

# Caracterização e neutralização de drenagens ácidas de minas provenientes da mineração de carvão em Santa Catarina

## RESUMO

A drenagem ácida de minas (DAM) é uma solução aquosa caracterizada por possuir pH geralmente abaixo de 3 e diversos metais dissolvidos com concentrações que podem variar de 100 a 300mg.L<sup>-1</sup>. Devido a essas características, a DAM representa grandes riscos ambientais, em especial, impactos hídricos, em consequência da solubilização e mobilização de metais pesados. Por este motivo, o foco deste trabalho é a caracterização e neutralização, com NaOH até pH6, de três amostras de DAMs. Remoções acima de 70% ocorreram para os metais Al e Fe nas três amostras; K, Mg e Zn para as amostras CS e EDR3; Cu da amostra CS; e Ca da amostra EDR3. Contudo, Pb e Mn ainda permaneceram acima dos limites máximos permitidos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Caracterização; drenagem ácida de minas (DAM); neutralização.

## ABSTRACT

The acid mine drainage (AMD) is an aqueous solution characterized by having pH generally below 3 and Diversity dissolved metals with concentrations ranging from 100 to 300mg.L<sup>-1</sup>. Due to these characteristics, AMD represents major environmental risks, in particular, water impacts as a result of solubilization and mobilization of heavy metals. For this reason, the aim of this study is the characterization and neutralization, using NaOH up to pH6, of three AMDs samples. Removals above 70% occurred for Al and Fe of three samples; K, Mg and Zn for CS and EDR3; Cu for CS; and Ca for EDR3. However, Pb and Mn remained above permissible limits.

**KEYWORDS:** Characterization; acid mine drainage (AMD); neutralization.

**Flávia Paulucci Cianga Silvas**

Doutoranda em Engenharia Metalúrgica e de Materiais pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

E-mail: flavia.silvas@gmail.com

**Daniella Cardoso Buzzi**

Doutoranda em Engenharia Metalúrgica e de Materiais pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

**Andrea Moura Bernardes**

Professora do Departamento de Materiais da Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul

**Denise Croce Romano Espinoza**

Professora do Departamento de Metalurgia da Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

**Jorge Alberto Soares Tenório**

Professor Titular do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

## INTRODUÇÃO

Em 2003, como consequência do início de um período de prosperidade da economia mineral, ocorreu um aumento significativo na demanda de *commodities* provocando um *boom* dos preços dos bens minerais. Impulsionada pela demanda global por *commodities* minerais, ações mineroempresendedoras foram firmadas resultando em significativo aumento no fluxo de investimentos

mundiais em exploração mineral, alcançando a ordem de US\$ 14,4 milhões em 2008, 26,3% acima de 2007 em particular de *venture capital*, com ênfase ao carvão, cobre, molibdênio, ouro e urânio (RODRIGUES, 2009).

O Brasil dispõe de uma das maiores reservas de carvão da América Latina (Soares *et al.*, 2006), no segundo semestre de 2008 foram produzidas mais de 4,1 milhões de toneladas de carvão bruto, sendo que destas foram beneficiadas 2,4 milhões toneladas de

carvão energético (CE) e apenas 7,8 mil toneladas de carvão metalúrgico (CM). A produção de CM apresentou crescimento de 25% do segundo semestre de 2006 para o mesmo período de 2007 e de 118% para 2008, como pode ser observado na Figura 1 (BORBA & ARAÚJO, 2009).

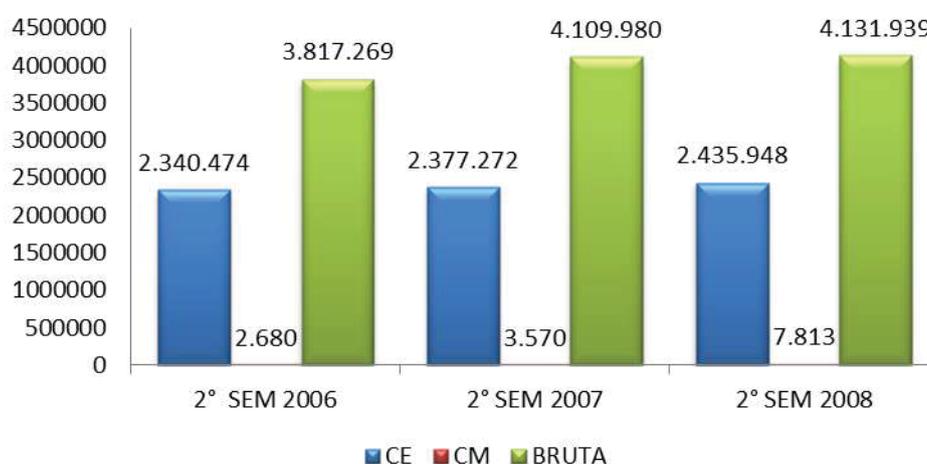


Figura 1. Produção de Carvão Mineral em toneladas (adaptado de BORBA & ARAÚJO, 2009).

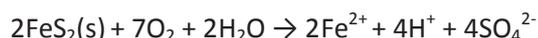
A produção de carvão mineral Brasileira concentra-se na região Sul do país, segundo Neves & Silva (2007) 74% das minas ativas em 2006 encontram-se no estado de Santa Catarina, 22% no Rio Grande do Sul e o restante no Paraná.

Um dos principais impactos causados pela atividade mineira é a poluição hídrica pela drenagem ácida de minas (DAM). Os problemas

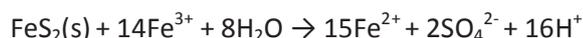
ambientais estão relacionados com o pH geralmente abaixo de 3 e a diversidade de metais dissolvidos, como ferro, alumínio, manganês e traços de chumbo, cobre e zinco (WEI *et al.*, 2008), com concentrações que podem variar de 100 a 300mg.L<sup>-1</sup> (FARFAN *et al.*, 2004).

Kountopoulos (1998) explica que as reações envolvidas na formação da DAM se dão por processos químicos

e biológicos, originando-se da exposição de minerais sulfetados presentes em rochas e expostos à ação combinada de água e oxigênio atmosférico, por dois mecanismos, o mecanismo direto que ocorre nos estágios iniciais de oxidação da pirita, representado pela Reação (1), e o mecanismo indireto que ocorre nos estágios mais avançados do processo de acordo com as Reações (2) e (3).



**Reação (1)**



**Reação (2)**



**Reação (3)**

(via ação bacteriana)

Vale ressaltar que a reação (3) ocorre somente em pH inferior a 3,0 e se dá pela ação de bactérias acidofílicas (*Thiobacillus spp.*) que convertem o  $Fe^{2+}$  a  $Fe^{3+}$ , retroalimentando a Reação (2) em um processo autocatalítico.

De acordo com Vaz (2003) dois terços da malha hidrográfica da região de Criciúma estão comprometidos. Os rios da região apresentam valores de

pH abaixo de 3, elevados teores de acidez e de sulfatos de ferro, além disso há locais assoreados pela deposição de finos e ultrafinos do carvão, com acentuada turbidez e concentrações de sólidos sedimentáveis.

Ainda segundo o autor supracitado, os rejeitos piritosos quando abandonados de forma descriteriosa comprometem áreas

superiores a 5.000ha. na região carbonífera e a lixiviação destas pilhas contribui para a acidificação do solo e das águas superficiais.

Nas figuras 2 e 3 pode-se visualizar, respectivamente, os impactos gerados pela DAM no rio Sangão e os rejeitos oriundos da mineração/beneficiamento do carvão expostos ao meio ambiente, ambos em Santa Catarina.



Figura 2. Rio Sangão, Santa Catarina.



Figura 3. Pilhas de Rejeitos, Santa Catarina.

Estima-se ainda que na Bacia Carbonífera do Sul de Santa Catarina existam cerca de 786 km de rios atingidos por DAM nas bacias dos Rios Araranguá, Tubarão e Urussanga. A contaminação dos recursos hídricos é devido a 134 áreas mineradas à céu aberto perfazendo 2.924 ha, 115 áreas com depósitos de rejeitos perfazendo 2.734 ha, 77 lagoas ácidas perfazendo 58 ha, além de centenas de minas subterrâneas (Gomes, 2004).

O início da exploração de carvão mineral em Santa Catarina se deu com a escavação manual de inúmeras bocas de minas, nas encostas, onde afloram as camadas de carvão. Estas escavações eram realizadas com o uso de ferramentas manuais, portanto

nas porções mais alteradas e brandas da camada se tornava possível a exploração, mas com o avanço das galerias o minério se tornava muito duro para ser explorado manualmente. Assim eram abandonadas as frentes de lavras, dando-se início a abertura de uma nova boca de mina (AMARAL *et al.*, 2009). Observa-se hoje no município que muitas dessas bocas de minas abandonadas continuam com DAM desde sua abertura.

De acordo com Gaikwad & Gupta (2008), os tratamentos da drenagem ácida de minas podem ser divididos em duas grandes classes de metodologias:

Tratamento passivo: reações naturais, químicas e biológicas, que

ocorrem em um reator químico-microbiológico controlado. A alimentação é feita sem assistência mecânica na maior parte do tempo.

Tratamento ativo: adição mecânica de álcalis para aumentar o pH e precipitar os metais.

O tratamento convencional da DAM é realizado pela neutralização e precipitação dos metais na forma de hidróxidos (CAMPANER & SILVA, 2009). O processo ativo por neutralização/precipitação tem sido o preferido pelas indústrias de mineração de carvão no Brasil. O processo de separação sólido-líquido varia, sendo aplicados bacias de decantação, decantadores convencionais, decantadores de lamelas e unidades de

flotação por ar dissolvido (RUBIO *et al.*, 2007).

Uma forma alternativa de tratamento para a DAM está sendo estudada por SOUZA *et al.* (2009), o uso de cobertura seca. Para tanto foi construído em uma carbonífera de Criciúma/SC, em escala piloto, um sistema composto por quatro cavidades com volume aproximado de 110 m<sup>3</sup> cada, preenchidas com rejeito oriundo da operação de beneficiamento de carvão. Três das quatro células receberam coberturas diferentes e uma delas simulou a situação real, com o rejeito exposto diretamente às intempéries.

No presente estudo utilizou-se a DAM proveniente da célula que não recebeu a cobertura seca, proveniente do estudo supracitado, uma DAM coletada em boca de mina abandonada e também uma DAM proveniente da bacia de adução de uma carbonífera, a fim de caracterizar as três amostras antes e após neutralização com hidróxido de sódio e comparar os resultados obtidos entre as amostras e com os parâmetros da legislação vigente.

Os padrões de lançamento da DAM após tratamento seguem as diretrizes da Resolução CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005, que

estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes industriais.

O objetivo deste trabalho é caracterizar amostras de drenagem ácida de minas antes e após neutralização com hidróxido de sódio e comparar os resultados obtidos com os parâmetros da legislação local.

## MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia adotada pode ser descrita em 5 etapas e está exemplificada no fluxograma de trabalho (Figura 4) que será posteriormente detalhado:

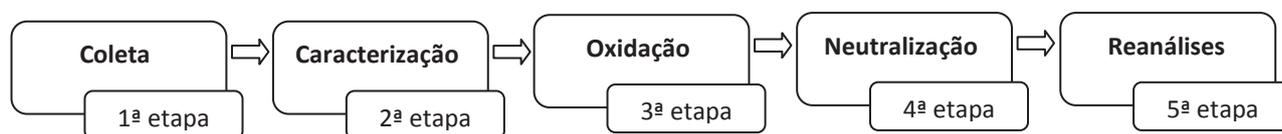


Figura 4. Fluxograma de trabalho: Etapas.

### 1ª etapa: Coleta

Foram coletadas amostras de DAM de três locais em Santa Catarina: de um módulo de rejeitos em teste em

uma carbonífera local (Figura 5), de uma boca de mina abandonada (Figura 6) e de uma bacia de adução também de uma carbonífera local (Figura 7), identificadas neste trabalho como CS,

SS16 e EDR3, respectivamente. A primeira amostra foi coletada na última semana de outubro de 2009 e as duas outras na primeira semana de dezembro do mesmo ano.



Figura 5. Módulo de rejeitos: teste de cobertura.



Figura 6. Boca de mina abandonada.



Figura 7. Bacia de adução EDR3.

Fez-se a escolha dos locais de coleta de modo a conseguir amostras com diferentes características, capazes de representar situações distintas de geração de DAM:

1ª – A DAM coletada no módulo de rejeitos em teste, pode “ser comparada” com drenagens encontradas em lagoas ácidas ao redor de pilhas de rejeitos abandonadas. Segundo Gomes (2004), há 77 lagoas ácidas e 115 áreas com depósitos de rejeitos no sul de Santa Catarina.

2ª – A amostra SS16 proveniente de uma boca de mina abandonada, “representa” DAMs geradas na mesma situação e, assim como esta, estima-se a ocorrência de aproximadamente 1.000 bocas de minas abandonadas e até novembro de 2008 foram cadastradas aproximadamente 768 bocas de minas nesta situação, na região (AMARAL *et al.*, 2009).

3ª - A DAM coletada na bacia de adução possui alta concentração de metais dissolvidos, pois recebe os efluentes gerados em toda a unidade carbonífera.

Vale ressaltar que a composição de cada DAM varia de acordo com a produtividade, condições climáticas, qualidade do carvão explorado, entre outros fatores e, portanto, não se pode afirmar que as amostras estudadas são representativas

para todas as situações mesmo quando provenientes de fontes similares.

#### 2ª etapa: Caracterização

Após coleta as amostras foram acidificadas com ácido nítrico até pH 1 de modo a preservar as amostras, para posterior análise de espectrometria de absorção atômica a fim de se identificar a concentração dos seguintes metais: Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mg, Ni, Pb e Zn.

O teor de  $\text{Fe}^{+3}$  foi determinado por titulometria e o de  $\text{Fe}^{+2}$  por diferença em relação ao Fe total previamente determinado.

A determinação dos teores de Ca, K, sulfato e cloreto se deram através de cromatografia iônica. Para a análise no cromatógrafo as amostras foram previamente filtradas em membrana de 0,45  $\mu\text{m}$ .

#### 3ª etapa: Oxidação

Considerando que o objetivo deste trabalho é a avaliar a eficiência de remoção dos metais no tratamento da DAM através de neutralização até pH6, optou-se por realizar a oxidação da amostra CS antes da neutralização através da adição de peróxido de hidrogênio, agitação e bombeamento de ar (WEI *et al.*, 2005), para oxidação

do  $\text{Fe}^{2+}$  inicialmente presente na solução em  $\text{Fe}^{3+}$ , isso porque o ferro pode estar presente na DAM nos dois estados de oxidação (II e III) e as duas formas se comportam de modo bastante desigual: enquanto a concentração do  $\text{Fe}^{3+}$  é igual a  $10^{-4}$  M para um pH da solução igual a 3, um pH de aproximadamente 8 é necessário para se conseguir a mesma concentração do íon  $\text{Fe}^{2+}$  (JONHSON & HAKKBERG, 2005).

#### 4ª e 5ª etapas: Neutralização e Reanálises

O pH das amostras foi corrigido a 6, sob constante agitação e utilizando hidróxido de sódio 4N (Figura 8). O hidróxido de sódio é cerca de 1,5 vezes mais efetivo para a neutralização que a cal, embora apresente maior custo (JONHSON & HAKKBERG, 2005). A lama formada pela precipitação dos metais foi separada da solução através de filtração em papel de filtro de filtração rápida (Figura 9), posteriormente o sobrenadante foi caracterizado usando os mesmos parâmetros das amostras brutas. Após a neutralização as amostras receberam novas identificações: CS - CSN6, SS16 - SS16N6 e EDR3 - EDR3N6.

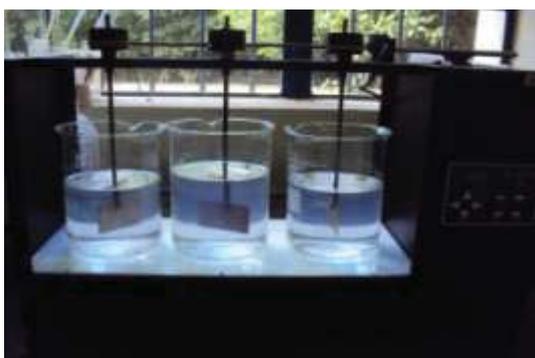


Figura 8. Neutralização: amostra SS16.



Figura 9. Filtração da amostra CS: lama.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Os resultados obtidos através das análises químicas estão compilados

na Tabela 1, assim como os limites máximos permitidos para lançamento de efluentes, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005. Para facilitar a visualização dos resultados e

a comparação entre as amostras, estes mesmos dados foram transformados em porcentagem e estão apresentados na Figura 10.

Parâmetro	Concentração (mg.L <sup>-1</sup> )						CONAMA 357/2005
	CS	CSN6	SS16	SS16N6	EDR3	EDR3N6	
pH	1,92	6,0	3,05	6,0	1,89	6,0	5,0 a 9,0
Al	11.820,00	67,50	269,00	75,00	427,00	N.D.	--
Ca	1.156,44	723,56	143,07	114,64	1609,33	314,04	--
Cd	0,39	0,12	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,20
Cr	0,27	0,08	N.D.	N.D.	0,02	0,02	0,50
Cu	7,77	0,11	N.D.	N.D.	0,05	0,02	1,00
Fe total	7.806,00	1,62	0,65	0,07	127,80	0,02	15,00
Fe <sup>+2</sup>	4.257,24	--	0,65	--	75,03	--	--
Fe <sup>+3</sup>	3.548,76	--	N.D.	--	52,05	--	--
K	1.236,07	N.D.	64,07	63,89	1.738,52	58,12	--
Mn	139,30	23,50	5,45	1,15	5,45	5,44	1,00
Mg	93,66	N.D.	19,24	14,57	154,53	35,03	--
Ni	10,09	0,54	0,16	0,16	0,37	0,32	2,00
Pb	1,57	0,85	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,50
Zn	159,70	0,51	0,56	0,49	8,50	N.D.	5,00
Cl <sup>-</sup>	484,72	384,57	69,76	56,22	1.513,42	851,71	--
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	43.772,28	21.085,89	3.671,45	466,43	3.671,45	1.510,27	--

N.D. – Não detectado

Tabela 1. Caracterização química das amostras CS, CSN6, SS16, SS16N6, EDR3 e EDR3N6 e também os limites máximos permitidos pelo CONAMA 357/2005.

Observando-se a Tabela 1 e a Figura 10, verificamos que na DAM CS os metais com maiores concentrações são: Al, Ca, Fe e K que somados correspondem a aproximadamente 98,16% do total de metais presentes

nesta amostra. Mn, Mg e Zn possuem concentrações intermediárias, 139,30, 93,66 e 159,70mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Já os teores de Cd, Cr, Cu, Ni e Pb são menores que 10mg.L<sup>-1</sup> e a soma dos

mesmos totaliza 0,09% dos metais presentes nesta amostra.

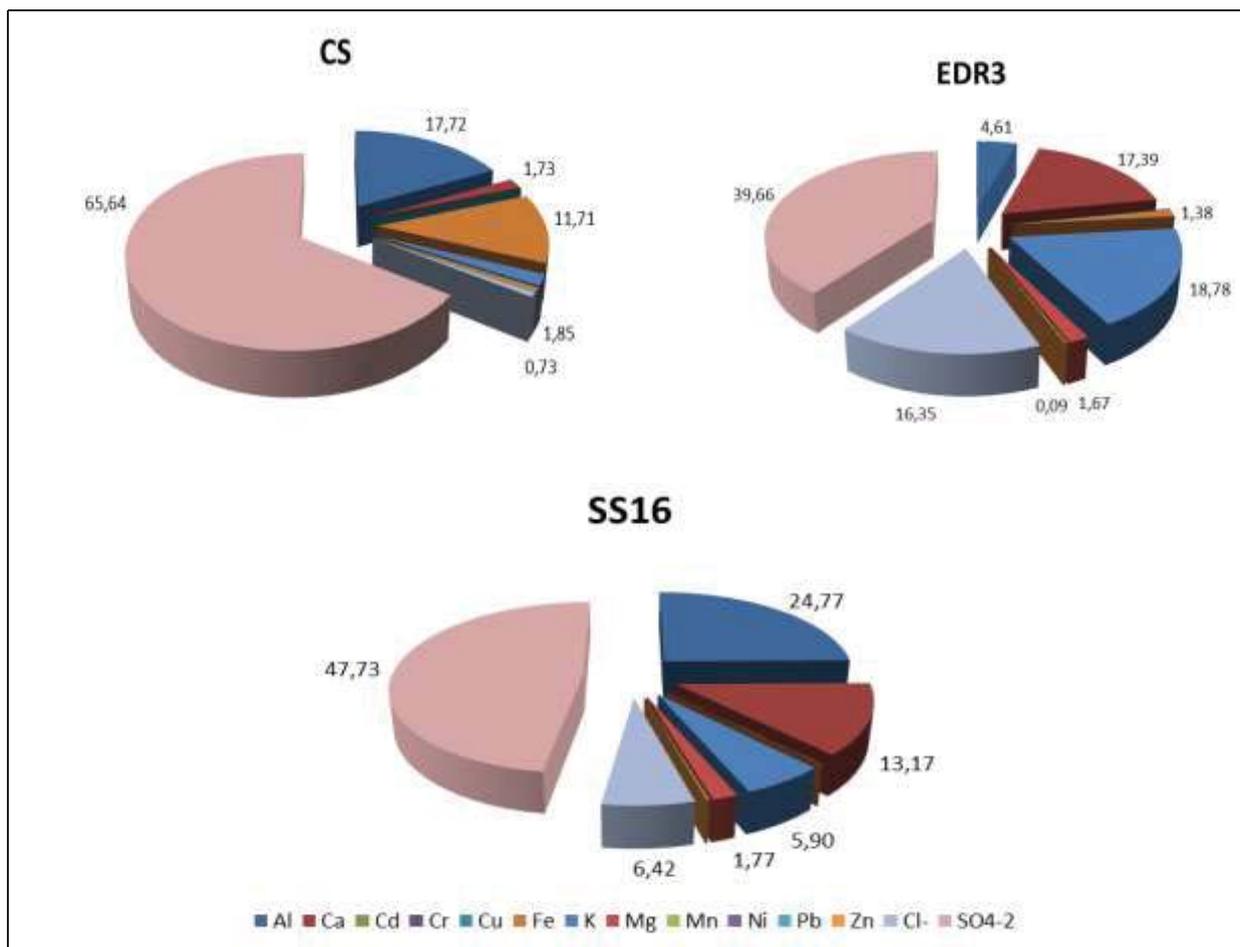


Figura 10. Composição das DAMs brutas em porcentagem.

O alto teor de sulfatos das amostras CS e EDR3, 65% e 40% respectivamente, e o baixo pH, 1,92 e 1,89 respectivamente, estão relacionados à concentração de ácido sulfúrico e íons livre de hidrogênio ( $H^+$ ) (GAIKWAD & GUPTA, 2008).

Na amostra EDR3 os metais com maior concentração são Ca e K, com cerca de 36%, seguidos pelo Al, Fe e Mg que somados representam 7,66% do total da amostra. Já, a somatória dos demais metais (Cr, Cu, Mn, Ni e Zn) não ultrapassa  $14,39mg.L^{-1}$ , o que corresponde a menos que 0,2%.

Também na Tabela 1 e na Figura 10, verifica-se que na amostra SS16 as concentrações de Fe, Zn e Ni são menores que  $1mg.L^{-1}$  e o teor de Ca e Al correspondem a 82,05% do total dos metais presentes. A concentração de Mn é menor que  $10mg.L^{-1}$  e a de K

encontra-se em torno de  $60mg.L^{-1}$ . A concentração de cloreto totaliza 1,6% do total e a alta concentração de sulfato,  $3.671,25mg.L^{-1}$ , justifica o baixo pH da amostra: 3,05.

Em todas as amostras, entre os cinco metais com maior concentração aparecem K, Ca e Al.

Ainda da análise da Tabela 1 tem-se que alguns metais presentes na DAM CS não estão presentes na DAM SS16 ou EDR3, tais como: Cd, Cr, Cu e Pb. Outra observação relevante é que mesmo os elementos que são comuns às três amostras apresentam diferentes concentrações. Essas diferenças entre as amostras podem estar relacionadas com a qualidade e composição da matéria-prima extraída (camada de onde o carvão foi extraído – geologia local), com os tipos de rochas e mineral no local de formação e passagem da

DAM, uma vez que a mesma tem elevada capacidade de lixiviação de elementos presentes no minério e nas rochas circundantes à área minerada (CAMPANER & SILVA, 2009).

Outro fator que influencia a composição das DAMs é a presença ou não de bactérias acidofílicas nas mesmas. Uma vez que, conforme apresentado anteriormente, as reações envolvidas na formação da DAM se dão de acordo com a reação (3) que converte o  $Fe^{+2}$  a  $Fe^{+3}$  retroalimentando a reação (2) que ocorre pela ação das bactérias acidofílicas. Tais bactérias vivem e crescem somente em meio ácido com pH variando entre 1,5 e 3 (GARCIA Jr, 1995; BLODAU, 2006).

A influência dos fatores supracitados nas amostras analisadas pode ser identificada visualmente na coloração em que estas se apresentam:

CS e EDR3 com coloração avermelhada, justificada pela presença de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  e SS16 incolor. Esta análise visual foi corroborada pela determinação titulométrica do teor de  $\text{Fe}^{+3}$  encontrado na amostra CS ( $3.548,76\text{mg.L}^{-1}$ ) e EDR3 ( $52,05\text{mg.L}^{-1}$ ), enquanto que na amostra SS16 todo o ferro presente encontrava-se na forma  $\text{Fe}^{+2}$ .

Além disso, tem-se a diferença na origem das amostras, pois a amostra SS16 é proveniente de uma boca de mina abandonada enquanto que a DAM EDR3 foi obtida a partir da bacia de adução que recebe todo o efluente

gerado em uma carbonífera, inclusive a DAM proveniente das pilhas de rejeitos. Já a DAM CS é gerada a partir de um módulo de rejeitos sem cobertura, ou seja, os rejeitos do carvão estão expostos diretamente a intempéries e sabe-se que a pirita quando em contato com ar (oxigênio) e água oxida-se e inicia reações de hidrólise que produzem ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) e íons livre de hidrogênio ( $\text{H}^+$ ), acidificando ainda mais o meio (KONTOPOULOS, 1998; GAIKWAD & GUPTA, 2008).

Apesar dos metais Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Mn e Zn estarem em menores proporções nas amostras, suas

presenças não podem ser ignoradas, uma vez que estes metais representam riscos a saúde e ao meio ambiente e, portanto devem ser removidos da DAM até os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para a disposição final desta como um efluente industrial.

Os percentuais de remoção após a neutralização das amostras de DAM são apresentados na Figura 11, para cada um dos parâmetros analisados, em cada uma das 3 amostras avaliadas.

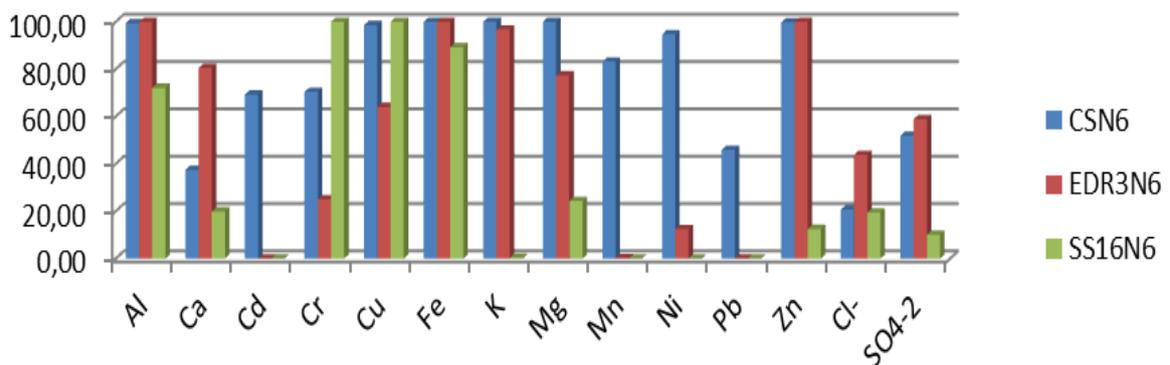


Figura 11. Porcentagem de remoção dos parâmetros após neutralização das DAMs.

Observa-se que mesmo após a neutralização com  $\text{NaOH}$  4N até pH 6, a concentração de Pb, para a amostra CSN6 e Mn para todas as três amostras extrapolaram o limite máximo permitido pela legislação.

Na amostra CSN6 a concentração de Pb foi igual a  $0,85\text{mg.L}^{-1}$ , sendo que o limite é de  $0,50\text{mg.L}^{-1}$  e o Mn se apresentou 23,5 vezes maior que o máximo permitido, enquanto que na SS16N6 ultrapassou apenas  $0,15\text{mg.L}^{-1}$ . Já na EDR3 o teor de Mn é 5 vezes maior que o permitido, conforme apresentado na Tabela 1.

Na Figura 11 é possível observar que percentuais de remoção acima de 98% ocorreram na amostra CS para os elementos: Al, Cu, Fe, K, Mg e Zn; na amostra EDR3 para Al, Fe, K e Zn; e na SS16 para Cu e Cr.

Já para os metais Cd e Cr da amostra CS, o percentual de remoção foi aproximadamente de 70% e para o sulfato em torno de 50%. Para Mn e Ni, o percentual de remoção foi maior que 80%, na mesma amostra o teor de remoção de Ca e Pb ficou em torno de 40% e cloreto em torno de 20%.

Na amostra SS16 os metais Fe e Al tiveram percentual de remoção maior que 70%, enquanto que o Ca e Mg apresentaram em torno de 20% de remoção. Ainda na mesma amostra, os percentuais de remoção de Zn e cloreto foram de aproximadamente 15% e a de K menor que 1%.

Com exceção do Ni na amostra SS16N6, quando os elementos aparecem na Figura 11 como percentual zero é porque não faziam parte da composição amostra bruta.

As diferenças no comportamento das amostras podem ter sido influenciadas devido à diferença de pH inicial das amostras, do teor de sulfatos e de cloretos. Além da co-precipitação que pode ocorrer de outros metais presentes na DAM juntamente com o hidróxido férrico devido à diferença de potencial entre os metais em solução (BLODAU, 2006).

Comparando os resultados obtidos para amostra SS16 com os apresentados por WEI *et. al.* (2005), verifica-se que ambas apresentam características e comportamento próximos. Enquanto que a amostra CS e a amostra EDR3 apresentam mais de 20 vezes a quantidade de sulfatos da DAM caracterizada pelo autor supracitado. Essa diferença na concentração de sulfatos pode influenciar no produto de solubilidade dos sais metálicos

presentes na amostra aumentando a precipitação dos metais e sua consequente remoção.

## CONCLUSÃO

A partir dos resultados de caracterização, conclui-se que em todas as amostras, entre os cinco metais com maior concentração aparecem K, Ca e Al.

Dos resultados apresentados para o percentual de remoção dos metais após a neutralização podemos concluir que este tratamento mostrou-se eficiente (percentuais de remoção acima de 70%) para os metais Al e Fe das três amostras; K, Mg e Zn para as amostras CSN6 e EDR3N6; Cu da amostra CSN6; e Ca da amostra EDR3N6. Pb e Mn mesmo após tratamento ainda permaneceram em concentrações superiores aos limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005.

Conclui-se também que o percentual global de remoção após o tratamento da DAM foi maior para a amostra CS (percentual de remoção maior que 97%), seguida pela amostra EDR3 (70%), enquanto que para a amostra SS16 o percentual de remoção foi menor do que 50%.

### Agradecimentos

À *Capes – Coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior;*

À *Carbonífera Criciúma S/A;*

À *SACT – Associação beneficente da indústria carbonífera de Santa Catarina;*  
Ao *Laprom – Laboratório de Processamento Mineral (UFRGS);*

Ao *LeaMet – Laboratório de Estudos Ambientais para Metalurgia (UFRGS);*

À *Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP).*

## REFERÊNCIAS

AMARAL, José E., KREBS, Antônio S. J. & PAZZETTO, Mariane B.. **Bocas de Minas de Carvão abandonadas em Santa Catarina**. Anais do XXIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa – Gramado, Rio Grande do Sul, 27 de setembro a 1º de outubro de 2009. v. 2, p. 397-402.

BLODAU, C. A review of acidity generation and consumption in acidic coal mine lakes and their watersheds. **Science of the Total Environment**, 369, p. 3017-332, 2006.

BORBA, R. F. & ARAÚJO, L. P. O. Carvão Mineral. **Informe Mineral**, Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM, p. 13, 1º sem. 2009.

CAMPANER, V. P. & SILVA, W. L. Processos físico-químicos em drenagem ácida de minas em mineração de carvão no sul do Brasil. **Química Nova**, v. 32, p. 146-152, 2009.

FARFAN, J. R. J. Z.; BARBOSA FILHO, O. & de SOUZA, V. P. Avaliação do potencial de drenagem ácida de rejeitos da indústria mineral. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2004. 58p.

GAIKWAD, R. W. & GUPTA, D.V. Review on removal of heavy metals from acid mine drainage. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 6, p. 81-98, 2008.

GARCIA Jr, O. **Utilização de Microorganismos em Processos Bio-hidrometalúrgicos**. Anais de I & II Encontros de Metalurgia, Mineração e Materiais da UFMG. Belo Horizonte, 1995.

GOMES, C.J. B. Projeto para Recuperação Ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense: Relatório de Atividades – Fevereiro de 2004.

JONHSON, D. B. & HAKKBERG, K. B. Acid mine drainage remediation options: a review. **Science of the Total Environment**, 338, p.3 – 14, 2005.

KONTOPOULOS, A. **Acid Mine Drainage Control**. In: Effluent Treatment in the Mining Industry. Castro, S. H.; Vergara, F.; Sánchez, M. A.; (Eds.). University of Concepción, 1998.

LEWIS, M. E. & CLARK, M. L.. How does stream flow affect metals in the upper Arkansas river? US Geological Survey Fact Sheet, p. 226–296, 1996.

NEVES, C. A. R. & SILVA, L. R. Universo da Mineração Brasileira. Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM, Brasília, 2007.

RESOLUÇÃO CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2005.

RODRIGUES, A. F. S. Aerogeofísica no Brasil – Descobrimos a geodiversidade encoberta. **Informe Mineral**, Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM, p. 29-45, 1º sem. 2009.

RUBIO, J., DA SILVA, R.D.R., DA SILVEIRA, A.N., Técnicas para tratamento e aproveitamento de águas ácidas residuais da mineração de carvão. III Workshop Gestão e Reuso de Água na Indústria. - Florianópolis, Santa Catarina, novembro de 2007.

SOARES, E. R.; MELLO, J. W. V.; SCHAEFER, E. G. R. & COSTA, L. M. Cinza e carbonato de cálcio na mitigação de drenagem ácida em estéril de mineração de carvão. **R. Bras. Ci. Solo**, nº30, p.171-181, 2006.

SOUZA, Vicente P., POSSA, Mario V., SOARES, Paulo S. M., SOARES, Anderson B., BERTOLINO, Ana V. A. F. & SOUZA, Marcia R. R.. **Desempenho de cobertura seca em escala piloto para abatimento de DAM gerada por rejeito de carvão**. Anais do XXIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa – Gramado, Rio Grande do Sul, 27 de setembro a 1º de outubro de 2009. v. 2, p. 515 – 523.

VAZ, P. A. B. Reparação do dano ambiental – Caso concreto: mineração em Santa Catarina e o meio ambiente. **R. CEJ**, n. 22, p. 41-48, jul./set. 2003.

WEI, X.; VIADEIRO JR., R. C. & BUZBY, K. M. Recovery of iron and aluminum from acid mine drainage by selective precipitation. **Environmental Engineering Science**, v. 22, n. 6, 2005.

WEI, X; VIADERO Jr., R.C. & BHOJAPPA, S. Phosphorus removal by acid mine drainage sludge from secondary effluents of municipal wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 42, p. 3275-3284, 2008.