

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais - PPGEM

TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO
E DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS

VITOR HUGO CORDEIRO KONARZEWSKI

Dissertação para obtenção do título de Mestre em Engenharia

Porto Alegre

2009

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais - PPGEM

TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO
E DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS

VITOR HUGO CORDEIRO KONARZEWSKI
Engenheiro Industrial Químico

Trabalho realizado no Departamento de Metalurgia da Escola de Engenharia da UFRGS, dentro do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais – PPGEM, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Área de concentração: Tecnologia Mineral/Metalurgia Extrativa

Porto Alegre

2009

Esta dissertação foi julgada adequada para obtenção do título de Mestre em Engenharia, área de concentração em Tecnologia Mineral/Metalurgia Extrativa, e foi aprovada, em sua forma final, pelo orientador e pela banca examinadora do Curso de Pós-Graduação.

Orientador: Prof. Dr IVO ANDRÉ HOMRICH SCHNEIDER

Banca Examinadora:

Prof. Dr. ELVIS CARISSIMI – ULBRA

Prof. Dra. REJANE MARIA CANDIOTA TUBINO - DEMET/PPGEM-UFRGS

Prof. Dr. ROBERTO NAIME - FEEVALE

Prof. Dr. CARLOS PÉREZ BERGMANN
Coordenador do PPGEM

Consciência Crítica

“A ação do homem só tem sentido se for compromissada com a realidade, uma vez que, diferente do animal, o ser humano é capaz de reflexão. O homem existe. Está inserido no mundo. Toma conhecimento deste mundo, sendo até capaz de modificá-lo.

Esta ação modificadora, entretanto, torna-se impossível se ele estiver imerso e acomodado a este mundo e for incapaz de distanciar-se dele para admirá-lo e perceber o seu conjunto.”

Paulo Freire

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho primeiramente a DEUS e minha família, especialmente minha esposa Denise, e meus filhos Carolina e Gabriel, que souberam compreender os inúmeros momentos de ausência necessários a completar esta pesquisa.

Aos meus pais e irmãos pelos estímulos e orientações recebidas.

Aos meus colegas de laboratório, pelo apoio e gentilezas prestadas.

Aos nobres trabalhadores da área de resíduos urbanos, pessoas simples e honestas, que labutam dia-a-dia para melhorar nossa convivência urbana.

Ao meu orientador, professor Ivo Schneider, pelo incentivo na medida certa, ajudando a iluminar a trilha do saber.

SUMÁRIO

Capítulo	Descrição	Página
	FICHA CATALOGRÁFICA	
	EPÍGRAFE	
	DEDICATÓRIA	
	SUMÁRIO	
	LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	
	LISTA DE FIGURAS	
	LISTA DE QUADROS	
	LISTA DE TABELAS	
	RESUMO	
	ABSTRACT	
1	INTRODUÇÃO	15
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1	A drenagem ácida de minas	18
2.1.1	A origem da drenagem ácida de minas.....	18
2.1.2	Impacto gerado pela DAM	19
2.1.3	Controle ambiental da DAM	21
2.2	O lixiviado de aterro sanitário.....	22
2.2.1	A disposição de resíduos sólidos urbanos e a origem do chorume	22
2.2.2	Impacto gerado pelo lixiviado	24
2.2.3	O controle ambiental do lixiviado	25
2.3	Fundamentos de coagulação, floculação e sedimentação.	28
2.4	A legislação ambiental a ser observada	30
3	MATERIAL E MÉTODOS	31
3.1	Local e origem da DAM	31
3.2	Local de coleta do chorume.....	32
3.3	Equipamentos	33
3.4	Reagentes	34
3.5	Metodologia para o tratamento convencional da DAM	34

3.6	Metodologia para o tratamento conjunto da DAM e chorume	34
3.7	Tratamento biológico aeróbio do clarificado	35
3.8	Tratamento biológico anaeróbio do clarificado	35
3.9	Parâmetros de controle da eficiência do processo	36
3.10	Análises dos efluentes	36
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
4.1	Caracterização da DAM	38
4.2	Tratamento convencional da DAM com NaOH	39
4.3	Caracterização do lixiviado	41
4.4	Mistura da DAM e lixiviado	42
4.5	Tratamento secundário da Mistura DAM x chorume - anaeróbio	48
4.6	Tratamento secundário da Mistura DAM x chorume – aeróbio...	50
4.7	Estudo comparativo das eficiências de tratamento.....	51
4.7.1	Redução de sólidos totais.....	51
4.7.2	Redução de sólidos suspensos.....	52
4.7.3	Redução da DBO ₅	53
4.7.4	Redução da DQO.....	53
4.7.5	Redução de nitrogênio	54
4.7.6	Redução de fósforo.....	55
4.7.7	Redução de ferro.....	55
4.7.8	Redução de alumínio.....	56
4.7.9	Redução de manganês.....	57
4.7.10	Redução de zinco.....	57
4.7.11	Redução de sulfatos	58
4.7.12	Redução de coliformes termotolerantes.....	59
4.8	Considerações gerais para o tratamento combinado de DAM e chorume	60
5	CONCLUSÕES.....	61
6	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	63
7	REFERÊNCIAS	64

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Sigla/Abrev.	Descrição
ABNT	Associação Brasileira de normas técnicas
CEMPRE	Compromisso empresarial para reciclagem
CONAMA	Conselho nacional do meio ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
DAM	Drenagem ácida de mineração
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
FAD	Flotação por ar dissolvido
IPT	Instituto de pesquisas tecnológicas
L.D	Limite de detecção
LOQ	Limite de quantificação
LRSU	Lixiviados de resíduos sólidos urbanos
N. D	Não detectado
NMP	Número mais provável
NTU	<i>Nephelometric turbidity unit</i>
OD	Oxigênio dissolvido
OG	Óleos e graxas
PAC	<i>Polyaluminum chloride</i>
PAM	Poliacrilamina
Pr	Probabilidade de remoção ou coleta
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SS	Sólidos suspensos
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
SVT	Sólidos voláteis totais

LISTA DE FIGURAS

Figura	Descrição	Página
01	Área degradada pela ação da DAM no município de Charqueadas, RS.....	17
02	Lição a céu aberto – 2003.....	23
03	Contaminação de efluente por chorume em área urbana	23
04	Tanque de tratamento anaeróbio de chorume	27
05	Tanque de tratamento aeróbio de chorume	27
06	Partículas coloidais em suspensão em meio aquoso	29
07	Local de coleta de drenagem ácida de minas.....	31
08	Drenagem ácida de mineração	32
09	Aterro sanitário da COPELMI – 2003	33
10	Lagoas de estabilização para tratamento de chorume	33
11	DAM no cone Imhoff	39
12	Tratamento convencional da DAM no cone Imhoff.....	41
13	Amostras primárias de DAM aerada e chorume.....	43
14	Definição de mistura inicial	44
15	Tratamento simples DAM e Chorume.....	45
16	Floculação por poliacrilamida catiônica e aniônica.....	47
17	Tratamento anaeróbio DAM x chorume.....	49
18	Concentração de sólidos totais	52
19	Concentração de sólidos suspensos totais.....	52
20	Concentração de DBO ₅	53
21	Concentração final de DQO	54
22	Concentração final de nitrogênio Kjeldahl.....	54
23	Concentração final de fósforo	55
24	Concentração final de ferro	56

25	Concentração final de alumínio	56
26	Concentração final de manganês	57
27	Concentração final de zinco	58
28	Concentração final de sulfato total	58
29	Concentração final de coliformes	59
30	Drenagem ácida de minas e chorume tratados.....	61

LISTAS DE QUADROS

Quadro	Descrição	Página
01	Métodos de controle da drenagem ácida de minas	21

LISTA DE TABELAS

Tabela	Descrição	Página
01	Dados estatísticos da vazão e parâmetros de qualidade da água em depósito de rejeitos de carvão no Município de Charqueadas, RS. Período de novembro de 2005 a fevereiro de 2006.....	20
02	Parâmetros CONSEMA 128/2006	30
03	Métodos de análise e procedimentos	37
04	Característica da DAM	38
05	Característica da DAM Bruta e tratada com NAOH	40
06	Caracterização do chorume	42
07	pH da DAM,chorume e de diferentes proporções	43
08	Efeito do pH do meio na turbidez, cor, volume de sólidos	44
09	Característica do efluente – coagulação simples	45
10	Resultado de testes de coagulação com poliacrilamidas catiônicas .	47
11	Característica do efluente –coagulação simples-anaeróbio	48
12	Característica do efluente –coagulação simples-aeróbio.....	50
13	Estudo comparativo considerando o descarte bruto dos efluentes.	60

RESUMO

Efluentes contaminados por lixiviados de resíduos sólidos urbanos (LRSU), proveniente de aterros sanitários, ou a drenagem ácida de minas (DAM), originados pela oxidação da pirita em rejeitos de carvão, são problemas atuais em termos de impacto ambiental, especialmente na região do Município de Butiá, no Estado do Rio Grande do Sul.

O tratamento destes efluentes, via de regra, é bastante oneroso, mas necessário, uma vez que a liberação *in natura* destas fontes poluidoras pode ser responsável pela degradação severa do ambiente. Em geral, metodologias convencionais de tratamento (como a precipitação/sedimentação, no caso da DAM, e processos biológicos, no caso do LRSU) mostram-se economicamente custosas ou tecnicamente deficientes. Frente a este desafio, esta pesquisa baseou-se na avaliação do tratamento conjunto de DAM e LRSU, via homogeneização, a fim de diminuir custos tradicionais decorrentes. O processo consiste no aproveitamento da alcalinidade do LRSU para neutralizar a acidez da DAM. Ao mesmo tempo, o ferro e o alumínio presentes na DAM permitem a coagulação dos sólidos suspensos, removendo uma significativa carga de poluentes. Resultados obtidos em laboratório no tratamento inicial destes efluentes permitiram uma significativa redução de carga orgânica, nutrientes, metais pesados e bactérias do grupo coliforme. O efluente final apresentou redução na carga lançada de 100% para sólidos suspensos, 36% para DBO, 56% para DQO, 11% para N, 72% para Fe, 73% para Al e 9% para Mn, atenuando suas características iniciais em consonância a alguns padrões de emissão de efluentes líquidos estabelecidos para o Estado do Rio Grande do Sul (Resolução número 128/2006 do CONSEMA).

PALAVRAS-CHAVE: chorume, drenagem ácida de minas, tratamento de efluentes

ABSTRACT

Municipal landfills wastewaters (MLW) and acid mine drainages (AMD) from coal mines are environmental issues faced, in special case at the city of Butia, in Rio Grande do Sul State.

The treatment of such effluents is necessary to avoid undesirable environmental degradation. The conventional treatment techniques (e.g. chemical neutralization for DAM and biological processes for municipal landfills wastewaters) are costly and sometimes inefficient. This work considered a new alternative based in the combined treatment of MLW and AMD. The alkalinity of MLW can neutralize the acidity of the AMD while the iron and aluminum present in the AMD allow the coagulations of the suspended solids of the MLW, reducing considerably the amount of pollutants. The initial results obtained at laboratory scale allowed the reduction of organic load, nutrients, heavy metals and bacteria. The final effluent showed reduction at the charge reaching 100% to solids in suspension, 36% to BOD, 56% to COD, 11% to N, 72% to Fe, 73% to Al e 9% to Mn, without addiction of coagulations polymers, and improving its characteristics considering the emission standards established in the Rio Grande do Sul State, Brazil (Resolution number 128/2006 from CONSEMA).

KEYWORDS: municipal landfill wastewaters, acid mine drainage, wastewater treatment

1 INTRODUÇÃO

Segundo a Resolução CONSEMA 128 (Rio Grande do Sul, 2006), efluentes líquidos de fontes poluidoras são definidos como: “despejo líquido oriundo de atividades industriais, de drenagem contaminada, de mineração, de criação confinada, comerciais, domésticas, públicas, recreativas e outras”. Esta dinâmica sintática estabelece um problema atual e premente em termos de impacto ambiental em áreas urbanas e rurais no Rio Grande do Sul, em função de efluentes originados pelo lixiviado de resíduos sólidos urbanos, também denominados de chorume, e outra fonte de igual ou maior impacto no meio, originada principalmente em função da mineração de carvão, a drenagem ácida de minas, ou DAM. O tratamento destes efluentes, via de regra, é bastante oneroso, mas necessário, uma vez que a liberação *in natura* é responsável pela degradação severa do ambiente.

A DAM é resultante de reações químicas de sulfetos na presença de ar e água. Este tipo de reação é comum em áreas de mineração de carvão, uma vez que a pirita e a marcassita (ambos FeS_2 , porém em formas cristalinas distintas) são encontradas nas jazidas de carvão, em especial nos municípios de Butiá e Charqueadas, distantes cerca de 80 Km de Porto Alegre. Os poluentes da drenagem ácida provenientes da oxidação da pirita acumulam-se em lagoas nas cavas a céu aberto, afetando a qualidade da água, em função da redução do pH, reduzindo a alcalinidade natural, aumentando a dureza total e solubilizando quantidades indesejáveis de ferro, manganês, alumínio, sulfatos e, eventualmente, outros metais pesados (KONTOPOULOS, 1998; BLOCK *et al*, 2004).

Da mesma forma, o lixiviado de aterros sanitários é um problema ambiental, especialmente no município de Butiá, no Estado do Rio Grande do Sul. Na região está localizado o maior aterro sanitário do Estado, construído a partir da cava da mina de Carvão do Recreio, no Município de Minas do Leão. O lixiviado caracteriza-se pela alta concentração de matéria orgânica, presença de microrganismos, nitrogênio, fósforo, alcalinidade e metais pesados (BIDONE e POVINELLI, 1999).

O combate da DAM é realizado através de métodos preventivos, de contenção e de remediação (KONTOPOULOS, 1998). Porém, poucos estudos têm levado em conta as possibilidades de uso da DAM para algo positivo. Nesse sentido, destaca-se o trabalho de PEARSON e NESBIT (1974), que avaliaram o tratamento conjunto de DAM com esgoto doméstico. Os autores demonstraram que a mistura dos efluentes reduziu a turbidez e as concentrações de ferro e fósforo no efluente tratado bem como diminuiu os custos do processo devido à economia em reagentes para o ajuste do pH.

No presente trabalho será estudado a possibilidade de tratamento conjunto da DAM e lixiviados, uma vez que os efluentes encontram-se próximos, gerando impactos sérios e atualmente contando com disposições separadas para atenuação. Partiu-se do pressuposto que a alcalinidade do “chorume” pode, pelo menos em parte, neutralizar a acidez da DAM, proporcionando uma economia no consumo de reagentes para a correção do pH. Ao mesmo tempo, o ferro presente na DAM (na forma bivalente Fe(II), trivalente Fe(III) ou em ambas) e alumínio (na forma trivalente Al(III)), serve como coagulantes para a remoção dos sólidos suspensos.

Frente a este panorama, o problema da pesquisa insere-se em verificar a possibilidade de estabelecer uma forma dinâmica e viável economicamente para realizar um pré-tratamento destes efluentes, sem o uso de coagulantes, explorando-se somente a mistura de chorume com a drenagem ácida de minas. Para tal hipótese, avaliou-se inicialmente que os insumos necessários para correção tradicional do pH da DAM podem ser vultuosos, especialmente em função da alta carga e lodos gerados, sem considerarmos as dificuldades naturais de tratamento dos lixiviados.

Portanto, o objetivo geral deste trabalho foi estudar a atenuação de efluente de aterro sanitário utilizando-se a mistura deste lixiviado com a drenagem ácida de minas.

Os objetivos específicos foram:

- caracterizar uma amostra de drenagem ácida de minas e uma amostra de chorume representativas do aterro implantado na Mina do Recreio e verificar a possibilidade de tratamento conjunto de ambos efluentes;

- avaliar algumas variáveis operacionais, tais como índice de mistura ideal para o tratamento conjunto de ambos efluentes, o melhor pH de coagulação e tipo e concentração de polímero para a floculação;
- caracterizar os índices de remoção de poluentes e as características do efluente final obtido pela mistura dos fluxos visando atender a legislação ambiental vigente;
- avaliar diretrizes para o tratamento secundário (por processos biológicos) da mistura dos efluentes previamente tratados por coagulação.

A Figura 1 mostra o aspecto geral da degradação do meio natural pelo efluente.



Figura 1. Área degradada pela ação da DAM no Município de Charqueadas, RS. (Fonte, Schneider 2005).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. A Drenagem Ácida de Minas

A drenagem ácida de minas (DAM) ou drenagem ácida de rochas (DAR) é oriunda do contendo de sulfetos metálicos, principalmente da pirita ou marcassita (ambas FeS_2 , porém em formas cristalinas distintas), com ar e água.

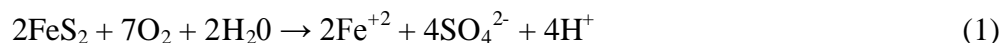
A DAM freqüentemente é encontrada em áreas de mineração, incluindo-se minas abandonadas. Estas águas residuais são causadoras de poluição ambiental, sendo tóxicas para a maioria dos organismos procariontes e eucariontes.

Este capítulo irá abordar, entre outros assuntos, sobre a gênese, impacto ambiental e métodos de controle da DAM.

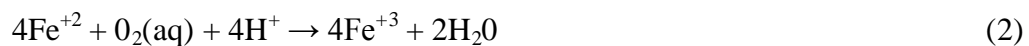
2.1.1. A origem da Drenagem Ácida de Minas

A DAM resulta de uma séria complexa de reações químicas envolvendo mecanismos diretos, indiretos e ação microbiana. Algumas reações resultam na geração de ácido, enquanto outras resultam na dissolução e mobilização de metais pesados (KONTOPOULOS, 1998).

A pirita (FeS_2) é o principal mineral responsável pela geração de acidez. Ela é estável e insolúvel, desde que não entre em contato com o ar e a água. Entretanto, como resultado da mineração, ela é colocada em exposição com ar e a água, ocorrendo as seguintes reações.



A reação (1) produz acidez, e se o potencial de oxidação for mantido, a oxidação do íon Fe^{+2} para Fe^{+3} ocorrerá, consumindo parte da acidez da pirita pelos íons H^+ .



Essa reação ocorre abioticamente em valores de pH mais elevados (acima de 4,5) e diminui à medida que o pH decresce. Em valores de pH menores que 3,5, a oxidação do íon

férrico (Fe^{+3}), somente em presença de oxigênio, passa a ser muito baixa. Entretanto, a reação passa a ser acelerada pela ação de bactérias quimiolitotróficas acidófilas dos gêneros *Thiobacillus* e *Leptospirillum*, que catalisam a reação. Essas bactérias catalisam a reação (2), que pode ser acelerada em até 10^6 vezes.

Se o pH da solução for maior do que 3, o Fe^{+3} irá hidrolisar precipitando na forma de hidróxido e gerando acidez, conforme equação (3):



Ainda, o Fe^{+3} , gerado na reação 02, poderá oxidar a pirita (FeS_2) pela reação indireta:



O Fe^{+2} resultante da reação será oxidado para Fe^{+3} pela reação (2) e estará novamente disponível para oxidar a pirita, entrando o fenômeno em um ciclo crescente conhecido como autocatálise. O ciclo permanece até que toda pirita acessível aos agentes da reação tenha sido consumida. O baixo pH da água aumenta a solubilização de metais. No caso da mineração de carvão, além do ferro, a drenagem ácida de minas apresenta valores significativos de Al, Mn e Zn. Pode também apresentar traços de Cu, Ni, Cr e Pb e outros metais.

2.1.2. Impacto Ambiental Gerado pela Drenagem Ácida de Minas

No Brasil, a drenagem ácida de minas (DAM) está associada principalmente à atividade de exploração carbonífera, abrangendo os Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Segundo Kopezinski, (2000), a estocagem de rejeitos das minerações de carvão ainda é um grande problema ambiental para a Região Sul do Brasil. O autor destaca que os rejeitos de extração são superiores a 35% da produção de carvão, sendo que os teores de enxofre nos carvões brutos crescem do sul para o norte, oscilando de 1% a 2% no RS, entre 2% e 8% em Santa Catarina e atingindo até 10% no Paraná.

Os impactos da drenagem ácida sobre os recursos hídricos são manifestados tanto pelas alterações na qualidade da água quanto na integridade da fauna e flora. Neste sentido, a avaliação das variáveis físico-químicas e biológicas envolvidas no exame de uma DAM é fundamental (KOPEZINSKI, 2000; MONTEIRO, 2004).

O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes em ecossistemas aquáticos, uma vez que interfere no tipo de comunidade biótica, em processos

bioquímicos, no balanço do CO_2 , na solubilidade de compostos e na especiação geoquímica dos metais, condicionando a bio disponibilidade dos mesmos no meio aquático.

A maior parte dos organismos presentes em ambientes aquáticos está ambientada em valores neutros de pH. A redução do pH para níveis de 2,0 a 3,5, comum em regiões afetadas pela DAM, praticamente elimina a população de fauna e flora anteriormente existente no manancial.

O baixo pH da DAM aumenta a solubilidade e a dispersão dos metais existentes no ambiente, conforme a tabela 01. A biota aquática tem capacidade de absorção de metais dissolvidos. No caso de pH baixo, os íons metálicos encontram-se disponíveis no sedimento e solo para a fitoabsorção e bioacumulação na cadeia alimentar.

Outra substância presente na DAM é o ânion sulfato. O sulfato produz efeito laxativo no ser humano, sendo o padrão de potabilidade do sulfato fixado em 250 mg/L pela Portaria 1469 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2000). Águas atingidas pela DAM podem exceder em muito este valor.

A Tabela 1 apresenta as características da DAM em um depósito de rejeitos situado no Município de Charqueadas, RS (e alvo de estudo na parte experimental).

Tabela 1. Dados estatísticos da vazão e parâmetros de qualidade da água em depósito de rejeitos de carvão no Município de Charqueadas, RS. Período de novembro de 2005 a fevereiro de 2006 (n = 23) (SCHNEIDER, 2006).

Parâmetro	Limite	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
Vazão (L/s)	-	1	45	12	10,2
pH	6 a 9	2,6	2,9	2,8	0,1
Acidez (mg CaCO_3/L)	-	800	3346	1665,2	597,2
Alcalinidade (mg CaCO_3/L)	-	0	0	-	-
DQO (mg/L)	260	8	112	55	36,3
Sólidos Susp. (mg/L)	80	3	68	14,3	13,7
Fe (mg/L)	10	46	376	231,1	82,2
Al (mg/L)	10	34	118	79,2	24,8
Mn (mg/L)	1	2,2	6,6	5	1,1
Zn (mg/L)	2	0,25	1,02	0,68	0,26
Sulfatos (mg/L)	250	3833	6960	5293,4	858

Quanto aos sólidos suspensos direcionados aos corpos hídricos, embora não necessariamente tóxicos, pode haver a formação, por sedimentação, de uma camada de sedimento em áreas de águas calmas, o que pode causar problemas para os ecossistemas aquáticos.

2.1.3. Controle Ambiental da DAM

Os métodos de controle da DAM podem ser classificados em métodos preventivos, de controle da migração e remediação (KONTOPOULOS, 1998; JOHNSON e HALLBERG, 2005). O Quadro 1 apresenta um resumo geral dos métodos de controle de DAM aplicados.

Para o caso de fontes geradoras de DAM já estabelecidas, o tratamento mais aplicado é o de neutralização/precipitação, na qual se insere o enfoque do presente trabalho.

Quadro 1. Métodos de controle da drenagem ácida de minas (adaptado de KONTOPOULOS, 1998).

Métodos Preventivos	<ul style="list-style-type: none"> - Remoção/isolamento dos sulfetos - Exclusão de oxigênio por cobertura de água - Exclusão do oxigênio por cobertura seca - Aditivos alcalinos - Bactericidas
Métodos de Contenção	<ul style="list-style-type: none"> - Prevenção do fluxo de água - Paredes reativas porosas - Disposição em estruturas de contenção
Métodos de Remediação	<p>Sistemas ativos</p> <ul style="list-style-type: none"> - Neutralização/precipitação - Adsorção/troca iônica - Osmose reversa - Eletro-diálise <p>Sistemas passivos</p> <ul style="list-style-type: none"> - Filtro anaeróbio de calcáreo - Dreno anóxico de calcáreo - Barreira permeável reativa - Banhado construído - Reator de fluxo vertical

O tratamento da DAM pela neutralização/precipitação implica diretamente no ajuste do pH, que originalmente apresenta-se bastante ácido, elevando-o para um caráter neutro, dentro dos padrões de emissão permitidos pela legislação atual. Os reagentes alcalinos empregados geralmente são: hidróxido de sódio, hidróxido de cálcio, carbonato de cálcio ou óxido de cálcio. Na faixa neutra de pH, a maioria dos metais presentes na DAM precipita na forma de hidróxidos, havendo uma diminuição drástica na carga metálica do efluente. Entretanto, o processo não é eficiente na remoção de sulfatos, os quais permanecem solúveis no meio aquoso (MATLOCK et al, 2002).

As tecnologias de tratamento da DAM por neutralização atualmente incluem, entre outros processos, as bacias de sedimentação, decantadores convencionais, decantadores de lamelas e flutadores por ar dissolvido.

Os custos do tratamento são altos, principalmente em função de aditivos alcalinos empregados. Ainda, o volume de lodo gerado é elevado, necessitando de uma logística de remoção, transporte e disposição.

2.2. O lixiviado de aterro sanitário

A disposição de resíduos sólidos urbanos e a ação de intempéries, bem como a própria decomposição da matéria orgânica presente, dá origem a um líquido de coloração escura, com cheiro fétido, com alta carga poluidora, denominado lixiviado de resíduo sólido urbano (LRSU). Esse líquido também é conhecido por “sumeiro” ou por “chorume”. Quando mal gerenciado, pode contaminar o solo, o lençol freático e as águas superficiais. (BIDONE e POVINELLI,1999). O chorume é um grave problema ambiental da sociedade moderna. Há um grande número de aterros, antigos e em operação, gerando águas contaminadas. O tratamento, em função da complexidade do efluente, é difícil e oneroso.

2.2.1. A disposição de resíduos sólidos urbanos e a origem do lixiviado

A destinação de resíduos sólidos urbanos é um dos mais importantes desafios das administrações municipais. O efeito deletério relacionado à disposição inadequada destes resíduos, seja pela disposição em locais impróprios, seja pela extrapolção do planejado inicialmente nos procedimentos de coleta, transporte e destinação final do lixo doméstico e industrial, pode levar a uma situação caótica onde a degradação ambiental e humana se confundem, carreando mazelas das mais diferentes ordens.

Mesmo considerado como parte integrante do setor de saneamento básico, a Gestão dos Resíduos Sólidos no Brasil, segundo o IPT/CEMPRE (2000), não tem recebido a devida importância por parte do poder público. O problema da disposição final é alarmante (Figura 2). Grandes quantidades de resíduos são recebidas e, muitas vezes, dispostas em locais inadequados como: encostas, beira de estradas, rios, banhados e terrenos com solo poroso. No Brasil, bem como em muitos outros países, a destinação dos resíduos sólidos urbanos está pautada em lixões como principal forma de destinação.



Figura 2 Lixão a céu aberto -2003.

A exposição dos resíduos sólidos urbanos a chuva, bem como a própria decomposição dos resíduos, gera um líquido com forte odor, que possui alto potencial patogênico e toxicológico (Figura 3).



Figura 3. Contaminação de efluente por chorume em área urbana no Vale dos Sinos

A degradação da matéria orgânica e inorgânica se processa por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos, gerando a transformação da massa dos resíduos sólidos em formas solúveis e gasosas, além da diminuição do volume inicial. A mistura de uma grande variedade química, sob a influência de agentes naturais (chuva e microrganismos) é objeto de evoluções complexas, gerando o chorume, com elevada carga orgânica, presença de metais pesados, além de elevados índices de coliformes e outras substâncias tóxicas e recalcitrantes em sua composição (BIDONE e POVINELLI, 1999).

2.2.2. Impacto Ambiental do lixiviado

O impacto ambiental dos resíduos sólidos urbanos pode atingir o ar, água e o solo. Outro problema decorrente de deposição de resíduos sólidos urbanos é o da poluição visual. O convívio de seres humanos alijados da sociedade junto à porcos, urubus e outros macrovetores é degradante, especialmente quando disputam quase que em pé de igualdade restos de lixos em busca da sobrevivência (SERAFIM et al, 2003).

No que diz respeito ao chorume, falhas na impermeabilização do aterro e/ou manejo inadequado das águas pluviais, podem comprometer o meio-ambiente local, na medida em que este efluente pode se tornar uma fonte de contaminação hidrogeológica (MORAES e BERTAZZOLI, 2005).

O impacto ambiental em função da contaminação de águas superficiais ou subterrâneas por chorume é descrito por (BIANCHIN *et al* 2005) como:

“Num processo de segregação inadequado do lixo para a compostagem, podem não ser separados materiais que contribuirão para contaminação por metais nesse produto. Muitas vezes, pilhas, jornais, tintas, e outros materiais são agregados à fração orgânica e entram no processo de compostagem. O adubo resultante contamina o solo, e conseqüentemente os vegetais nele cultivados, podendo dessa maneira contaminar os indivíduos que entrarem em contato com os vegetais provenientes deste solo. Sabe-se que teores elevados de Cr, Cu, Ni e especialmente de Pb são nocivos aos seres humanos... Os teores de metais encontrados variaram conforme etapa do processo e tipo de metodologia utilizada. Os índices encontrados mostram uma certa contaminação quando comparados aos teores permitidos pela legislação de outros países, já que a legislação do nosso país, não estabelece teores limite de metais pesados em compostos orgânicos provenientes do beneficiamento do lixo urbano.”

No que diz respeito à composição físico-química do chorume, (SERAFIM *et al*, 2003) descrevem que pode ser variáveis, dependendo de vários fatores que vão desde as condições ambientais locais, tempo de disposição, forma de operação do aterro e até características do próprio despejo. Assim, ocorrem variações de região para região, dependendo das condições sócio-econômicas da população. A presença de metais pesados, altas concentrações de sólidos suspensos, compostos orgânicos originados da degradação de substâncias, óleos e graxas são características comuns.

Os danos causados pela disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, e pelo conseqüente chorume gerado, podem ser caracterizados genericamente de ordem física, química, bioquímica e biológica.

- Física: formação de bancos de lodos ou de sedimentos inertes provocando um aumento de turbidez, variação de temperatura pontuais que alteram a quantidade de oxigênio presente e quebra de ciclos vitais às espécies.
- Química: surge da presença de compostos químicos tóxicos; quanto mais poluído o efluente, mais oneroso será o tratamento para conferir as qualidades desejáveis para descarte ao meio ambiente.
- Bioquímica: está relacionada ao consumo de oxigênio utilizado pelos microrganismos na degradação da matéria orgânica carregada pela água.
- Biológica: está relacionada com a elevada contagem de coliformes ou com outros organismos patogênicos.

2.2.3 O Controle Ambiental do lixiviado

Assim sendo, o lixiviado deve ser submetido a um tratamento que pode incluir processos físico-químicos e biológicos. O tratamento dado ao chorume objetiva fazer com que o efluente líquido esteja dentro dos limites impostos pela legislação em vigor.

Os tratamentos tradicionais do chorume comumente abrangem processos anaeróbios e aeróbios. A eficiência é razoável e objetiva predominantemente a redução de DBO e DQO e nutrientes (N e P) a níveis satisfatórios para lançar o efluente no ambiente.

Por este motivo, a disposição adequada dos resíduos sólidos urbanos (RSU) deve ocorrer em aterros sanitários, que são obras de engenharia que utilizam técnicas de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, através de confinamento em camadas cobertas com material inerte, visando evitar danos ou riscos à saúde e à segurança, minimizando os impactos ambientais.

BIDONE e POVINELLI (1999) descrevem o aterro sanitário como:

“É uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, dentro de critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento seguro dos resíduos (normalmente, recobrimento com argila selecionada e compactada em níveis satisfatórios), evitando danos ou riscos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais. Atualmente, cerca de 10% das comunidades brasileiras solucionaram seu problema de disposição de lixo adotando a técnica do aterro sanitário.”

Sob este ponto de vista o autor cita que um programa de minimização de resíduos passa, necessariamente, pela redução na fonte geradora e reciclagem. Sob esta ótica, o processo de acondicionamento dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, e a compostagem da matéria orgânica são alternativas viáveis e adequadas.

Em aterros sanitários a produção de chorume é reduzida. O sistema de drenagem permite a aspersão de parte do efluente produzido sobre as células do aterro. Além disso, há uma diminuição da área sob efeito de intempéries, por estarem recobertas por material inerte. Entretanto, o processo de decomposição anaeróbia persiste, gerando o chorume que deve ser tratado, sob pena de contaminação do lençol freático.

“A descarga de chorume nas águas provocam a elevação da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), isto é, o ar dissolvido na água, necessário às formas de vida aquáticas, passa a ser consumido pelos microrganismos durante a decomposição da matéria orgânica, tornando o ambiente impróprio para a sobrevivência de peixes e outros organismos que necessitam de oxigênio para desenvolverem suas atividades básicas. A DBO dos líquidos provenientes de aterros sanitários é muito elevada (cerca de 30 a 150 vezes maior que a do esgoto doméstico, cujo valor oscila entre 200 e 300 mg . L⁻¹. Além disso, esses efluentes apresentam grandes concentrações de nitrogênio amoniacal, solúvel em água e tóxico a partir de determinadas concentrações.” Bidone e Povinelli (1999, p.49)

Assim, o tratamento do chorume, por sua alta carga orgânica, implica em etapas alternadas de tratamento biológico, anaeróbio e/ou aeróbio (AMARAL, 2008). As Figuras 4 e 5 exemplificam as situações referenciadas. Etapas de tratamento físico-químico também podem ser incluídas, atenuando a carga orgânica a ser removida nos processos biológicos posteriores.



Figura 4. Tanque de tratamento anaeróbio de chorume.



Figura 5. Tanque de tratamento aeróbio de chorume.

Alguns estudos recentes e inovadores em relação ao lixívios de resíduos sólidos urbanos têm sido descritos. PACHECO e PERALTA-ZAMORA (2004), TAUCHERT e PERALTA-ZAMORA (2004) e MORAES e BERTAZZOLI (2005) estudaram a integração de processos físico-químicos, eletroquímicos e oxidativos avançados no tratamento de

chorume. Ainda Morais e Peralta-Zamora,(2006) investigaram a integração de processos oxidativos avançados (fotocatálise heterogênea) com processos biológicos. Concluíram que aplicação de processos físico-químicos de coagulação é uma importante etapa preliminar para a remoção de cor e carga orgânica.

AMARAL *et al* (2008) avaliaram a biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários. Concluíram que o lixiviado estudado, proveniente da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da Cidade de Belo Horizonte (MG) apresenta uma baixa biodegradabilidade anaeróbia e sugerem que o tratamento físico-químico deva ser utilizado como forma de pré ou pós-tratamento.

Estudo sobre a viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos foi objeto de pesquisa de MATOS *et al* (2008). Os autores apontam que o chorume pode ser uma fonte de nutrientes (nitrogênio e fósforo) para o solo, porém o procedimento é temerário em função da presença de metais pesados e moléculas orgânicas complexas.

O tratamento conjunto de DAM e chorume é um assunto não abordado na literatura e que será alvo do presente trabalho. Espera-se que os metais presentes na DAM (principalmente o ferro e alumínio) atuem como agentes coagulantes, removendo os sólidos suspensos do chorume e, com isso, reduzindo significativamente a carga orgânica, de nutrientes (N e P) e de metais. Os fundamentos do processo de coagulação, floculação e separação sólido-líquido por sedimentação estão a seguir descritos.

2.3. Fundamentos de Coagulação, Floculação e Sedimentação

Os processos de coagulação têm como objetivo a remoção de sólidos e impurezas que se encontram na água em forma de particulados finos em suspensão (em estado coloidal). Assim, os sólidos poderão ser removidos por decantação, flotação ou filtração. A metodologia consiste na dosagem química no efluente, seguido de uma mistura rápida para homogeneização e uma mistura lenta (METCALF e EDDY, 2003).

O termo colóide refere-se a uma dispersão de partículas finas de um material em outro. O tamanho das partículas coloidais situa-se entre 10^{-3} μm e 1 μm . Neste sistema, vigoram forças atrativas e repulsivas. A força de atração molecular entre as partículas, conhecidas como Forças de Van der Waals, são causadas pela interação de partículas dipolares permanentes ou induzidas. As forças de repulsão ocorrem devido ao potencial elétrico gerado

na superfície das partículas. O sistema é dito estável quando as forças elétricas de repulsão são suficientemente elevadas ao ponto de manter as partículas separadas em suspensão (Figura 6) (ADAMSON, 1980).

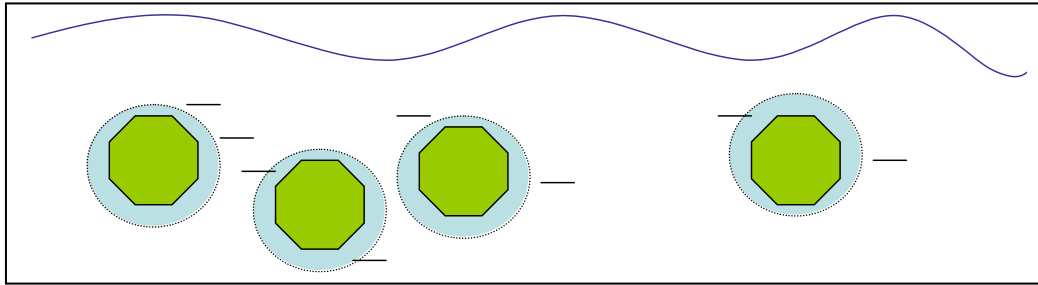


Figura 6: Partículas coloidais em suspensão no meio aquoso.

A estabilidade de sistemas coloidais está baseada na teoria da dupla camada elétrica. A desestabilização pode ocorrer pela compressão da dupla camada elétrica devido à incorporação de contra-íons na camada difusa. Também pode ser decorrente da adsorção específica de contra-íons na superfície da partícula, com a redução do potencial na superfície do colóide.

O processo de desestabilização mais comum baseia-se na adição de coagulantes seguido da adição de polímeros floculantes. Os coagulantes comerciais são sais hidrolisáveis de ferro e alumínio, podendo-se citar o sulfato de alumínio - $Al_2(SO_4)_3$, cloreto de alumínio - $AlCl_3$, sulfato férrico - $Fe_2(SO_4)_3$ e o cloreto férrico - $FeCl_3$. Esses reagentes promovem a coagulação do material suspenso por dois mecanismos: (a) redução da repulsão eletrostática pela compressão da dupla camada elétrica; (b) precipitação na forma de hidróxidos, promovendo um efeito de “arraste” das partículas suspensas. PIVELI e KATO,v(2005)

Em muitas situações, após a aplicação do agente coagulante, é necessário o ajuste do pH. Os reagentes comumente empregados são o hidróxido de sódio, o hidróxido de cálcio, carbonato de cálcio e o óxido de cálcio.

Os polímeros floculantes em geral são empregados como auxiliares do processo coagulação, permitindo a formação de agregados maiores. São classificados em catiônicos (carga positiva), aniônicos (carga negativa), não iônicos (sem carga) ou anfotéricos (carga elétrica positiva e negativa). Comercialmente, os floculantes mais conhecidos são as poliácridamidas, as poliamidas, o polióxido de etileno e as amidas. A escolha do polímero depende do tipo de efluente, do tipo de carga, da densidade de carga e da massa molecular. A escolha do produto e da quantidade a ser utilizada deve ser condicionada a ensaios laboratoriais.

Após o processo de coagulação/floculação é necessária uma etapa de separação sólido-líquido. O tratamento depende das características do sólido em suspensão. Se o sólido tem tendência a flutuar, utiliza-se flotação, ao passo que se o sólido tem tendência a sedimentar, emprega-se a sedimentação.

2.4. A legislação ambiental a ser observada

Os padrões de emissão para os parâmetros de qualidade da água empregados no presente trabalho são os da Resolução CONSEMA nº 128 (Rio Grande do Sul, 2006), que dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais. (Tabela 2).

Tabela 2 – Parâmetros CONSEMA 128/2006

Parâmetro	Consema 128 / 2006	Unidade
Acidez total	-	mg/L CaCO ₃
Alumínio total	10	mg/L
Cádmio total	0,1	mg/L
Chumbo total	0,2	mg/L
Cobre total	0,5	mg/L
Coliformes totais	-	NMP/100 mL
Cont.de bactérias heterotróficas	-	UFC/mL
Cromo total	0,5	mg/L
DBO	110	mg/L
DQO	330	mg/L
<i>Escherichia coli</i>	104	NMP/100 mL
Ferro total	10	mg/L
Fósforo total	3	mg/L
Manganês total	1	mg/L
Níquel total	1	mg/L
Nitrogênio Total Kjeldahl	20	mg/L
Sólidos suspensos totais	125	mg/L
Sólidos totais	125	mg/L
Sulfato total	250	mg/L
Zinco total	2	mg/L
pH	entre 6 e 9	pH

Fonte: CONSEMA 128/2006

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Local de origem da DAM

O local de origem da DAM é uma área de disposição de rejeitos de carvão localizada no município de Charqueadas. A Figura 07 mostra o mapa de localização e a Figura 08 o canal de escoamento. Atualmente, a DAM é tratada pelo processo de neutralização/precipitação de metais. A vazão de efluente é variável e dependente do volume pluviométrico, mas a média é de aproximadamente 1730 m³ ao dia.



Figura 07: Local de coleta da drenagem ácida de minas



Figura 08: Drenagem ácida de mineração.

3.2. Local de coleta do chorume

O local de origem do chorume é uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos, numa antiga cava provenientes de mineração de carvão, na Mina do Recreio, em Minas do Leão, no Rio Grande do Sul (Figura 09). A operação do aterro iniciou no ano 2000, tendo vida útil estimada de 15 anos. Segundo o relatório de impacto ambiental da COPELMI (1996), o resíduo apresentava um teor de matéria orgânica de 72%, entretanto, este índice deve variar, em função do incremento de triagem realizado nos municípios, antes de remeteram os resíduos para a COPELMI. O tratamento do efluente é realizado em uma série de lagoas de estabilização (Figura 10). A vazão de projeto é estimada em aproximadamente 106 m³ ao dia.

A coleta de amostra bruta de DAM foi realizada em frasco de polietileno e transportada diretamente ao laboratório. A temperatura ambiente no momento da coleta foi de aproximadamente 25°C. A conservação foi realizada sob refrigeração a 5°C. Todos os experimentos foram realizados em um prazo máximo de 5 dias após a coleta. O efluente coletado apresentava coloração marrom e intensa quantidade de matéria orgânica.



Figura 09 : Aterro sanitário da COPELMI – 2003. Autor: Vitor Hugo Cordeiro Konarzewski.



Figura 10 : Lagoas de estabilização para tratamento de chorume- 2003. Autor: Vitor Hugo Konarzewski

3.3. Equipamentos

Os equipamentos empregados na parte experimental do trabalho foram:

- Teste de Jarros
- Balança eletrônica de precisão
- pH metro digital
- Estufa de esterilização e secagem
- Turbidímetro Digital
- Espectrofotômetro na faixa visível
- Cone de Imhoff

3.4. Reagentes

Os reagentes empregados foram:

- Hidróxido de Sódio, P.A.;
- Ácido Clorídrico, P.A.;
- Poliacrilamida aniônica de alto peso molecular
- Poliacrilamida catiônica de alto peso molecular

3.5. Metodologia de Tratamento Convencional da DAM

O tratamento convencional da DAM foi realizado em Testes de Jarros. Inicialmente, agitou-se 1 L de amostra de DAM e corrigiu-se o pH do meio para 6,8 sob agitação de 30 RPM. A seguir, transferiu-se a mistura para o Cone de Imhoff para determinação do volume de lodo sedimentado. Após 1 hora de sedimentação, o efluente clarificado foi separado por filtração simples para análises. O lodo foi filtrado em papel filtro para determinação da massa de lodo gerada.

3.6. Metodologia para o Tratamento Conjunto da DAM e Chorume

O experimento inicial de atenuação de efluentes provenientes de aterro sanitário associados à drenagem ácida de minas teve por intuito descobrir a proporção ideal da mistura do chorume e DAM. Assim, conduziu-se um estudo preliminar em nível de bancada laboratorial para definição da mistura ideal para o tratamento conjunto das amostras.

O estudo inicial foi realizado em provetas de 100 mL, considerando diferentes proporções da DAM: chorume. Realizaram-se misturas nas proporções de 1:1, 2:1, 3:1, 4:1, 5:1, 6:1 e 7:1. A pesquisa inicial baseou-se no pH, turbidez, velocidade de sedimentação, além da observação da eficiência da coagulação.

Definida a melhor proporção de mistura, realizou-se o tratamento do efluente em Testes de Jarros seguindo mistura de DAM: chorume na proporção definida anteriormente em

um volume de 1 L. Agitou-se o efluente a 30 RPM por um período de 2 minutos com monitoramento do pH do meio. A seguir, transferiu-se a mistura para o Cone de Imhoff para determinação do volume de lodo sedimentado. Após 1 hora de sedimentação, recolheu-se o efluente clarificado para análises seguido da filtração do lodo em papel filtro para determinação da massa de lodo sedimentado.

Adicionalmente, sob a melhor proporção de mistura, realizaram-se também variações na faixa de pH entre 5,5 e 7,0 para avaliar possíveis melhorias no processo de coagulação. O ajuste do pH foi feito com NaOH ou HCl. Ainda, sob a melhor proporção de mistura e pH, realizou-se a floculação com poliacrilamidas catiônicas e aniônicas para avaliar qual melhor floculante para o processo. Os ajustes no pH bem com a adição do polímero floculante foram realizados durante a etapa de agitação lenta do efluente.

3.7. Tratamento Biológico Anaeróbico do Clarificado

O tratamento anaeróbico do efluente clarificado após o processo inicial simples de floculação, sedimentação por uma hora, filtragem, foi realizado em uma amostra de 850 mL. A amostra foi mantida em um frasco de 1 L escuro, vedado para evitar a presença de luz e fechado por um período de 7 dias e 12 horas sob condições de temperatura ambiente ($\approx 20^{\circ}\text{C}$). Após esse período, o efluente clarificado foi coletado para análise e o lodo sedimentado foi filtrado. O efluente tratado, apesar de ter apresentado uma sedimentação acentuada, ao final do processo foi agitado novamente para medir a sedimentação em Cone de Imhoff.

3.8. Tratamento Biológico Aeróbico do Clarificado

O tratamento aeróbico do efluente clarificado, após o processo de coagulação e sedimentação da mistura, foi realizado em uma amostra de 850 mL resultante da etapa anterior composta do tratamento simples da mistura e filtração após uma hora.. A amostra foi aerada dentro de um Becker de 1 L através de um aerador de aquário pequeno, mantendo-se um fluxo contínuo de insuflação de ar por um período de 7 dias sob condições de temperatura ambiente ($\approx 20^{\circ}\text{C}$). Após esse período, a aeração foi interrompida e a amostra foi deixada em

repouso por 12 horas para a sedimentação dos sólidos suspensos. O efluente clarificado foi coletado para análise e o lodo sedimentado foi filtrado.

3.9. Parâmetros de controle da eficiência do processo.

O rendimento do processo foi quantificado em relação a 3 critérios:

(a) concentração final, a qual foi comparada com os índices de emissão exigidos pela resolução CONSEMA 128/2006;

(b) eficiência (Ef) de separação, a qual foi calculada pela seguinte equação:

$$Ef (\%) = [(Ci - Cf)/Ci] \times 100$$

Onde: Ci – concentração inicial da amostra;

Cf – concentração final após o tratamento.

(c) carga removida, a qual foi calculada pela seguinte equação

$$CR (g) = Vi.Ci - Vf.Cf$$

Onde: Vi – volume inicial de amostra;

Vf – volume final de amostra;

Ci – concentração inicial da amostra;

Cf – concentração final após o tratamento.

3.10. Análises dos Efluentes

Os efluentes foram coletados seguindo-se recomendação compatível para os padrões examinados, sendo acondicionados sob temperatura inferior a 4°C, e remetidos para análise dentro de uma janela de tempo inferior a 24 horas. A Tabela 3 resume as análises realizadas para caracterização dos efluentes brutos e tratados. Todas as análises seguiram os procedimentos descritos no “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005).

Tabela 3. Métodos de análises, número do procedimento no “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater ” (SM) e limite de detecção.

Análise	Método	Nº do Procedimento	Limite de Detecção
pH	potenciométrico	-	0,1
Acidez	titulométrico/ potenciométrico	SM 2320 B	0,5 mg/L CaCO ₃
Sólidos totais	gravimétrico	SM 2540 B	10 mg/L
Sólidos suspensos	gravimétrico	SM 2540 D	10 mg/L
Sólidos sedimentáveis	Cone Imhoff	SM 2540 F	-
DBO ₅	potenciométrico	SM 5210 B	1 mg/L
DQO	titulométrico	SM 5220 B	5 mg/L
Alumínio	absorção atômica	SM 3111 D	0,4 mg/L
Ferro	absorção atômica	SM 3111 B	0,01 mg/L
Cobre	absorção atômica	SM 3111 B	0,03 mg/L
Níquel	absorção atômica	SM 3111 B	0,04 mg/L
Zinco	absorção atômica	SM 3111 B	0,02 mg/L
Cádmio	absorção atômica	SM 3111 B	0,01 mg/L
Chumbo	absorção atômica	SM 3111 B	0,03 mg/L
Cromo	absorção atômica	SM 3111 B	0,03 mg/L
Manganês	absorção atômica	SM 3111 B	0,02 mg/L
Nitrogênio Total Kjeldahl	titulométrico	SM 4500 NH ₃ C	2 mg/L
Fósforo Total	colorimétrico	SM 4500 P E	0,01 mg/L
Sulfato	turbidimétrico	SM 4500 SO ₄ ⁻² E	1 mg/L
Coliformes totais	tubos múltiplos	SM 9221 B	1,8 NMP/100 mL
<i>Escherichia coli</i>	tubos múltiplos	SM 9223 F	1,8 NMP/100 mL
Cont. bactérias heterot.	crescimento em placas	SM 9215 C	0 UFC/mL

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização da DAM

A amostra de DAM foi inicialmente submetida a uma aeração por 72 horas para total conversão do Fe^{+2} a Fe^{+3} . As características da amostra de DAM empregada no presente trabalho estão apresentadas na Tabela 04. Um aspecto geral da amostra pode ser visualizado na Figura 11. Os valores estão comparados com padrões de emissão efluentes líquidos da Resolução CONSEMA 128/2006.

Tabela 4. Características da DAM.

Parâmetro	DAM bruta	Consema 128/ 2006
Vazão	1037 m ³ /dia	-
pH	2,7	entre 6 e 9
Acidez total (mg/L CaCO ₃)	826	-
Sólidos totais (mg/L)	2672	125
Sólidos suspensos totais (mg/L)	ND	80
DBO ₅ (mg/L)	5	70
DQO (mg/L)	43	260
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)	4	15
Fósforo total (mg/L)	0,03	2
Ferro total (mg/L)	208	10
Alumínio total (mg/L)	18,9	10
Manganês total (mg/L)	8,51	1
Cobre total (mg/L)	0,03	0,5
Níquel total (mg/L)	ND	1
Zinco total (mg/L)	0,11	2
Cromo total (mg/L)	ND	0,5
Cádmio total (mg/L)	ND	0,1
Chumbo total (mg/L)	ND	0,2
Sulfato total (mg/L)	989	-
Coliformes totais (NMP/100 mL)	ND	-
Coliformes fecais (NMP/100mL)	ND	10 ⁴
Contagem de bactérias heterotróficas (UFC/mL)	37	-



Figura 11. DAM no Cone de Imhoff.

A vazão da DAM pode variar, dependendo do regime pluvial, porém valores médios no local de coleta foram de 12 L/s, ou aproximadamente 1037 m³/dia (SCHNEIDER, 2006). Para fins de estudo, adotou-se o volume médio de 1000 m³ diários de lançamento no corpo d'água receptor. De acordo com a Tabela 04 os parâmetros referentes aos metais alumínio, ferro e manganês estão fora do limite de emissão da portaria 128 do CONSEMA, assim como sólidos totais e pH. O teor de sulfatos também é bastante elevado. Esse parâmetro não está previsto para lançamento de efluentes, entretanto pode trazer transtornos a saúde pela sua elevada concentração.

4.2 Tratamento Convencional da DAM com NaOH

A Tabela 05 apresenta os valores da DAM bruta e após o tratamento pela neutralização em pH 6,6 com NaOH a 40%. A operação foi rápida, sendo que após uma hora de homogeneização somente o manganês, os sólidos totais estavam acima dos padrões do CONSEMA 128/2006. Em função do volume utilizado chegou-se à proporção de 0,6 g de NaOH por litro de DAM, para elevação do pH de 2,7 a 6,6. A Figura 12 mostra o lodo gerado sedimentado no Cone de Imhoff.

Tabela 05. Caracterização da DAM bruta e tratada com NaOH em pH 6,6.

Parâmetro	DAM bruta	DAM tratada	Consema 128/2006	ER (%)
pH	2,7	6,6	entre 6 e 9	-
Acidez total (mg/L CaCO ₃)	826	1,6	-	99,8
Sólidos totais (mg/L)	2672	2984	125	0
Sólidos suspensos totais (mg/L)	ND	67	80	0
DBO ₅ (mg/L)	5	4	70	20
DQO (mg/L)	43	12	260	72
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)	4	4,7	15	0
Fósforo total (mg/L)	0,03	0,01	2	67
Ferro total (mg/L)	208	4,7	10	98
Alumínio total (mg/L)	18,9	0,4	10	98
Manganês total (mg/L)	8,51	2,7	1	68
Cobre total (mg/L)	0,03	ND	0,5	100
Níquel total (mg/L)	ND	ND	1	-
Zinco total (mg/L)	0,11	0,03	2	73
Cromo total (mg/L)	ND	ND	0,5	-
Cádmio total (mg/L)	ND	ND	0,1	-
Chumbo total (mg/L)	ND	ND	0,2	-
Sulfato total (mg/L)	989	1455	-	0
Coliformes totais (NMP/100 mL)	ND	ND	-	-
Coliformes fecais (NMP/100mL)	ND	ND	10 ⁴	-
Contagem de bactérias heterotróficas (UFC/mL)	37	ND	-	100

Do resultado obtido, além do lodo gerado, observou-se que os sulfatos aumentaram aproximadamente 58 %, os sólidos totais aumentaram aproximadamente 12%, o nitrogênio total aumentou 17 %., a DQO reduziu 72 %., o manganês reduziu 68% e não houve coagulação significativa.



Figura 12. Tratamento convencional de DAM no Cone de Imhoff. Tratado com NaOH

4.3. Caracterização do lixiviado

As características da amostra de chorume empregada no presente trabalho estão apresentadas na Tabela 06. Os valores podem ser comparados com padrões de emissão efluentes da Resolução CONSEMA 128 (RIO GRANDE DO SUL, 2006). A vazão do chorume pode variar, dependendo do regime pluvial, porém valores médios no local de coleta foram estimados em 106 m^3 ao dia.

Conforme mostrado na Tabela 06, os parâmetros sólidos totais, sólidos suspensos, DBO_5 , DQO, nitrogênio total e coliformes fecais estão acima do permitido pela legislação vigente. Pode-se observar que o chorume é um líquido com elevada carga orgânica e com uma grande variedade de compostos químicos, sendo objeto de evoluções complexas.

Tabela 06. Características do chorume.

Parâmetro	Chorume bruto	Consema 128/2006
Vazão	106 m ³ /dia	-
pH	8,3	entre 6 e 9
Acidez total (mg/L CaCO ₃)	-	-
Sólidos totais (mg/L)	15563	125
Sólidos suspensos totais (mg/L)	915	80
DBO ₅ (mg/L)	1620	70
DQO (mg/L)	6560	260
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)	2378	15
Fósforo total (mg/L)	2,14	2
Ferro total (mg/L)	8,3	10
Alumínio total (mg/L)	1,15	10
Manganês total (mg/L)	1,01	1
Cobre total (mg/L)	0,09	0,5
Níquel total (mg/L)	ND	1
Zinco total (mg/L)	0,80	2
Cromo total (mg/L)	0,75	0,5
Cádmio total (mg/L)	ND	0,1
Chumbo total (mg/L)	ND	0,2
Sulfato total (mg/L)	125	-
Coliformes totais (NMP/100 mL)	31000	-
Coliformes fecais (NMP/100mL)	31000	10 ⁴
Contagem de bactérias heterotróficas (UFC/mL)	2305600	-

4.4. Mistura da DAM e lixiviado

A Tabela 07 apresenta os valores do pH da DAM, do chorume e de diferentes proporções de mistura de DAM e de chorume. Mostra também o resultado da observação da presença ou não do efeito de coagulação, a partir de duas amostras primárias do local (Figura 13). A partir dos dados verifica-se que é possível promover a mistura dos efluentes em várias proporções mantendo-se o pH final próximo da neutralidade. No caso das amostras estudadas, o efeito de coagulação foi observado de forma bem nítida nas relações DAM:chorume de 5:1, 6:1 e 7:1. Observa-se que o chorume apresenta um efeito tampão marcante, mantendo as misturas, mesmo em diferentes níveis de concentração, entre pH 6,5 e 7,0. O efeito de coagulação foi obtido quando, pelo efeito de mistura, aumentou-se a concentração do ferro e

alumínio (Fe+Al) e diminuiu-se a concentração de sólidos suspensos (SS). O processo foi eficiente quando a relação Fe+Al/SS foi superior a 1,25. Neste estudo, optou-se em continuar os experimentos em níveis de mistura DAM:chorume de 6:1. Nesta condição o pH final ficou em 6,6 e ocorreu a clarificação rápida do efluente. (figura 14)



Figura 13. Amostras primárias de DAM e Chorume

Tabela 07 - pH da DAM, do chorume e de diferentes proporções de mistura de DAM:lixiviado e efeito de coagulação.

Efluente	DAM	Chor.	DAM: Chorume						
			1:1	2:1	3:1	4:1	5:1	6:1	7:1
pH	2,7	8,3	7,8	7,4	7,1	6,8	6,7	6,6	6,5
Efeito de coagulação	Não	Não	Não	Não	Insip.	Insip.	Sim	Sim	Sim
Concentração Fe+Al (mg/L)	226,9	9,4	117,7	154,4	172,5	183,4	190,6	195,8	199,7
Concentração de Sólidos Suspensos (mg/L)	0,0	915	458	305	229	183	152	131	114
Relação Fe+Al/SS	-á	0,01	0,25	0,51	0,75	1,00	1,25	1,50	1,75

Obs.: Insip – insipiente.

A tabela 07 apresenta um estudo comparativo de pH da DAM, do chorume (lixiviado), concentração de ferro e alumínio solubilizados e efeito de coagulação em diferentes misturas.

Do resultado, observou-se que a redução significativa de sólidos suspensos ocorreu principalmente depois da proporção 6:1 de DAM e chorume, especialmente quando a

concentração de FE e AL foram superiores a 195 mg/L. A relação FE+Al/SS ideal ficou na faixa de 1,5.

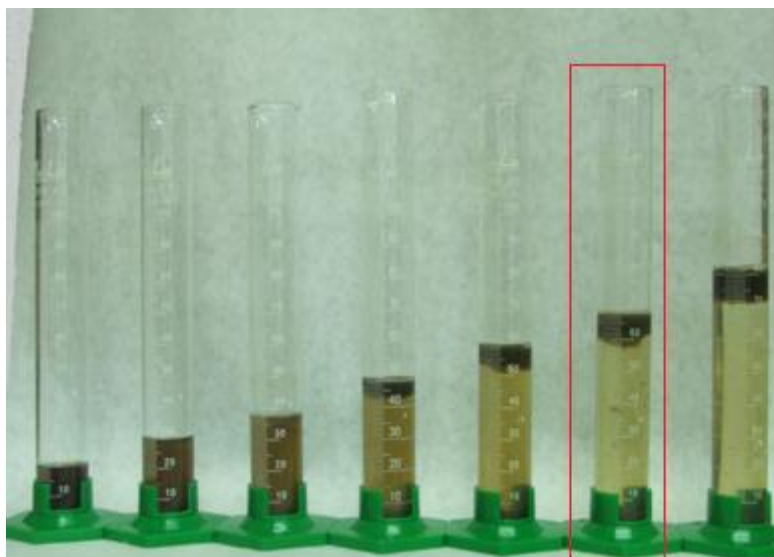


Figura 14 - Definição de mistura ideal (6:1). Da esquerda para a direita: proporção 1:1 a 7:1 de DAM:Lixiviado.

A Tabela 08 apresenta o efeito do pH na turbidez e cor residual bem como no volume e massa de sólidos sedimentáveis no tratamento realizado na proporção DAM:Lixiviado de 6:1. Pode-se observar que na faixa de pH estudada, não houve uma melhora ou piora significativa na clarificação ou na quantidade de lodo gerado. Assim, pequenas flutuações das características dos efluentes, ou dos níveis de mistura, não devem proporcionar mudanças significativas no processo por pequenas mudanças no pH, desde que este seja mantido na faixa entre 6,0 e 7,0. Assim, os experimentos futuros foram conduzidos em pH 6,6, o pH natural da mistura, sem a necessidade de adição de reagentes. (Figura 15)

Tabela 08. Efeito do pH do meio na turbidez residual, cor, volume de sólidos sedimentáveis e massa de lodo gerado no processo de coagulação da mistura DAM:Lixiviado de 6:1.

Parâmetro	pH			
	5,5	6,0	6,6	7,0
Turbidez residual (NTU)	72,6	66,7	60,7	62,0
Absorbância (429 nm)	0,436	0,477	0,447	0,467
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	130	150	150	150
Massa de lodo (g/L)	0,5	0,6	0,7	0,7



Figura 15. Tratamento da mistura DAM:chorume na proporção de 6:1 em pH 6,6.

A Tabela 09 apresenta as características das amostras de DAM, chorume e do efluente clarificado após a mistura na proporção de 6:1. Dos resultados obtidos, observaram-se os seguintes efeitos no efluente final: (a) neutralização de um grande volume de DAM pela alcalinidade do chorume; (b) remoção dos sólidos suspensos (e conseqüentemente de carga orgânica e nutrientes) pela hidrólise e precipitação dos hidróxidos de ferro e alumínio; e (c) remoção dos metais pela precipitação na forma de hidróxidos.

O processo de tratamento apresentou alguns parâmetros significativos de qualidade da água, tais como: eficiência de remoção de 100% para sólidos suspensos, 72% para Fe, 73% para Al, 71% para coliformes fecais e 94% para bactérias heterotróficas totais. Para outros parâmetros de qualidade da água, a eficiência de remoção também foi significativa: 35% para DQO, 36% para DBO, 11% para nitrogênio, 10% para Mn, 40% para Zn, e 48% para coliformes totais. Assim, pode-se verificar que a metodologia empregada permitiu atenuar significativamente a carga poluidora dos efluentes. Entretanto, para atender os níveis de lançamento estabelecidos pela Resolução do CONSEMA n° 128/2006, operações de tratamento por processos biológicos subseqüentes devem ser realizadas. Entretanto, como a carga orgânica foi substancialmente reduzida bem como os níveis de elementos tóxicos, pode-se esperar uma melhor eficiência de tratamento.

Tabela 09. Características do efluente composto na proporção DAM:chorume 6:1 e do efluente clarificado por coagulação sem adição de coagulantes (simples) em pH 6,6.

Parâmetro	DAM/chorume 6:1(composto)	DAM/chorume 6:1 (clarificado)	CONSEMA 128/2006	Ef (%)
pH	6,6	6,6	entre 6 e 9	-
Acidez total (mg/L CaCO ₃)	708	ND	-	100
Sólidos Totais (mg/L)	4514	3616	125	20
Sólidos Susp. (mg/L)	131	ND	80	100
DBO ₅ (mg/L)	236	151	70	36
DQO (mg/L)	974	638	260	35
Nitrogênio Total (mg/L)	344	306	15	11
Fósforo Total (mg/L)	0,33	0,36	2	0
Fe (mg/L)	179	51	10	72
Al (mg/L)	16,4	4,5	10	73
Mn (mg/L)	7,44	6,7	1	10
Cu (mg/L)	0,04	ND	0,5	-
Ni (mg/L)	ND	ND	1	-
Zn (mg/L)	0,21	0,12	2	40
Cr (mg/L)	0,11	0,28	0,5	0
Cd (mg/L)	ND	ND	0,1	-
Pb (mg/L)	ND	ND	0,2	-
Sulfatos (mg/L)	866	733	-	15
Colif. Totais (NMP/100 mL)	4429	2300	-	48
Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	4429	1300	10 ⁴	71
Bac. Het. Totais (NMP/100 mL)	329403	20700	-	94

ND – não detectado

A fim de acelerar o processo de sedimentação, estudos de floculação foram conduzidos em teste de Jarros. A Tabela 10 resume os resultados obtidos empregando-se dois polímeros flocculantes, uma poliacrilamida catiônica de alto peso molecular e uma policrilamida aniônica de alto peso molecular. Ambos flocculantes apresentaram um bom desempenho, porém o polímero aniônico apresentou resultados levemente superiores, principalmente em relação ao tamanho dos flocos. O regime de sedimentação que era zonal, pelo efeito de coagulação (conforme definido em METCALF & EDDY, 2003), passou para flocculento após adição de uma dosagem mínima de 4 mg/L. A dosagem ótima foi definida como 8 mg/L. A Figura 17 ilustra o processo de floculação em uma proveta.

Tabela 10. Resultados de testes de floculação com uma poliacrilamida catiônica e uma aniônica no tratamento combinado de DAM e LRSU na proporção de 6:1 em pH 6.5.

Descrição	Polímero Floculante	
	Catiônico	Aniônico
Dosagem mínima	4 mg/L	2 mg/L
Dosagem ótima	8 mg/L	8 mg/L
Qualidade da Floculação	Boa	Excelente
Regime de Floculação	Floculento	Floculento

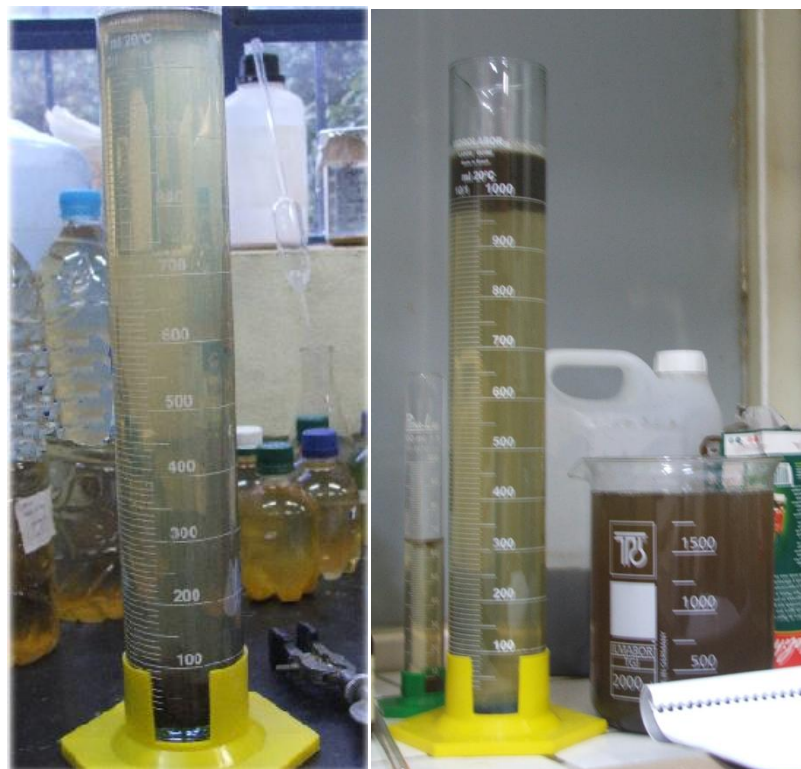


Figura 16: Floculação com uma poliacrilamida catiônica e aniônica, da esquerda para a direita, em pH 6,6.

Entretanto, a floculação, apesar de aumentar a velocidade de sedimentação dos sólidos, não melhora as características do efluente, de forma que estudos complementares de tratamento foram realizados, por via biológica anaeróbia e por via biológica aeróbica.

4.5. Tratamento Secundário da Mistura DAM/Chorume 6:1 por Processo Anaeróbio

A Tabela 11 apresenta as características das amostras do efluente composto, do efluente após o tratamento por coagulação simples e do efluente após o tratamento por processo biológico anaeróbio na mistura DAM:chorume na proporção de 6:1. Observaram-se poucas melhorias adicionais adicionando-se um processo biológico anaeróbio após o tratamento com coagulação, entretanto alguns aspectos foram observados: (a) o pH aumentou de 6,6 para 6,9; (b) houve um acréscimo na remoção dos metais Fe, Al, Mn e Zn; e (c) e ocorreu um aumento significativo na concentração bacteriana do sistema. Esses resultados estão de acordo com os obtidos por AMARAL et al (2008), que reportam a baixa biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários, (Figura 17).

Tabela 11. Características do efluente composto (E.Bruto) do efluente clarificado por coagulação simples (T.Coag.) e após a etapa de tratamento anaeróbio (T.B.Anaer) na proporção DAM:Chorume 6:1.

Parâmetro	DAM/Chor. 6:1 (E.Bruto)	DAM/Chor. 6:1 (T.Coag.)	DAM/Chor 6:1 (T.B.Anaer.)	Consema 128/2006	Ef (%) (T.B.Anaer.)
pH	6,6	6,6	6,9	entre 6 e 9	-
Acidez total (mg/L CaCO ₃)	708	ND	ND	-	100
Sólidos Totais (mg/L)	4514	3616	3152	125	30
Sólidos Susp. (mg/L)	131	ND	115	80	12
DBO ₅ (mg/L)	236	151	263	70	3
DQO (mg/L)	974	638	876	260	10
Nitrogênio Total (mg/L)	344	306	282	15	18
Fósforo Total (mg/L)	0,33	0,36	0,31	2	5
Fe (mg/L)	179	51	21	10	88
Al (mg/L)	16,4	4,5	1,2	10	93
Mn (mg/L)	7,44	6,7	5,6	1	25
Cu (mg/L)	0,04	ND	ND	0,5	-
Ni (mg/L)	ND	ND	ND	1	-
Zn (mg/L)	0,21	0,12	0,03	2	86
Cr (mg/L)	0,11	0,28	ND	0,5	-
Cd (mg/L)	ND	ND	ND	0,1	-
Pb (mg/L)	ND	ND	ND	0,2	-
Sulfatos (mg/L)	866	733	967	-	0
Colif. Totais (NMP/100 mL)	4429	2300	> 1600000	-	0
Colif. Fecais (NMP/100 mL)	4429	1300	160000	10 ⁴	0
Bac. Het. Totais (NMP/100 mL)	329403	27500000	20100000	-	0

ND – não detectado



Figura 17: Tratamento anaeróbio DAM x chorume – maio 2008

O processo anaeróbio subsequente não promoveu melhorias em relação aos parâmetros relacionados à carga orgânica comparado à coagulação simples. Em relação aos metais, o processo biológico permitiu aumentar a eficiência de remoção de Fe de 72% para 88%, de Al de 73% para 93%, de Mn de 10% para 25% e de Zn de 40% para 86%. Observou-se, no entanto, um incremento significativo na quantidade de bactérias suspensas, decorrente ainda da grande quantidade matéria orgânica e nutrientes no efluente. Esperava-se que no processo anaeróbio poderia ocorrer a redução do sulfato para sulfeto, com a conseqüente remoção de metais na forma de sulfetos metálicos (CÔRTEZ et al. 2008). Entretanto, não se observou uma redução significativa de sulfato no processo, demonstrando que as bactérias redutoras de sulfatos não se estabeleceram no ambiente propiciado dentro das condições experimentais. O processo biológico anaeróbio não proporcionou melhorias significativas no processo, de forma que estudos foram realizados por via aeróbia.

4.6. Tratamento Secundário da Mistura DAM/Chorume 6:1 por Processo Aeróbio

A Tabela 12 apresenta as características das amostras do efluente composto, após o tratamento por coagulação simples e após o tratamento por processo biológico aeróbio após a mistura na proporção DAM:Chorume na proporção de 6:1. Observaram-se os seguintes efeitos após o tratamento biológico em relação ao efluente tratado por coagulação simples: (a) manutenção do mesmo pH original, pH 6,6; (b) um acréscimo na remoção da carga orgânica e nutrientes, expressos em termos da DBO, DQO, nitrogênio e fósforo; (c) um acréscimo na remoção dos metais Fe, Al, Mn e Zn; e (d) e um aumento significativo na concentração bacteriana do sistema.

Tabela 12. Características do efluente composto (E.Bruto) do efluente clarificado por coagulação simples (T.Coag.) e após a etapa de tratamento aeróbio (T.B.Aer) na proporção DAM:Chorume 6:1.

Parâmetro	DAM/Chor. 6:1 (E.Bruto)	DAM/Chor. 6:1 (T.Coag.)	DAM/Chor 6:1 (T.B.Aer.)	Consema 128/2006	ER (%) (T.B.Aer.)
pH	6,6	6,6	6,6	entre 6 e 9	-
Acidez total (mg/L CaCO ₃)	708	ND	ND	-	100
Sólidos Totais (mg/L)	4514	3616	3856	125	15
Sólidos Susp. (mg/L)	131	ND	17	80	87
DBO ₅ (mg/L)	236	151	129	70	45
DQO (mg/L)	974	638	429	260	56
Nitrogênio Total (mg/L)	344	306	186	15	46
Fósforo Total (mg/L)	0,33	0,36	0,16	2	51
Fe (mg/L)	179	51	23	10	87
Al (mg/L)	16,4	4,5	1,7	10	90
Mn (mg/L)	7,44	6,7	0,5	1	93
Cu (mg/L)	0,04	ND	ND	0,5	-
Ni (mg/L)	ND	ND	ND	1	-
Zn (mg/L)	0,21	0,12	0,05	2	76
Cr (mg/L)	0,11	0,28	ND	0,5	-
Cd (mg/L)	ND	ND	ND	0,1	-
Pb (mg/L)	ND	ND	ND	0,2	-
Sulfatos (mg/L)	866	733	956	250 *	0
Colif. Totais (NMP/100 mL)	4429	2300	> 1600000	-	0
Colif. Fecais (NMP/100 mL)	4429	1300	3300	10 ⁴	25
Bac. Het. Totais (NMP/100 mL)	329403	20700	20100000	-	0

ND – não detectado ; * Estipulado de acordo com a vazão

O processo aeróbio subsequente ao de coagulação simples promoveu melhorias de para vários parâmetros de qualidade de água. A eficiência de remoção de DBO aumentou de 36% para 45%, a remoção de DQO aumentou de 35% para 56% a remoção de nitrogênio de 11% para 46%. A remoção dos metais majoritários também foi incrementada. O processo biológico permitiu aumentar a eficiência de remoção de Fe de 72% para 87%, de Al de 73% para 90%, de Mn de 10% para 93% e de Zn de 40% para 76%. Observou-se, no entanto, um incremento significativo na quantidade de bactérias suspensas, decorrente ainda da grande quantidade de matéria orgânica e nutrientes no efluente. muitos parâmetros ainda não atingem os níveis de emissão exigidos pela Resolução CONSEMA 128 (RIO GRANDE DO SUL, 2006), necessitando de um tratamento terciário.

4.7 Estudo Comparativo de Eficiência de Tratamento

As comparações realizadas a seguir têm como objetivo avaliar o desempenho de diferentes tipos de tratamento realizados para diminuição de alguns parâmetros indesejáveis do efluente combinado DAM X CHORUME. Salienta-se que estes resultados foram obtidos com as amostras coletadas e nas condições aplicadas nestes ensaios, podendo variar sob diferentes condições, tais como temperatura ambiente, incidência de luz, tipo de tratamento biológico, tempo de estabilização e pH, entre outros fatores.

4.7.1 Redução de sólidos totais

A Figura 18 apresenta a concentração final de sólidos totais para o efluente misturado, tratado por coagulação simples e após o tratamento secundário por processo aeróbio e anaeróbio. Pode-se observar que o processo de coagulação permitiu uma redução na concentração de sólidos totais, passando de 4514 mg/L para 3616 mg/L. Após o processo biológico aeróbio a concentração ficou em 3856 mg/L e após o processo anaeróbio a concentração ficou em 3152 mg/L.

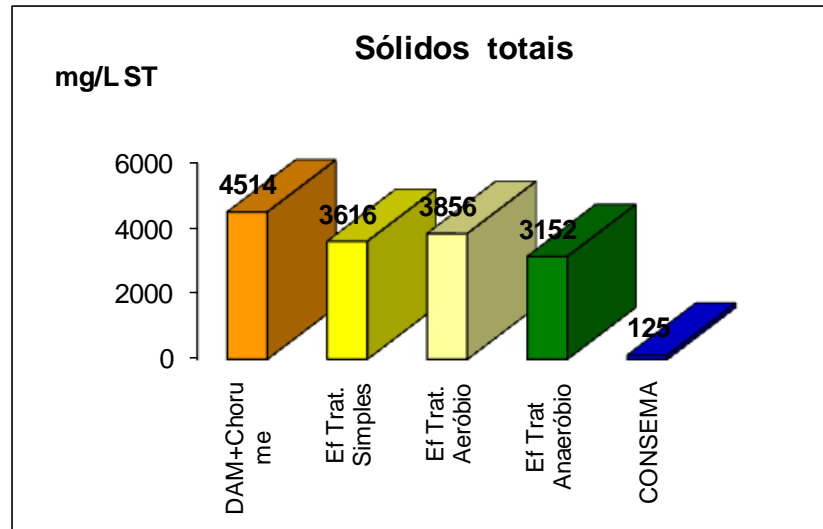


Figura 18: Concentração de sólidos totais considerando os diferentes processos.

4.7.2 Redução de sólidos suspensos:

A Figura 19 apresenta a remoção de sólidos suspensos para as diferentes situações estudadas. Verifica-se que o processo de coagulação simples promoveu a remoção de 100% dos sólidos suspensos, ficando a concentração final no descarte em valores inferiores a 10 mg/L. Os processos biológicos, devido ao crescimento da população bacteriana, fizeram com que a concentração de sólidos suspensos aumentasse novamente, ficando a concentração final em 17 mg/L e 115 mg/L após os processos aeróbios e anaeróbios, respectivamente. O limite de lançamento pela resolução CONSEMA é de 80 mg/L. Os resultados obtidos pelo tratamento por coagulação simples, por si só, ou após uma etapa complementar aeróbica justificam a metodologia de mistura dos efluentes, sem o uso de aditivos coagulantes.

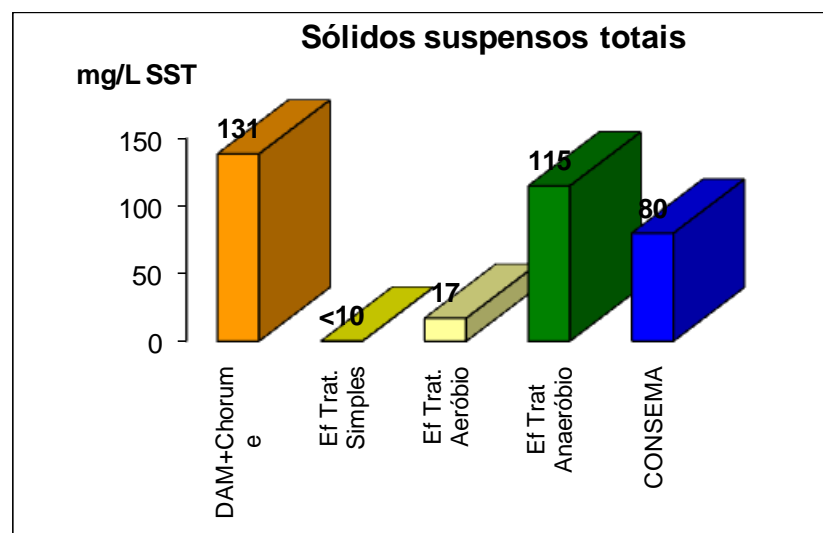


Figura 19: Concentração de sólidos suspensos considerando os diferentes processos.

4.7.3 Redução de DBO₅:

Pode-se observar que o processo de coagulação simples promoveu uma redução significativa na DBO do efluente, passando de 236 mg/L para 151 mg/L. Os tratamentos biológicos proporcionaram uma redução ainda maior, ficando os valores finais do efluente tratado em 129 mg/L e 263 mg/L, respectivamente para os processos aeróbio e anaeróbio. Em todas as situações, os resultados não atingiram o valor estipulado na Resolução CONSEMA 128/2006, demonstrando a necessidade de polimento posterior para o tratamento dos efluentes. (Figura 20). Deve-se enfatizar que o parâmetro DBO é muito importante, sendo este geralmente o parâmetro decisivo no dimensionamento de processos biológicos por lagoas de estabilização e lodo ativado, juntamente com a concentração de coliformes fecais (VON SPERLING, 1996a, 1996b e 1996c).

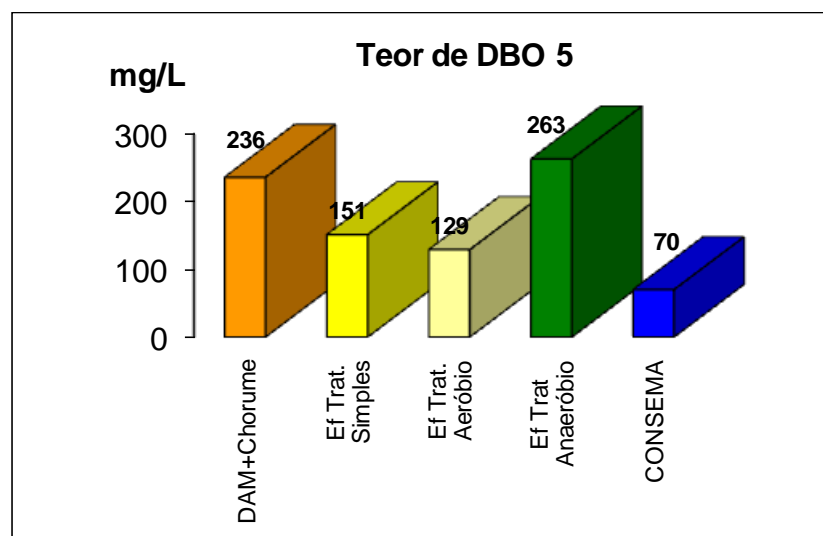


Figura 20: Concentração da DBO₅ considerando os diferentes processos.

4.7.4 Redução da DQO

O comportamento da concentração residual de DQO foi semelhante a da DBO₅ (Figura 21). O processo de coagulação simples promoveu a redução da DQO do efluente, passando de 975 mg/L para 638 mg/L. Os tratamentos biológicos proporcionaram uma redução ainda maior, ficando os valores finais do efluente tratado em 429 mg/L e 876 mg/L, respectivamente para os processos aeróbio e anaeróbio. Em todas as situações, os resultados não atingiram o valor estipulado na Resolução CONSEMA 128/2006, demonstrando a necessidade de polimento posterior para o tratamento dos efluentes, (Figura 21)

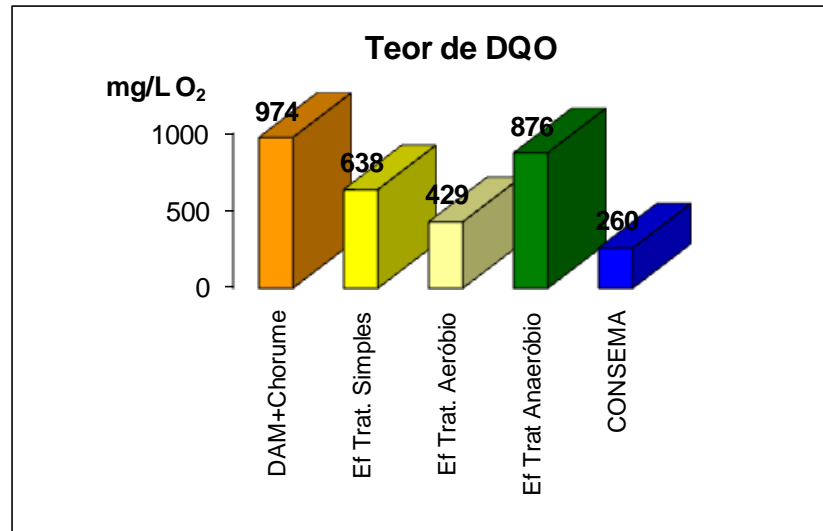


Figura 21. Concentração final da DQO considerando os diferentes processos.

4.7.5 Remoção de Nitrogênio

A Figura 22 apresenta a concentração de nitrogênio no efluente final considerando as diferentes situações. Pode-se observar que a mistura DAM/Chorume apresenta uma concentração de 344 mg/L. O tratamento por coagulação simples reduziu levemente a concentração, ficando em 306 mg/L, demonstrando que a maior parte do nitrogênio estava na forma solúvel. O tratamento biológico aeróbio promoveu uma redução significativa, baixando para o valor de 186 mg/L. O processo anaeróbio não teve tal desempenho, ficando a concentração final em 282 mg/L. Entretanto, todos estes valores estão acima do permitido na Resolução 128/2006 do CONSEMA.

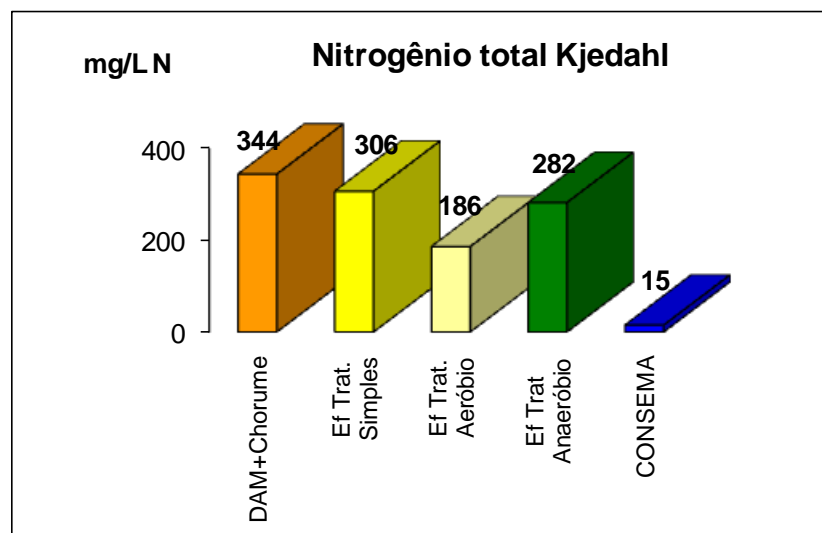


Figura 22. Concentração final de nitrogênio Kjeldahl total considerando os diferentes processos.

4.7.6 Redução de Fósforo

A Figura 23 apresenta as concentrações finais de fósforo considerando as diversas situações. Pode-se observar que a concentração de fósforo no efluente misturado já era bastante baixo, já dentro do limite de emissão estabelecido pela legislação. Nas situações de tratamento, a concentração final ficou próxima ou houve uma leve redução na concentração deste parâmetro.

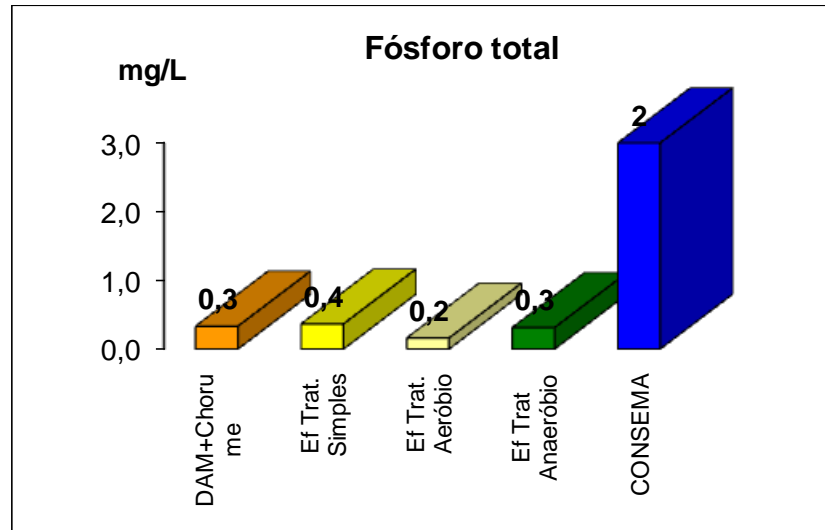


Figura 23. Redução de fósforo considerando-se os diferentes processos.

4.7.7 Redução de íons de ferro

A Figura 24 apresenta os valores de ferro no efluente tratado pelos diferentes processos. Pode-se observar que a concentração deste elemento na mistura DAM/chorume inicial era de 179 mg/L. Após o processo de coagulação passou para 51 mg/L, após o tratamento secundário por processo aeróbio passou para 23 mg/L e após o tratamento secundário por processo anaeróbio passou para 21 mg/L. Entretanto os valores ainda ficaram acima do limite máximo previsto pelo CONSEMA, que é de 10 mg/L, concluindo-se que o processo ainda necessita de tratamento posterior.

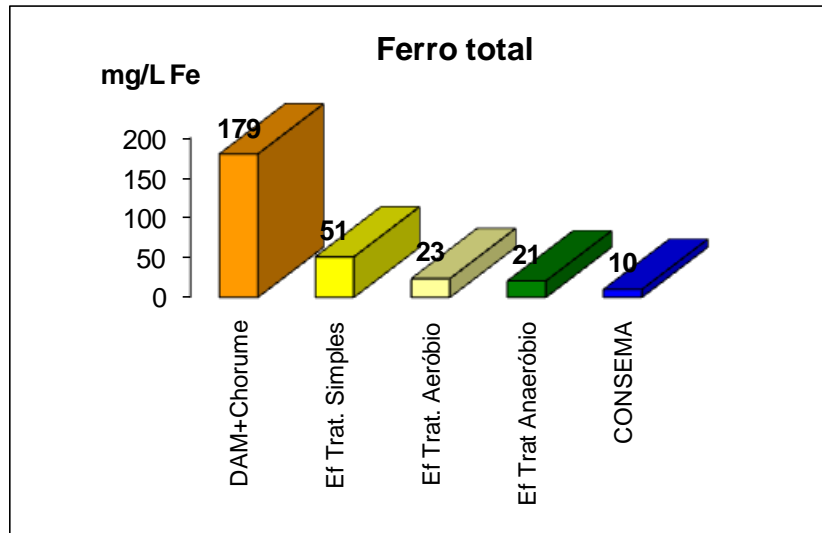


Figura 24. Concentração final de ferro considerando os diferentes processos.

4.7.8 Redução de íons de Alumínio

A Figura 25 apresenta os valores de alumínio. Pode-se observar que a concentração deste elemento na mistura DAM/chorume inicial era de 16 mg/L. Passou para 4,7 mg/L após o processo de coagulação, para 1,7 após o processo aeróbio e para 1,1 após o processo anaeróbio. Um fator importante a ser destacado é o fato dos três experimentos terem reduzido os índices do alumínio, deixando-o abaixo do estabelecido pelo CONSEMA, cujo valor de lançamento é 10 mg/L.

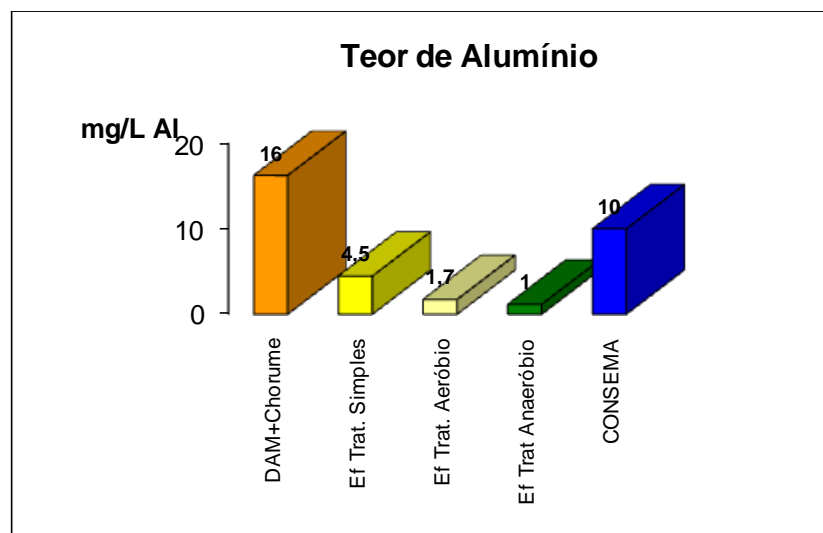


Figura 25. Concentração final de alumínio considerando os diferentes processos.

4.7.9 Redução de Manganês

A concentração de manganês na mistura DAM/chorume era de 7,4 mg/L. A efeito de coagulação em pH 6,6 não foi eficiente na redução deste parâmetro, baixando para somente 6,7 mg/L. Entretanto, após o processo biológico aeróbio, o valor foi reduzido para 0,5 mg/L, abaixo do padrão de emissão que é de 1,0 mg/L. O tratamento anaeróbio não foi efetivo, ficando a concentração final em 6,0 mg/L. Assim, dos tratamentos estudados, êxito na redução do teor de manganês foi obtido somente após o tratamento por coagulação seguindo do processo biológico aeróbio (Figura 26).

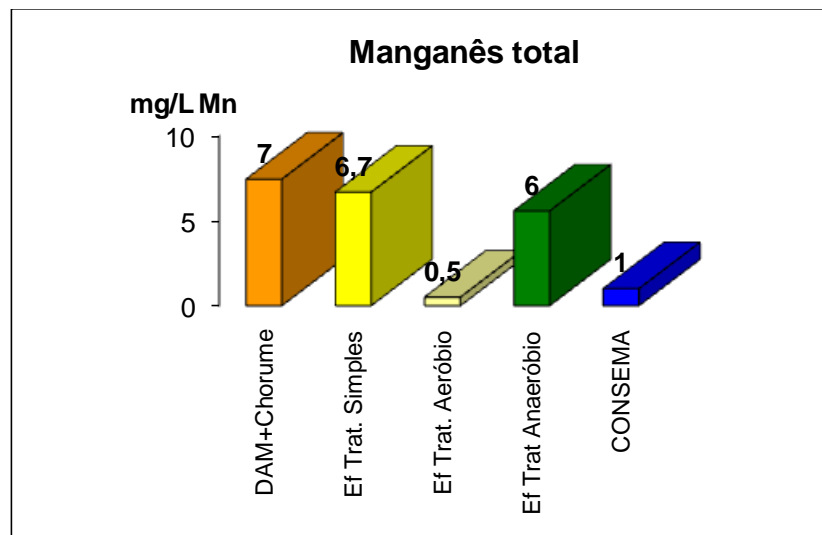


Figura 26. Concentração final de manganês considerando os diferentes processos.

4.7.10 Redução de zinco

A Figura 27 apresenta as concentrações finais de zinco considerando as diversas situações. Pode-se observar que a concentração de zinco no efluente misturado já era bastante baixo, já dentro do limite de emissão estabelecido pela legislação. Nas situações de tratamento, a concentração final ainda menor, sempre dentro do estabelecido na Resolução CONAMA 128/2006.

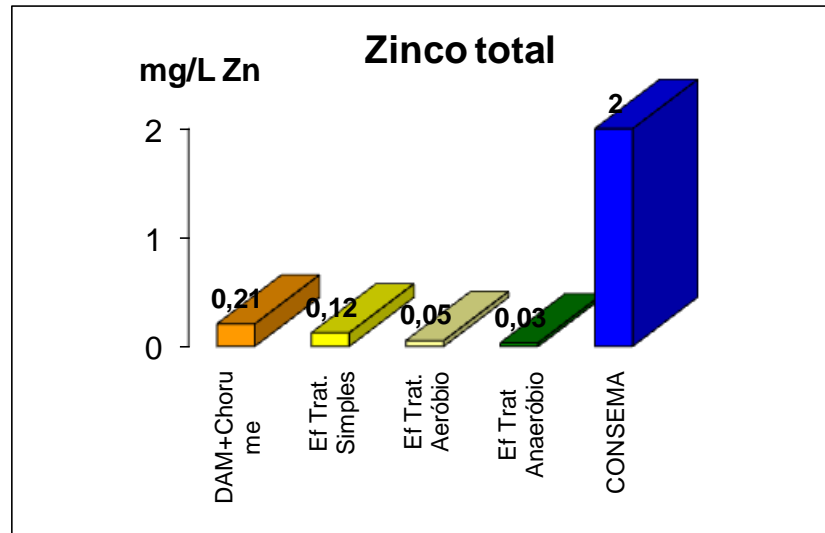


Figura 27. Concentração final de zinco considerando os diferentes processos.

4.7.11 Redução de Sulfato

No que diz respeito à atenuação de sulfatos, cujas características estáveis quimicamente dificultam sua remoção, não houve eficiência na remoção deste parâmetro em nenhuma das situações avaliadas (Figura 28). Em alguns casos, os valores inclusive aumentaram após os experimentos de tratamento do efluente, que pode ser explicado unicamente pela imprecisão do método turbidimétrico de análise. Entretanto, esse parâmetro não é exigido pela legislação no descarte de efluentes líquidos. Entretanto, caso sua remoção seja desejada, processos biológicos com bactérias redutoras de sulfato devem ser incluídas em etapas posteriores de tratamento. Segundo estudos realizados por SARTI et al. (2008), a remoção de sulfatos pode chegar a 93% em reatores biológicos, após três meses de estabilização.

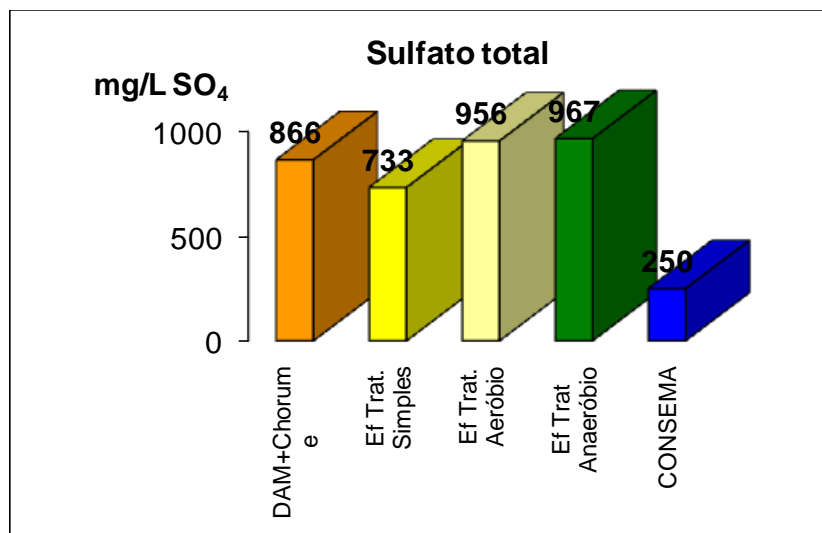


Figura 28. Concentração final de sulfato considerando os diferentes processos.

4.7.12 Redução de coliformes termotolerantes

A concentração de coliformes totais, conforme a Figura 29, apresentou uma redução significativa após o processo de coagulação e um aumento significativo nos tratamentos anaeróbios e aeróbios. A diminuição na concentração após o processo de coagulação pode ser decorrente de dois efeitos. O primeiro é o choque inicial do efluente ácido com o chorume. O segundo é a remoção das bactérias no precipitado gerado no processo de coagulação. Entretanto, como no processo biológico será necessário para abater outros poluentes (como carga orgânica, nitrogênio, Fe), conclui-se que há a necessidade de processos complementares, incluindo-se lagoas de maturação para a remoção de bactérias do grupo coliforme.

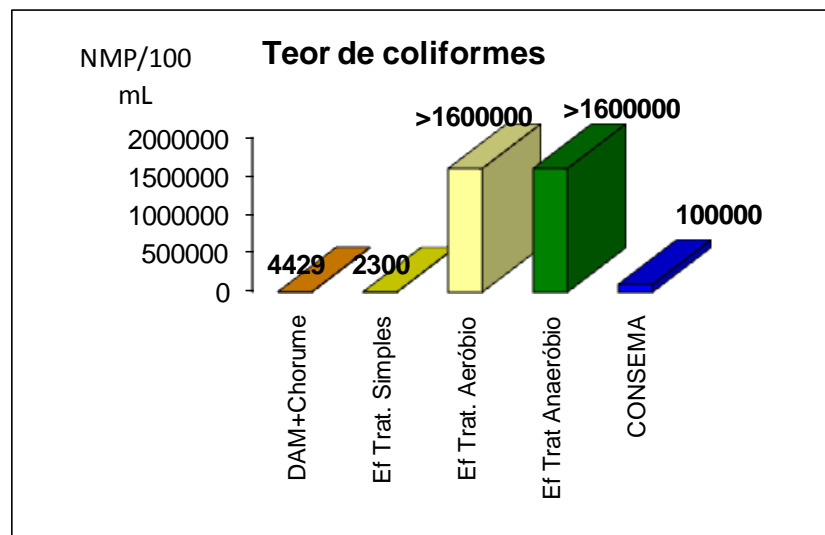


Figura 29. Concentração final de coliformes totais considerando os diferentes processos.

4.8 Considerações Gerais para o Tratamento Combinado de DAM e Chorume

Com relação aos objetivos propostos no início desta pesquisa, algumas das hipóteses e questionamentos sobre o uso combinado de chorume e DAM foram respondidos.

Qual seria o benefício de se realizar um pré-tratamento destes efluentes explorando-se somente a questão da mistura do chorume e da DAM?

Os resultados comprovam que o uso combinado de DAM e chorume reduz significativamente a carga orgânica, de nitrogênio e de vários metais. A Tabela 13 exemplifica a questão considerando uma vazão de chorume de 106 m³/dia e uma vazão de DAM de 636 m³/dia (relação DAM:Chorume de 6:1) para os poluentes majoritários. Pode-se observar que houve uma redução na carga lançada de 100% para sólidos suspensos, 36% para DBO, 56% para DQO, 11% para N, 72% para Fe, 73% para Al e 9% para Mn. Assim, pode-se afirmar que houve uma atenuação do impacto poluidor dos efluentes, destacando-se que tanto a DAM como o chorume podem ser encontrados no mesmo local, tornando o processo econômico.

Tabela 13. Estudo comparativo da carga lançada considerando o descarte em bruto dos efluentes e considerando o tratamento combinado em uma relação DAM:Chorume de 6:1 com vazão de DAM de 106 m³/dia e 636 m³/dia.

Parâmetro	Carga (kg/dia)		Redução da Carga (%)
	Sem tratamento	Tratamento Combinado	
SS	97,0	0	100
DBO	174,9	112,0	36
DQO	721,7	318,3	56
Nitrogênio	254,6	227,0	11
Ferro	133,2	37,8	72
Alumínio	12,1	3,3	73
Manganês	5,5	5,0	9

Quais os benefícios econômicos envolvidos no procedimento de mistura dos efluentes?

Os benefícios econômicos iniciam no fato que não é necessário o emprego de reagentes químicos para a coagulação. Caso fosse necessário realizar a neutralização da DAM com NaOH, seria necessário adicionar 63,6 t deste reagente por dia para a neutralização do efluente. Evitar-se-ia também os custos agregados no processo de transporte, armazenagem e preparação do reagente. Ainda, com a redução da carga orgânica, processos biológicos posteriores poderão ser realizados em reatores com menor área e menor consumo de energia. Os metais, que podem causar efeitos tóxicos aos microrganismos, prejudicando o processo biológico, foram em grande parte eliminados

Quais as operações unitárias devem ser previstas para o tratamento conjunto de chorume e DAM visando atender à legislação ambiental vigente?

A pesquisa demonstrou que o processo necessita de um sistema de dosagem dos efluentes e homogeneização, devendo passar para um tanque de sedimentação para a separação dos coágulos. Após, sugere-se que o efluente deva ser conduzido para processo biológico com caráter aeróbio. Seriam necessárias lagoas de estabilização ou mesmo lodo ativado para a redução da carga orgânica e lagoas de maturação para reduzir o número de bactérias do grupo coliforme. Ressalta-se que esta pesquisa baseou-se em estudos em laboratório em pequena escala, porém que demonstrou o melhor desempenho do sistema aeróbio e a necessidade de redução de bactérias do grupo coliforme ao final do processo.

O efluente também pode ser tratado por processos não convencionais (ou alternativos) visando a melhoria da qualidade da água e quem sabe o seu reúso. Como exemplo, pode-se citar uma etapa de adsorção, em carvão ativado ou zeólitas, que podem melhorar substancialmente as características do efluente. A Figura 30 apresenta o resultado de um teste exploratório de clarificação do efluente DAM:chorume 6:1 tratado por coagulação e processo biológico aeróbio pela filtração em carvão ativado. Pode-se observar uma melhoria nítida na coloração e turbidez.

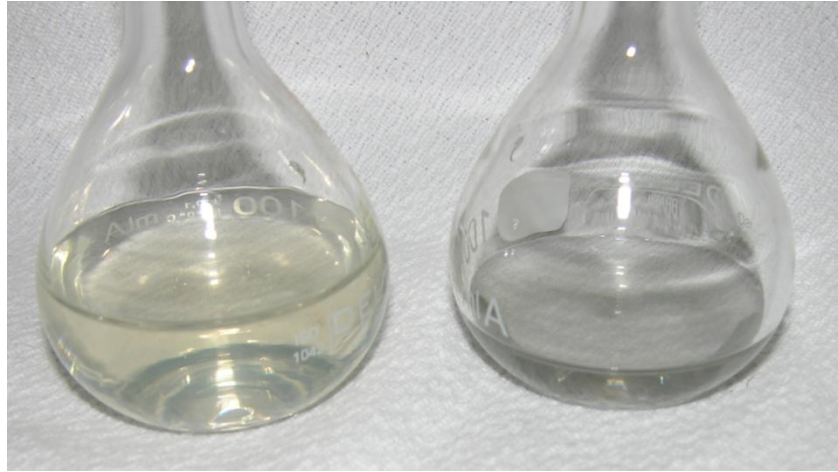


Figura 30. Esquerda: efluente DAM:chorume 6:1 tratados por coagulação e processo biológico. Direita: efluente DAM:chorume 6:1 tratados por coagulação e processo biológico e adsorção em carvão ativado.

5 CONCLUSÕES

As principais conclusões deste trabalho foram:

(a) O tratamento conjunto DAM e chorume demonstrou-se possível. A alcalinidade do chorume neutralizou a acidez da DAM e o Fe e o Al presentes na DAM propiciaram a coagulação dos sólidos suspensos presentes no chorume sem a adição de reagentes.

(b) Nas condições da presente pesquisa, o tratamento combinado foi eficiente em proporções DAM:chorume superiores a 5:1, onde a concentração de Fe+Al era superior a 190 mg/L e a relação Fe+Al/SS superior a 1,25. Considerou-se neste trabalho a proporção ótima DAM:chorume de 6:1.

(c) O processo de coagulação permitiu uma significativa remoção na carga de vários poluentes caso os efluentes fossem descartados sem tratamento: 100% para sólidos suspensos, 36% para DBO, 56% para DQO, 11% para N, 72% para Fe, 73% para Al e 9% para Mn. Esse procedimento atenua o impacto de ambos efluentes, apresentando benefícios. Há uma redução da carga orgânica, reduzindo a área requerida para processos biológicos posteriores. Diminuiu-se a concentração de metais, minimizando efeitos toxicológicos que podem prejudicar o processo biológico.

(d) A velocidade de sedimentação dos coágulos gerados pode ser aumentada com o uso de polímeros flocculantes. Poliacrilamidas de alto peso molecular, tanto aniônicas como catiônicas, apresentaram um bom desempenho na floculação em pH 6,6. A dosagem ótima foi definida como 8 mg/L.

(e) O tratamento conjunto de DAM:chorume pela simples coagulação não permite que o efluente atenda todos os limites de emissão exigidos pela legislação. Estudos preliminares conduzidos em laboratório indicaram que processos biológicos aeróbios permitem melhorias substanciais na redução de carga orgânica, nitrogênio e metais. Observou-se, no entanto, um grande incremento na concentração de bactérias do grupo coliforme nesta etapa, de forma que lagoas de polimento devem ser também previstas para a redução de bactérias do grupo coliforme no efluente final.

(f) O tratamento conjunto destes dois efluentes de alto risco ambiental, mostrou-se promissor ao eliminar a necessidade de gastos com reagentes, além de ser um destino adequado para grandes quantidades de DAM geradas. O prognóstico deste processo certamente resultará em benefício direto em áreas onde há disposição de resíduos sólidos urbanos em áreas lindeiras à mineração de carvão.

6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A partir desta pesquisa, sugerem-se os seguintes trabalhos futuros:

- (a) Fazer o tratamento conjunto de DAM e chorume com DAM mais concentradas, a fim de minimizar a carga hidráulica na estação de tratamento de efluentes;
- (b) Estudar processos de separação sólido-líquido para otimizar a separação do lodo gerado, tal como a sedimentação em lamelas e a flotação por ar dissolvido;
- (c) Caracterizar o lodo gerado e avaliar possíveis alternativas de descarte deste material.
- (d) Estudar o processo em planta piloto e em escala industrial.
- (e) Estudar a integração do processo de tratamento em conjunto com lagoas de estabilização facultativas e/ou processos avançados de tratamento, tais como processos oxidativos avançados.

7 REFERÊNCIAS

ADAMSON, A.W. **Physical chemistry of surfaces**. 5.ed. New York : John Wiley Sons, 1992.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington D.C.: APHA-AWWA-WEF, 2005.

AMARAL, M.C.S *et al.* Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.13, n.1, 2008.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999.

BIANCHIN, Liane et al. **Teor de Cr, Cu, N e PB em diferentes estágios do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos em Novo Hamburgo, RS**. Novo Hamburgo: Feevale, 2005.

BLOCK, F. *et al.* **The acid drainage technology initiative**. In: National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation, April 18-24, 2004.

BRASÍL. Ministério da Saúde. **Portaria n.º 1469**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências, 29 de dezembro de 2000.

COPELMI MINERAÇÃO. **Relatório de impacto ambiental : disposição de resíduos sólidos urbanos**. Minas do Leão, RS: FEPAM, 1996.

CÔRTEZ, R.S. *et al.* Remoção de sulfato de águas residuárias industriais em reator anaeróbio de leito fixo operado em bateladas seqüenciais. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.13, n. 1, p.15-22, jan./mar., 2008

IPT/SEMPRE. **Lixo municipal**: manual de gerenciamento integrado. São Paulo: IPT, 2000.

JOHNSON, D.B., HALLBERG, K.B. Acid mine drainage remediation options: a review. **Science Total Environment**, v.338, p.3–14, 2005.

KONTOPOULOS, A. Acid mine drainage control. In: CASTRO, S.H. et ali. (Eds.). **Effluent treatment in the mining industry**. Chile: University of Concepción, 1998. p. 57-118.

KOPEZINSKI, I.; **Mineração x meio ambiente**: considerações legais, principais impactos ambientais e seus processos modificadores. Porto Alegre: Ed Universidade/UFRGS, 2000.

MATLOCK, M.M., HOWERTON, B.S., ATWOOD, D.A. Chemical precipitation of heavy metals from acid mine drainage. **Water Research**, v. 36, p.4757–4764, 2002.

MATOS, A.T. de; CARVALHO, A.L. de; AZEVEDO, I.C.D. A viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v.12, n. 4, 2008.

METCALF, L.; EDDY, H.E.. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4.ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.

MONTEIRO, K.V. **Carvão: o combustível de ontem**. Porto Alegre: Núcleo Amigos da Terra, 2004.

MORAES, P. B.; BERTAZZOLI, R. Degradação fotoeletroquímica de chorume de lixo gerado em aterros sanitários. In: **Workshop Brasil Japão, 3**: energia, meio ambiente e desenvolvimento sustentável. Campinas: CORI - Unicamp, v. 1, p. 24, 2005.

MORAIS, J.L.; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P.G. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. **Química Nova**, São Paulo, v.29, n.1, 2006.

PACHECO, J.R.; PERALTA-ZAMORA, P.G. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v.9, n.4, 2004.

PEARSON, F.R.; NESBITT, J.B.; Acid mine drainage as a chemical coagulant for treatment of municipal wastewater. **Proceeding of the 5th Symposium Coal Mine Drainage Research**, Louisville, p. 181-191, 1974.

PIVELI, R.P.; KATO, M.T.; Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos físicos-químicos. São Paulo: ABES, 2005.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual de Meio Ambiente. **Resolução nº 128/2006**. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissões de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 24 de novembro de 2006.

SARTI, A. *et al.* Remoção de sulfato de águas residuárias industriais em reator anaeróbio de leito fixo operado em bateladas seqüenciais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.13, n.1, 2008.

SCHNEIDER *et al.* **Tratamento de Drenagem Ácida de Minas (DAM) em Reator de Leito Empacotado**. Disponível em: www.ct.ufrgs.br/lasid/publicacoes_periodicos_2006
Acesso em: 12 Set..2009

SERAFIM, A.C. *et al.* Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos. In: **Fórum de Estudos Contábeis, 3**, Rio Claro: Centro Superior de Educação Tecnológica, p. 6-7, 2003.

TAUCHERT, E.; PERALTA-ZAMORA, P. Avaliação de processos fotoeletroquímicos no tratamento de líquidos lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.9, n.3, 2004.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte : UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte : UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. Belo Horizonte : UFMG, 1996.

K82a Konarzewski, Vitor Hugo Cordeiro

Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e drenagem ácida de minas. / Vitor Hugo Cordeiro Konarzewski. -- Porto Alegre : UFRGS, 2009.
68 p.; il.

Dissertação (mestrado). UFRGS, Escola de Engenharia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais.

1. Aterros sanitários – Tratamento de efluentes 2. lixiviado – Tratamento de efluentes – Aterros sanitários 3. Drenagem ácida de minas - Tratamento de efluentes – Aterros sanitários I. Schneider, Ivo André Homrich (orientador)
II. Título

CDU: 628.47

Bibliotecária responsável: Maria Denise Mazzali Konarzewski CRB 10/843