam o controle dos impactos ambientais de curta e de longa duração, associados a requisitos de segurança apropriados para uma possível duração longa dos depósitos de rejeitos e efluentes. Impactos locais devido à disposição de grandes quantidades de estéreis, rejeitos e efluentes podem ser inevitáveis, porém os impactos nas áreas vizinhas à mineração devem ser minimizados. Isto requer uma demanda elevada na gestão das operações de mineração, nos métodos para disposição de rejeitos e efluentes e nos métodos de remediação desses impactos. Um fator de primordial importância é a necessidade de tecnologias que garantam disposição segura durante períodos de tempo muito longos [11].

No Brasil, raramente a disposição do estéril no terreno é feita com estruturas de contenção ou qualquer preparação prévia da área de disposição. Quando o material não é compactado, as pilhas de resíduos acomodam-se pela ação do próprio peso da massa de material acumulado e podem apresentar elevada porosidade [12].

A lenta lixiviação em pilhas de resíduos ou em barragens de rejeitos contendo sulfetos minerais, principalmente pirita e pirrotita, associados a minerais de metais pesados, ou radioativos, pode acarretar graves conseqüências ecológicas a longo prazo. Elementos tóxicos como o cádmio, o chumbo, o mercúrio, o arsênio e o urânio contidos no lixiviado podem contaminar águas superficiais e subterrâneas, solos e a vegetação [13, 14, 15].

A migração de radionuclídeos da mineração ou das operações de beneficiamento pode aumentar a radioatividade dos solos e águas. Alguns metais presentes nos estéreis, rejeitos e minérios secundários também podem ser lixiviados [13].

Os efeitos ambientais da mineração e processamento de urânio podem incluir todos os distúrbios superficiais provocados pela mineração de minérios sulfetados não radioativos, acrescidos dos impactos radiológicos [13, 14].

3.3 – Drenagens mineiras

Águas com cargas elevadas de metais, em especial metais tóxicos e radioativos, de sólidos dissolvidos e em suspensão, águas do processamento de minérios e águas com pH abaixo de 4, em geral, são caracterizadas como efluentes.

As águas de mina que compreendem águas das operações de desaguamento, drenagens de galerias de minas subterrâneas e de minas a céu aberto, drenagens de pilhas de estoque e de resíduos, de barragens de rejeitos e de outros dispositivos de contenção e águas do processo, em geral, são caracterizadas como tal.

As pilhas e depósitos de rejeitos e resíduos de mineração podem constituir-se em fontes de metais e de substâncias perigosas e contribuir com elevadas quantidades de metais e substâncias tóxicas para o efluente. Este poderá alcançar águas superficiais, se infiltrar pelo solo e alcançar aquíferos freáticos acarretando, assim a dispersão de poluentes por uma área bem extensa.

Os efluentes da mineração de urânio, além de contaminantes comuns da mineração de minerais metálicos, podem conter radionuclídeos, rádio 226, chumbo 210, urânio natural e sulfato, além de metais não radioativos. Também, dependendo do ambiente geológico podem conter arsênio, bário, vanádio e outros metais potencialmente perigosos [13].

Em geral, a qualidade química da água de minas de urânio difere da qualidade das águas superficiais receptoras e das águas subterrâneas. Deve merecer cuidado especial, pois se desaguada sem tratamento, poderá contaminar águas superficiais e freáticas, deteriorar a qualidade das águas receptoras e comprometer a utilização destas [13].

Nos aquíferos, devido à lenta circulação das águas subterrâneas, a capacidade de adsorção dos terrenos e ao pequeno diâmetro das canículas, uma contaminação pode levar muito tempo para manifestar-se. O poder de depuração do meio geológico, em relação a muitos contaminantes, e o grande volume de água que pode armazenar, retardam a manifestação das contaminações extensas, e faz com que as contaminações localizadas manifestem-se após algum tempo e quando captadas por poços em exploração [16].

Águas superficiais que recebem águas de mina de urânio podem ter concentrações de urânio, rádio, chumbo, selênio e molibdênio maiores que a concentração natural. É possível que aquíferos rasos, subjacentes, tenham água quimicamente semelhante à água da mina. Os elementos mais

móveis podem migrar das pilhas e dispositivos de contenção acarretando concentrações maiores que as naturais [14].

A recuperação de aquíferos contaminados, conforme o tipo de contaminante, pode levar muitos anos e até mesmo tornar-se economicamente inviável. A completa restauração desses aquíferos, além do custo financeiro poderá constituir-se em uma tarefa difícil e de longo prazo, e é possível que a qualidade original de suas águas não se restabeleça [16].

O conteúdo de metais, nas águas subterrâneas e superficiais, apresenta interesse sobretudo para os elementos cujos limites máximos permissíveis são fixados pelos padrões de potabilidade da água [16]. Dentre esses, estão a prata, chumbo, manganês, cádmio, cobre, mercúrio, ferro, zinco, arsênio, alumínio e urânio, elementos presentes em minérios metálicos sulfetados.

3.4 – Drenagem ácida

O termo drenagem ácida de mina (DAM) tem sido aplicado ao percolado originado da oxidação da pirita em resíduos piritosos quando expostos à ação da água e do ar atmosférico pela atividade de mineração [17]. A drenagem ácida pode ocorrer como fluxo ou como umidade nas pilhas de estéreis e rejeitos, pilhas estoque, barragens de rejeitos e rejeitos de carvão.

Também pode ser descarregada de minas subterrâneas através de *shafts* e galerias, ou como surgências nas paredes e taludes de minas a céu aberto quando a superfície piezométrica é interceptada pelo corte do talude [18].

Caracteriza-se pela elevada concentração de sólidos dissolvidos e em suspensão, em particular sulfato, ferro e metais e pelo pH, em geral, menor do que 4. A hidroquímica dessas drenagens depende da composição mineralógica das rochas e do minério no sítio da mineração [19, 20].

Fatores químicos, físicos e biológicos são importantes na evolução da taxa de oxidação e conseqüentemente na geração de acidez. Fatores físicos, como a permeabilidade e porosidade das pilhas de resíduos condicionam a entrada de água e de oxigênio atmosférico. Pilhas com permeabilidade alta possibilitam alto ingresso de ar, o que favorece maiores taxas de reação, maiores temperaturas e assim maior ingresso de oxigênio atmosférico por convecção [21, 22].

O oxigênio é necessário para manter as reações mediadas por bactérias que podem ocorrer em pH abaixo de 3,5. A oxidação é reduzida quando a concentração de oxigênio nos poros das pilhas de resíduos é menor que 2%. Bactérias nativas de diferentes espécies podem adaptar-se a ambientes com acidez em ampla faixa [21, 22].

Uma diversidade de bactérias nativas pode ter papel significativo, na mediação do processo de oxidação dos sulfetos minerais e na sua intensificação [23, 24].

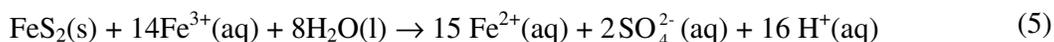
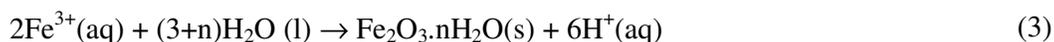
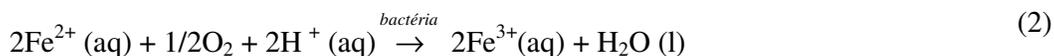
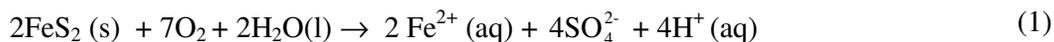
Essas bactérias podem colonizar o meio constituído pelos resíduos e promover a catálise da oxidação Fe^{2+} a Fe^{3+} . Utilizam a energia da oxidação do Fe^{2+} e do S_2^{2-} para seu metabolismo. A taxa de oxidação dessas reações depende de características do meio e pode ser algumas ordens de grandeza maior que o processo eletroquímico [24]. Muitas bactérias que atuam nesse processo podem tolerar concentrações elevadas de metais tóxicos e acidez muito elevada [25].

O processo de oxidação, uma vez iniciado, é irreversível. Sua evolução temporal, até tornar-se observável poderá ser rápida ou de longa duração [26]. Após algum tempo o pH da drenagem estabiliza-se entre 3,0 e 4,0 e poderá permanecer por anos, décadas e até mesmo séculos nessa faixa [27]. Esse aspecto pode estar relacionado a requisitos de otimização do habitat, para a colônia de bactérias nativas sítio de mineração [28, 27].

Características intrínsecas às drenagens ácidas e à sua duração dependem de processos geoquímicos e hidrogeológicos, antes e durante os anos operacionais da mineração. A avaliação do comportamento das drenagens constituem um processo complexo, que requer uma abordagem experimental demorada e de custo elevado, que pode ser importante para o gerenciamento eficaz de drenagens mineiras [29, 30].

3.5 – Aspectos químicos da formação da drenagem ácida de mina

O processo oxidação da pirita, FeS_2 , responsável pela gênese da drenagem ácida [31] tem sido descrito pelas seguintes equações químicas [32, 33, 23, 34, 26, 35]:



Em drenagem com pH menor do que 3, a taxa de oxidação pelo oxigênio pode ser muito reduzida. Nesta situação, os íons Fe^{3+} podem agir como oxidante primário da pirita, de acordo com a equação 4 [28, 23]. Então, o Fe^{2+} pode ser reoxidado, conforme as equações 2 e 4, perpetuando o ciclo representado pelas equações 1 a 5 [36]. Em drenagem com pH maior do que 3, óxidos hidratados de Fe^{3+} podem se formar, de acordo com as equações 3 e 4, como uma lama peculiar, de cor ocre, comum em ambientes em contato com drenagens ácidas.

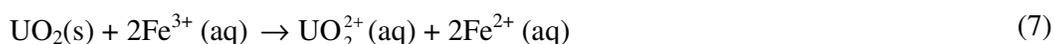
A oxidação da pirita e a drenagem ácida são fatores críticos na dissolução de minerais [36] e na transferência de metais e radionuclídeos para as águas de infiltração e superficiais [37]. A

dissolução de minerais, deve-se à ação dos íons H^+ aliada ao caráter oxidante do $Fe(III)$, que poderá ocorrer com produção de acidez de acordo com a equação 6 [28, 22].



Metais e elementos traço podem estar associados aos sulfetos no minério e/ou nos resíduos de mineração. A drenagem ácida associada à oxidação desses minerais pelo Fe^{3+} pode remobilizar essas substâncias, muitas das quais são tóxicas [38, 36].

Em minas de urânio a drenagem ácida e o Fe^{3+} podem acarretar a dissolução da uraninita de acordo a equação 7 [39]. Reação que também pode ser mediada por bactérias nativas, que atuam na regeneração do Fe^{3+} [40].



A drenagem ácida poderá acarretar a precipitação de minerais secundários metaestáveis, de ferro e outros metais, conforme o ambiente geoquímico [41, 22]. A jarosita, $KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$, um desses minerais, e outros sulfatos complexos podem contribuir para a redução do pH da drenagens ácida [22, 42,19].

O processo de geração da drenagem ácida pode ser afetado, diferentemente, pela temperatura e umidade. Os efeitos da temperatura são influenciados pelas variações climáticas, e pelo calor gerado nas reações exotérmicas e também pela taxa de dissipação do calor no meio. O fluxo d'água é importante no transporte e dissipação do calor gerado na oxidação [21,22].

A formação de minerais, associados à neutralização da drenagem ácida por carbonatos e outros minerais consumidores de acidez, também poderá ocorrer. Podem se formar sulfatos, como o gipso, $CaSO_4 \cdot 2H_2O$, e a alunita $KAl_3(OH)_6(SO_4)_2$, além de outros sulfatos complexos, carbonatos, óxidos e hidróxidos metálicos. A dissolução posterior desses minerais pode constituir-se em fonte para a presença de elevadas concentrações de sólidos dissolvidos nas drenagens [37, 22].

4 – MATERIAL E MÉTODO

Os dados de monitoração da qualidade da drenagem ácida da pilha BF4 e de vazão foram obtidos do Laboratório de Controle de Processos da INB – LCPQ, que desde meados de 2000 os tem armazenado em banco de dados digital.

Os primeiros são resultados de análises físico-químicas de amostras compostas semanais das águas coletadas da bacia de acumulação da drenagem ácida da pilha BF4, de acordo com metodologia estabelecida pela Comissão Nacional de Energia Nuclear – CNEN, na qual os técnicos da INB já acumularam vasta experiência.

As amostras coletadas duas vezes ao dia, após a medida do pH, são transferidas para uma nova embalagem em que irão compor a amostra semanal do período entre a segunda-feira e o domingo. No sétimo dia, retira-se uma parte da amostra composta para nova medida de pH. O restante é filtrado, a vácuo, em filtro de membrana e segue para análise por plasma ICP.

Além do pH são medidos, nas amostras compostas semanais, os parâmetros urânio, como U_3O_8 , manganês, alumínio, ferro total, sulfato, fluoreto, sólidos em suspensão totais e mais a condutividade e potencial eletroquímico.

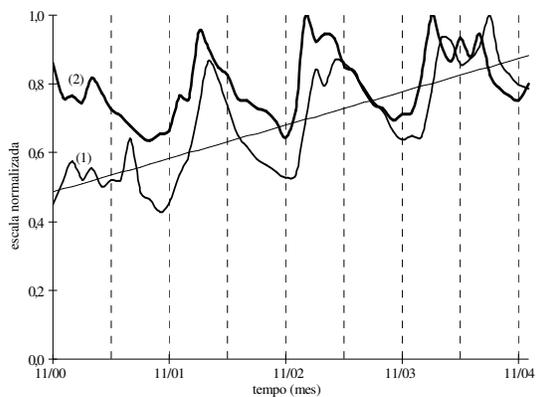
Foram usados resultados de análises de 207 amostras compostas semanais, no período de novembro de 2000 a novembro de 2004. Esses resultados foram organizados em planilha de cálculo eletrônico para elaboração dos diagramas apresentados a seguir, sem qualquer tratamento com objetivo de eliminar resultados espúrios.

5 – RESULTADOS

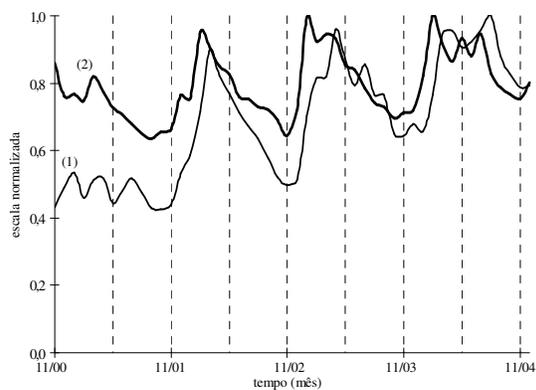
Os principais poluentes não radioativos presentes, na drenagem ácida em estudo, são sulfato, fluoreto, alumínio e manganês.

As vazões da drenagem ácida, reportadas em m^3/s , medidas em um período de seis anos, foram normalizadas em relação à vazão máxima no período, e plotadas contra o tempo constituindo a curva 2 mostrada na Figura 1.

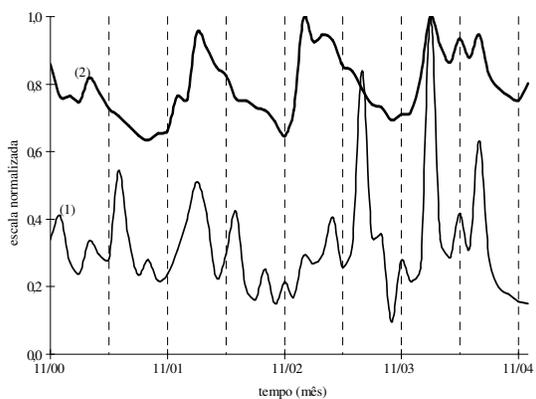
Foram calculadas as concentrações médias mensais e normalizadas em relação ao valor máximo da concentração de cada uma das espécies em questão, a fim de colocar essas concentrações em conformidade com as vazões. Pois essas grandezas foram medidas com periodicidade diferente. Assim, nos diagramas, mostrados na Figura 1, os valores nas ordenadas estão normalizados conforme descrito.



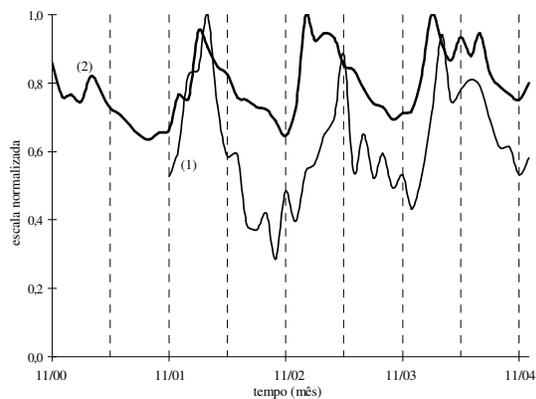
a) curva 1 concentração de sulfato x tempo



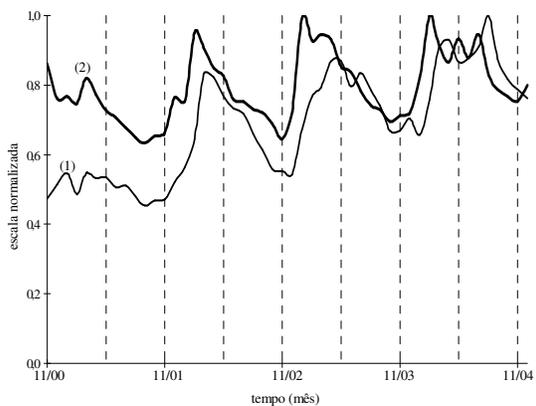
b) curva 1 concentração de alumínio x tempo



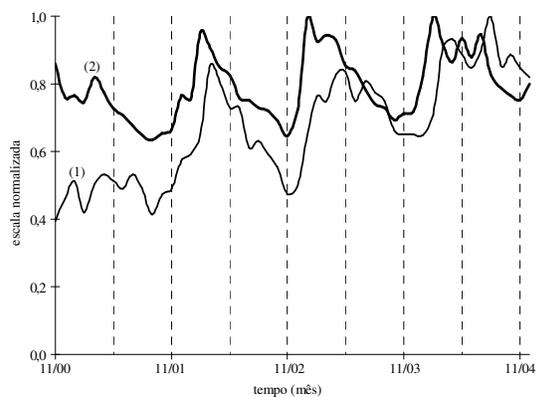
c) curva 1 concentração de ferro x tempo



d) curva 1 concentração de fluoreto x tempo



e) curva 1 concentração de manganês x tempo



f) curva 1 concentração de urânio x tempo

Figura 2. Diagramas de dispersão entre concentração e vazão

- 1) concentração média mensal da espécie dissolvida, normalizada em relação à concentração máxima.
- 2) vazão média mensal normalizada em relação à vazão máxima.

6 – DISCUSSÃO

Verificou-se que as vazões e as concentrações de sulfato, fluoreto, alumínio, manganês e urânio, além da variação sazonal apresentavam-se crescentes. Esse aspecto pode ser visualizado na Figura 1, que mostra também, os diagramas das concentrações em função do tempo.

Observa-se na Figuras 1 que a tendência sazonal crescente das vazões é acompanhada com uma pequena defasagem pelas concentrações. Para as concentrações de sulfato, alumínio, manganês e urânio esse aspecto é mais acentuado.

Em princípio, o aumento da vazão deveria acarretar uma redução nas concentrações das espécies estudadas, devido a um possível efeito de diluição. Entretanto, observa-se na Figura 1 que existe uma forte relação entre a vazão e a concentração, a menos de um certo atraso, verifica-se que os máximos e mínimos coincidem.

Esse crescimento das concentrações pode estar associado à intensificação das reações do intemperismo químico no interior da pilha.

Possivelmente, nos períodos chuvosos uma maior massa de material menos intemperizado pode entrar em contato com a água, devido à elevação do nível piezométrico no interior da pilha, desta forma certas reações podem se intensificar. Tais reações são: a oxidação da pirita, produzindo mais íons H^+ e SO_4^{2-} ; a dissolução de feldspatos e da fluorita pela ação dos íons H^+ e do incremento da temperatura causado pela oxidação da pirita; a dissolução de minerais pela ação de oxidantes associada aos íons H^+ ; e a dissolução de minerais secundários, que foram precipitados devido a uma possível supersaturação da água nos períodos de estio.

O aumento das concentrações de alumínio e de fluoreto pode ser atribuído ao aumento da taxa de intemperismo dos feldspatos e de minerais com flúor, como a fluorita em particular, presentes nas rochas e no material particulado da pilha, associada à ação dos íons H^+ presentes águas ácidas que lixiviam esse material. É fato que a ação dos íons H^+ pode ser intensificada pela temperatura mais elevada nas zonas de oxidação da pirita, no interior da pilha. Também, a ação de oxidantes, como o Fe^{3+} , pode potencializar a dissolução de certos minerais [41].

O aumento das concentrações dos metais, de sulfato, e de fluoreto pelo processo de intemperismo progressivo dos minerais primários, pode receber contribuição adicional da dissolução de minerais secundários, que foram precipitados no interior da pilha em períodos mais secos, quando seria possível ocorrer uma supersaturação da água armazenada. Esses minerais podem ser dissolvidos nos períodos chuvosos quando o nível piezométrico se eleva no interior da pilha, atingindo, a cada período de chuvas, um nível piezométrico mais elevado e sítios em que os minerais encontram-se menos intemperizados [27].

Também deve ser considerados a possibilidade de contribuição de águas infiltradas da cava da mina, com altas cargas de sólidos dissolvidos e em suspensão, ou mesmo da lama.

A lama alcalina, constituída de óxidos, hidróxidos e sulfatos metálicos provenientes do tratamento das águas marginais, pode ser solubilizada quando entra em contato com água ácida do lago da mina. Como a mina está sobre o divisor de águas e em uma área fraturada, é possível que ocorra migração de material solubilizado para a pilha de resíduos, através da fraturas e fissuras existentes no maciço, segundo [6].

Na Figura 2, são apresentados os diagramas de dados emparelhados, média mensal da concentração de cada espécie e vazão média mensal, de novembro de 2000 a novembro de 2004.

Os aspectos discutidos podem ser corroborados pelos valores dos coeficientes de correlação de Pearson, r , entre os parâmetros físico-químicos em tela e a vazão, e assim verificando ou não uma possível relação entre essas grandezas.

A relação sugerida pelos diagramas mostrados na Figuras 1 pode ser corroborada pela relação linear que se verifica nos diagramas mostrados na Figura 2 e pelos valores do coeficiente de correlação de Pearson, mostrados para cada caso.

As séries temporais aqui discutidas são relativamente pequenas para definir a continuidade temporal dos aspectos discutidos. Seria importante resgatar um numero significativamente maior de dados para conclusões definitivas.

Como última consideração cabe ressaltar que a presença de uma tendência nas séries temporais, discutidas, é o primeiro passo para a análise do problema. É fundamental complementar o trabalho com uma avaliação da consistência dos resultados com os processos físicos, geoquímicos e hidrogeológicos à origem da série temporal e as possíveis causas de origem antrópica sobre os mesmos. Além disto, análises dessa natureza só devem ser empregadas sobre séries longas, cuja duração mínima deve ser fixada tendo em vista tais processos [43].

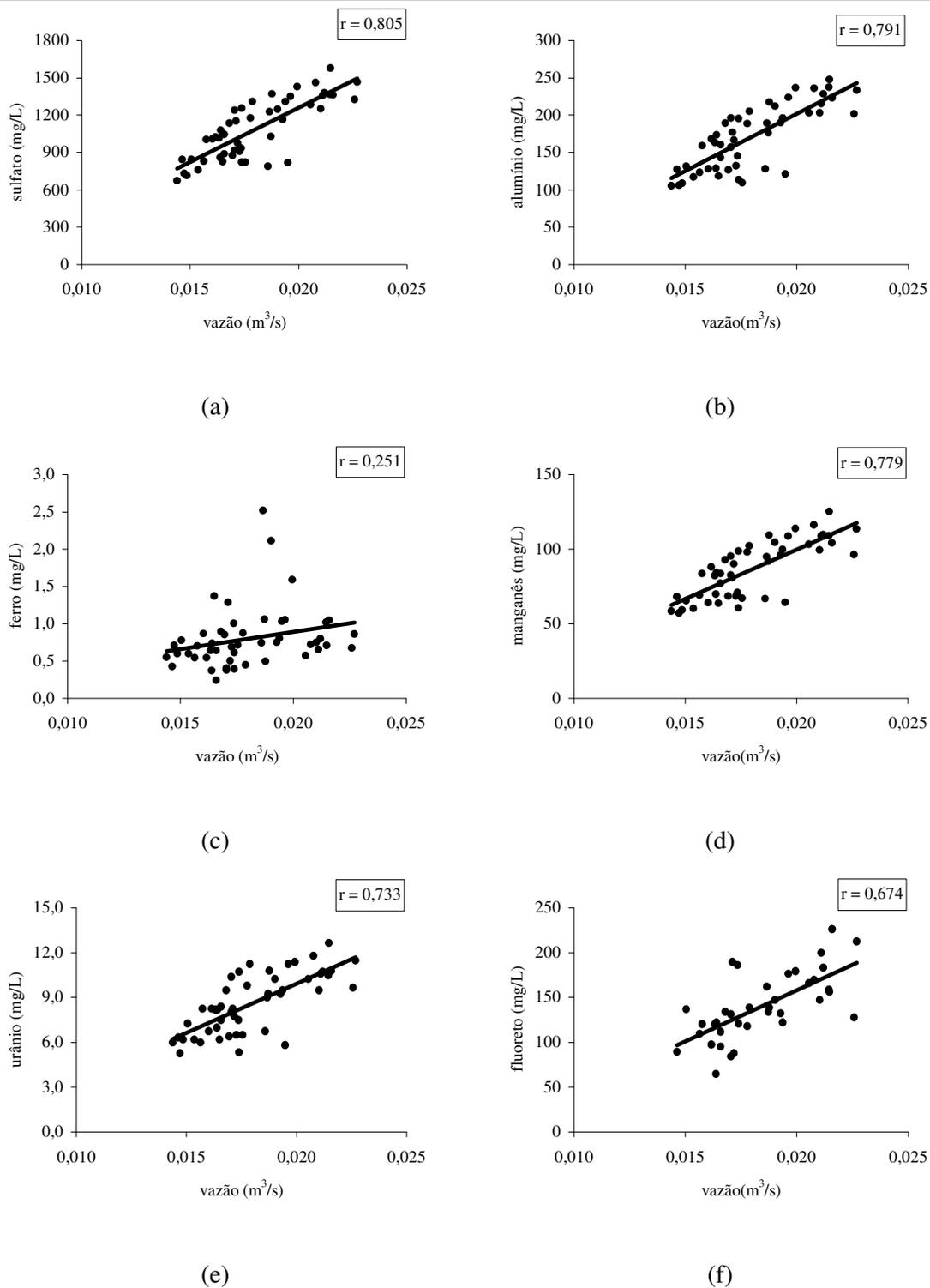


Figura 2. Diagramas de dispersão entre concentração e vazão

Um problema importante na gestão da drenagem ácida é a sua longevidade. Conforme a vazão e a duração o tratamento desse efluente poderá originar um gasto considerável. Esse comportamento

pode ser avaliado a partir de dados de monitoração, pois existem condicionantes químicos e físicos para as concentrações das substâncias dissolvidas nas drenagens mineiras ácidas [27].

Na Figura 1, observa-se que as concentrações dos metais e do sulfato apresentam baixa correlação com o pH. O mesmo não ocorre na situação em que o sulfato é considerado como a variável independente, conforme mostrado na figura 2a.

Esse fato e o significativo número de valores pH em torno de 3,5 podem indicar uma estabilização da acidez da drenagem ou uma tendência nas medições devida a fatores associados à metodologia de preparação e análise da amostras.

É comum que a hidrogeoquímica da drenagem ácida seja dominada pelas altas concentrações de ferro e de sulfato originadas da oxidação da pirita e dissolução e dos minerais presentes. As concentrações de sulfato podem ser usadas para avaliar a duração da drenagem ácida [27].

7- CONCLUSÕES

Apesar da existência de correlação não implicar em causalidade os aspectos e fatos expostos, podem justificar o aumento das vazões e das concentrações, cuja característica progressivamente crescente está delineada nos diagramas mostrados na Figura 1.

O tamanho diferente dos períodos de medições, das vazões e dos parâmetros físico-químicos, e o número de resultados, dificulta uma análise mais segura sobre o reflexo das vazões nos parâmetros discutidos.

A vazão pode ter influência na qualidade da drenagem ácida. Não se observa uma variação sazonal mais significativa nos valores dos parâmetros físico-químicos, isto é, não se verifica um possível efeito de diluição dado a um aumento da vazão ou um aumento dos valores dos parâmetros relacionados à redução da vazão, conforme mostrado na Figura (1).

É possível que esse comportamento esteja associado a um controle pelo equilíbrio químico do processo de drenagem ácida e da conseqüente dissolução de minerais no material da pilha, ponto reforçado pela pequena variabilidade das concentrações e do pH durante o período amostral.

Os parâmetros discutidos requerem uma análise estatística mais rigorosa, para se obter uma avaliação segura do seu comportamento. Também é necessário verificar a influência de possíveis valores espúrios.

Uma análise mais rigorosa dos parâmetros monitorados foge ao escopo do presente trabalho, porém é necessária, inclusive considerando um maior número de amostras e usando-se algumas medições instantâneas para verificar a influência do tempo entre a coleta e a análise em laboratório.

8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] FERNANDES, H. R. S. M. Subsídios ao Descomissionamento da Primeira Indústria de Mineração e Beneficiamento de Urânio no Brasil – O Caso do Complexo Minerio Industrial de Poços de Caldas – MG. Tese de Doutorado. Universidade Federal Fluminense. Niterói.1997.
- [2] NUCLEBRÁS. EMPRESAS NUCLEARES BRASILEIRAS S.A. Complexo Minerio-Industrial de Poços de Caldas. 1982.
- [3] CASTRO, E. Comportamento da concentração de elementos químicos estáveis em drenagem ácida de resíduos piritosos de mineração de urânio: uma perspectiva para o pós-fechamento da mina. 2005. 273 f. Dissertação (mestrado).Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos.
- [4] ANÔNIMO, [MDGEO]. Estudo da Drenagem do Botafora 4. Indústrias Nucleares do Brasil, Poços de Caldas – MG.[S.l.]. 2000. 28 p. Relatório de visita técnica.
- [5] WIJKMANN, L. O. Caracterização química e radiológica dos estéreis provenientes da mineração de urânio do planalto de Poços de Caldas. Dissertação de Mestrado. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Universidade de São Paulo.Piracicaba.1998.
- [6] RODRIGUES, J.A. – Drenagem Ácida do Bota-Fora 4 (Mina de Urânio de Caldas-MG): Aspectos Hidroquímicos e Hidrogeológicos.- Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto. 2001
- [7] HILSON, G. Defning “cleaner production” and “pollution prevention” in the mining context. *Minerals Engineering* 16 (2003) 305–321
- [8] INDUSTRY AND ENVIRONMENT JOURNAL – IE. Paris. United Nations Environment Programme (UNEP).v.23.special issue.2000.available at <http://www.unepjie.org>. Cited: 19 April 2003. ISSN 0378-9993.
- [9] JARVIS, A. P.; YOUNGER, P. L. Broadening the scope of mine water environmental impact assessment: a UK perspective. *Environmental Impact Assessment Review*. Vol20.pp85-96.2000.
- [10] MINERIA, MINERALES Y DESARROLLO SUSTENTABLE EN AMÉRICA DEL SUR– MMSD América del Sur. Iniciativa de Investigación sobre Políticas Mineras (IIPM) e International Institute for Environmental and Sustainable Development (IIED).World Business Council for Sustainable Development (WBCSD).2002.
- [11] MITIGATION OF THE ENVIRONMENTAL IMPACT FROM MINE WASTE (MIMI). Programme plan for the period 2002-2003. Luleå University of Technology. Luleå.2002.
- [12] BORMA, L. S.; SOARES, P. S. M. Drenagem Ácida e Gestão de Resíduos Sólidos de Mineração. In: Emery Trindade, R. B.; Barbosa Filho, O. (Ed.). *Extração de Ouro: Princípios, Tecnologia e Meio Ambiente*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT. 2002. cap. 10, p.253-276.
- [13] UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. Office of Solid Waste. Human health and environmental damages from mining and mineral processing wastes. 1995.
- [14] UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. Mining industry profile: uranium. Extraction and beneficiation of ores and minerals. v. 5, p.32-63. 1997.
- [15] WORLD HEALTH ORGANIZATION –WHO. Water sanitation health. Technical document. 2003.
- [16] FILHO, J. M. Contaminação das águas subterrâneas. In: Feitosa, F. A. C. ; Filho, J. M. (Coord.). *Hidrogeologia:conceitos e aplicações*.Recife: CPRM/LABHID-UFPE.1997.cap. 6, p. 109-130.

- [17] LAWRENCE, R. Acid Rock Drainage Prediction Manual. A Manual of Chemical Evaluation Procedures for the Prediction of Acid Generation from Mine Wastes. Vancouver: Ed. Coastech Research Incorporation. 1990.53p.
- [18] BEST PRACTICE ENVIRONMENTAL MANAGEMENT IN MINING SERIES – BPEMM. Managing Sulphidic Mine Wastes and Acid Drainage. Environment Australia. Department of Environment and Heritage. Au.1997. Available at <http://www.ea.gov.au/industry/sustainable/mining/>
- [19] NORDSTROM, D. K.; ALPERS, C. N. ; PTACEK, C. J.; BLOWES, D. W.; Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. Environmental Science and Technology. v. 34. p. 254-258. 2000.
- [20] WORRAL, F.; PEARSON, D. G. The Development of acidic groundwaters in coal-bearing strata: Part I. Rare earth elements fingerprinting. Applied Geochemistry. v. 16. p. 1465-1480.2001.
- [21] UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. Office of Solid Waste. Acid mine drainage prediction technical guide. 1994.
- [22] LAPAKO, K. Metal Mine Rock and Waste Characterization Tools: An Overview. Minerals, Mining and Sustainable Development (MMSD). International Institute for Environment and Development (IIED). World Business Council for Sustainable Development (WBCSD).2002.
- [23] EDWARDS, K. J.; BOND, P. L.; DRUSCHEL, G. K.; McGUIRE, M. M.; HAMERS, R. J.; BANFIELD, J. F. Geochemical and biological aspects of sulfide mineral dissolution: lessons from Iron Mountain, California. Chemical Geology, 169.p. 383-397.2000.
- [24] HALLBERG, K. B.; JOHNSON, D. B. Novel acidophiles isolated from moderately acidic mine drainage waters. Hydrometallurgy. v. 71. p. 139-148. 2003.
- [25] RAO, S. R.; FINCH, J. A.; KUYUCAK, N. Ferrous-ferric oxidation in acidic mineral process effluents:comparison of methods.Minerals Engineering.Vol.8.Nº8. pp.905-911.1995.
- [26] SALOMONS, W. Environmental impacts of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. Journal of Geochemical Exploration. Vol.52.p5-23.1995.
- [27] YOUNGER, P. L. The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making. The Science of the Total Environment.Vol.94.pp457-466.1997
- [28] MILLS, C. An introduction to acid rock drainage. Acid Rock Drainage at the Cordilleran Roundup seminar. Education Committee of the Mining Association of British Columbia.Vancouver.1995
- [29] MORIN, K. A.; HUTT, N. M. Comparisons of AMD predictions with historical records. Proceedings of the workshop on acid mine drainage. Australian Centre for Minesite Rehabilitation Research. p. 33-44.1997.
- [30] MORIN, K. A.; HUTT, N. M. Prediction of minesite-drainage chemistry through closure using operational monitoring data. Journal of Geochemical Exploration. v. 73. p. 123-130. 2001.
- [31] ALAKANGAS, L. Acid mine drainage, a short introduction for mining engineers. Division of Applied Geology. Luleå University of Technology. Luleå.2002
- [32] SALMON, S. U.; MALMSTROM, M. E. Geochemical processes in mill tailings deposits:modeling of groundwater composition.Applied Geochemistry. v. 19. p. 1-17.2004.
- [33] FOWLER T. A.; HOLMES, P. R.; CRUNDWELL, F. K. On the kinetics and mechanism of the dissolution of pyrite in the presence of Thiobacillus ferrooxidans. Hydrometallurgy. v. 59. p. 257–270. 2001.
- [34] STUMM, W.; MORGAN, J. J. Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. 3rded. New York: John Wiley & Sons.1996.1022p.

- [35] HAAN, S. B. A review of the rate of pyrite oxidation in aqueous systems at low temperature. *Earth Science Reviews*. v.31. p. 1-10.1991.
- [36] BANWART, S. A.; MALMSTRÖM, M. E. Hydrochemical modelling for preliminary assessment of minewater pollution. *Journal of Geochemical exploration*. v. 74. p.73-97.2001
- [37] FERNANDES, H. R. S. M.; FRANKLIN, M. R.; VEIGA, L. H. S.; FREITAS, P.; GOMIERO, L. A. Management of uranium mill tailing: Geochemical processes and radiological risk assessment. *Journal Environmental Radioactivity*. v.30,n.1,p. 69-95.1996.
- [38] SWAINE, D. J. Why trace elements are important. *Fuel Processing Technology*.v.65,n. 66. p. 21-33.2000.
- [39] VUORINEM, A.; HILTUNEN, P.; TUONIVEN, O. H. Redox and precipitation reactions of iron and uranium solubilized from ore materials. *Hydrometallurgy*. v. 15. p. 287–301. 1986.
- [40] ABDELOUAS, A.; LUTZE, W.; GONG, W.; NUTTAL, E. H.; STRIETELMEIER, B. A.; TRAVIS, B. J. Biological reduction of uranium in groundwater and subsurface soil. *The Science of the Total Environment*. v.250. p. 21-35.2000.
- [41] MCBRIDE, M. B.; *Environmental Chemistry of Soils*. New York: 1 Ed. Oxford University Press.1994.406p,
- [42] NORDSTROM, D. K. Aqueous redox chemistry and the behavior of iron in acid mine waters. Workshop on monitoring oxidation-reduction processes for ground-water restoration. Environmental Protection Agency (EPA). Dallas. 2000.
- [43] NASCIMENTO, N. O. *Avaliação de Tendências em Séries Temporais*. Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. 7 p. [s.n.t.].