

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

**Recuperação de Coagulante a partir da
Acidificação de Resíduos Gerados na Estação
de Tratamento de Água do Rio Manso**

Nelson Cunha Guimarães

Belo Horizonte

2005

**Recuperação de Coagulante a partir da Acidificação de
Resíduos Gerados na Estação de Tratamento de Água do
Rio Manso**

Nelson Cunha Guimarães

Nelson Cunha Guimarães

Recuperação de Coagulante a partir da Acidificação de Resíduos Gerados na Estação de Tratamento de Água do Rio Manso

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Avaliação, modelagem e controle do tratamento de águas de abastecimento

Orientador: Valter Lúcio de Pádua

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG

2005

Página com as assinaturas dos membros da banca examinadora, fornecida pelo Colegiado do Programa

AGRADECIMENTOS

A todos aqueles que contribuíram para realização deste trabalho:

Ao Professor Valter pela sabedoria e incentivo,

Ao apoio dos colegas e amigos, Braga e Délio, sem os quais seria impossível desenvolver e concluir esse projeto,

Aos funcionários do Sistema Rio Manso, principalmente ao Gilberto, Rosemeire, Calazans, João Onofre, Cláudia, Helton, Cleison, Flávio, Helvécio, Rogério, Jefferson e Geraldo, pela cooperação e gentileza,

Ao pessoal dos laboratórios da COPASA, principalmente, ao Amorim e ao Adilson da DVLB, Geraldo, Dário e Gilmar da DVSP pela ajuda e boa vontade,

Às funcionárias da biblioteca da COPASA, Fátima e Marília pela colaboração,

Ao Dr. Jorge do CEPE, ao Prof. Emílio e Lucilaine da UFMG, pela atenção dispensada,

Aos amigos Glaycon, Ana Raquel, Beth e Leandro que me acompanharam durante essa jornada,

Aos meus pais e irmãos pelo incentivo,

E sobretudo a minha esposa Marta e meus filhos Arthur, André e Luísa pela compreensão e carinho aos quais dedico esse trabalho.

RESUMO

No Brasil, a maioria das estações de tratamento de água (ETA) em operação são do tipo convencional (ciclo completo), que geram resíduos, como o descarte de lodos de decantadores e água de lavagens de filtros. Estes resíduos são, geralmente, lançados em cursos de água sem qualquer tipo de tratamento. A busca de alternativas para tratamento e disposição desses resíduos é um grande desafio, vistos os altos custos envolvidos no processo e os impactos ambientais decorrentes de práticas inadequadas. Uma das técnicas de tratamento de resíduos é a recuperação de coagulantes utilizados no tratamento de água, uma vez que cerca de 50 a 75% dos sólidos presentes nos lodos de ETA são hidróxidos metálicos que possuem boa solubilidade em meios ácidos.

Este trabalho pretendeu avaliar a viabilidade técnica do processo de recuperação de coagulantes gerados após acidificação de resíduos da Estação de Tratamento do Rio Manso, localizada na Região Metropolitana de Belo Horizonte. Foram realizados ensaios de solubilização em laboratório com lodos adensados na ETA para recuperação de sulfato de alumínio e para recuperação de cloreto férrico. A redução do volume de lodo foi avaliada. O coagulante recuperado foi testado em ensaios de jarteste para tratamento da água afluyente à ETA.

Foi obtida redução do volume de lodo em torno de 40%, tanto na recuperação de sulfato de alumínio, quanto na recuperação de cloreto férrico. Os coagulantes recuperados possibilitaram eficiência semelhantes aos produtos comerciais na remoção de cor aparente e turbidez. A água tratada com sulfato de alumínio recuperado não apresentou elevação na concentração de metais.

No Sistema Rio Manso, nas condições de pH, rotação, tempo de mistura e tempo de sedimentação estabelecidas no trabalho e posterior aplicação no tratamento de água do coagulante recuperado, a recuperação de sulfato de alumínio pode reduzir os gastos com o coagulante comercial em até 25 %. A recuperação de cloreto férrico apresentou alto custo, não gerando economia.

ABSTRACT

The majority of Water Treatment Plants (WTP) that operates in Brazil are conventional and produce residuals like settling tank sludge and filter wash-water. These residuals are generally discharged into a nearby natural water course without any kind of treatment. The investigation of alternatives to treat and dispose these residuals is a challenge due to the high costs involved in this process as well as the environmental impacts that come from improper practice. The coagulant recovery is an interesting alternative to treat residuals because 50 to 75% of sludge's solids are iron and alum hydroxides that have elevated solubilities with acids.

This work intends to study the feasibility of coagulant recovery process produced by acidification of Rio Manso WTP residuals, located near Belo Horizonte, MG. Laboratory solubility tests were done with residuals to recover alum and ferric chloride. The volume reduction of sludge was evaluated and jar tests with recovered coagulant were done.

About 40% of sludge volume was reduced in alum and iron residuals. The recovered coagulants were similar to commercial coagulants to remove color and turbidity. The water treated with recovered aluminum sulfate didn't show increased metals concentration

In Rio Manso taking pH, rotation, time of mixture and time of sedimentation established to development of this work as well as the afterward used of it in the recovered coagulant water treatment you get to conclusion that with alum recuperation it's possible to reduce the costs with commercials coagulants up to 25%. The cost of ferric chlorine recovery are high and didn't show economy.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS.....	5
2.1	OBJETIVO GERAL	5
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
3	REVISÃO DA LITERATURA	6
3.1	COAGULANTES UTILIZADOS NO TRATAMENTO DA ÁGUA	6
3.2	RESÍDUOS GERADOS NO PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA	8
3.2.1	<i>Resíduos da Decantação.....</i>	<i>10</i>
3.2.2	<i>Resíduos Resultantes da Lavagem de Filtros.....</i>	<i>12</i>
3.2.3	<i>Características físicas dos Resíduos de ETA</i>	<i>13</i>
3.2.4	<i>Toxicidade dos lodos de ETA.....</i>	<i>15</i>
3.2.5	<i>Aspectos Legais referentes ao descarte de lodo.....</i>	<i>16</i>
3.3	RECIRCULAÇÃO DE ÁGUA DE LAVAGEM DE FILTROS	17
3.4	ADENSAMENTO DE RESÍDUOS DE ETAS	17
3.5	DESIDRATAÇÃO DE LODOS DE ETA	18
3.5.1	<i>Sistemas Naturais de Desidratação</i>	<i>19</i>
3.5.2	<i>Sistemas Mecânicos de Desidratação do Lodo.....</i>	<i>21</i>
3.6	DISPOSIÇÃO FINAL DE LODOS DE ETA.....	22
3.6.1	<i>Aplicação no Solo</i>	<i>23</i>
3.6.2	<i>Disposição em Aterro Sanitário.....</i>	<i>24</i>
3.6.3	<i>Lançamento nas ETEs.....</i>	<i>24</i>
3.6.4	<i>Incineração</i>	<i>25</i>
3.6.5	<i>Fabricação de produtos.....</i>	<i>25</i>
3.7	RECUPERAÇÃO E RECICLO DE COAGULANTES	25
3.7.1	<i>Recuperação por via ácida</i>	<i>26</i>
3.7.2	<i>Recuperação por via alcalina.....</i>	<i>28</i>
3.7.3	<i>Recuperação por troca iônica.....</i>	<i>28</i>
3.7.4	<i>Possibilidades de aplicação do recuperado.....</i>	<i>29</i>
3.7.5	<i>Viabilidade econômica da recuperação de coagulantes.....</i>	<i>30</i>
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	31
4.1	ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DO RIO MANSO.....	32
4.2	MATERIAIS E EQUIPAMENTOS	37
4.3	AMOSTRAGEM	39
4.4	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA.....	44
4.5	CARACTERIZAÇÃO DO LODO ADENSADO	44
4.6	ENSAIOS DE SOLUBILIZAÇÃO.....	45
4.6.1	<i>Definição de pH e parâmetros operacionais para realização dos ensaios de solubilização.....</i>	<i>47</i>
4.6.2	<i>Avaliação da redução do volume de lodo e da recuperação de coagulante gerado após a acidificação de resíduos adensados na UTR.....</i>	<i>49</i>
4.7	CARACTERIZAÇÃO DO LODO NÃO SOLUBILIZADO	49
4.8	CARACTERIZAÇÃO DO COAGULANTE RECUPERADO.....	49
4.9	CARATERIZAÇÃO DO COAGULANTE COMERCIAL.....	50
4.10	ENSAIOS EM JARTESTE E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DECANTADA	50
4.11	ENSAIOS DE FILTRAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA FILTRADA	52
4.12	ESTIMATIVAS DOS CUSTOS ENVOLVIDOS NO PROCESSO	52
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	54

5.1	DADOS OPERACIONAIS DA ETA E DA UTR RIO MANSO	54
5.2	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA.....	59
5.3	CARACTERIZAÇÃO DO LODO ADENSADO	61
5.4	ENSAIOS DE SOLUBILIZAÇÃO POR VIA ÁCIDA	67
5.4.1	<i>Definição de pH e Parâmetros Operacionais para Realização dos Ensaios de Solubilização com Sulfato de Alumínio</i>	67
5.4.2	<i>Parâmetros Físico Químicos para Realização dos Ensaios de Solubilização com Cloreto Férrico</i>	72
5.4.3	<i>Redução do Lodo e Recuperação de Coagulantes por Via Ácida</i>	76
5.5	CARACTERIZAÇÃO DO LODO NÃO SOLUBILIZADO	79
5.6	CARACTERIZAÇÃO DO COAGULANTE RECUPERADO.....	85
5.7	AVALIAÇÃO DOS ENSAIOS DE JARTESTE COM COAGULANTE RECUPERADO.....	87
5.8	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA FILTRADA	89
5.9	ESTIMATIVA DE CUSTOS ENVOLVIDOS NO PROCESSO.....	91
5.9.1	<i>Estimativa de custos envolvidos na recuperação de sulfato de alumínio</i>	91
5.9.2	<i>Estimativa de custos envolvidos na recuperação de cloreto férrico</i>	92
6	CONCLUSÕES	95
7	RECOMENDAÇÕES	97
8	BIBLIOGRAFIA	98
	APÊNDICE A.....	103
	APÊNDICE B.....	107
	APÊNDICE C.....	109
	APÊNDICE D.....	111
	APÊNDICE E.....	114
	APÊNDICE F	117
	APÊNDICE G	119
	APÊNDICE H	121
	APÊNDICE I.....	122
	APÊNDICE J	124

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AB	Água bruta
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AF	Água filtrada
Ag	Prata
Al	Alumínio
ANSI	American National Standards Institute
APHA	American Public Health Association
As	Arsênio
AWWA	American Water Works Association
AWWA RF	American Water Works Association Research Foundation
Ba	Bário
Ca	Cálcio
CC	Coagulante Comercial
Cd	Cádmio
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Comissão de Política Ambiental
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
Cr	Cromo
CR	Coagulante Recuperado
Cu	Cobre
DESA	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DVLB	Divisão do Laboratório Central da COPASA
DVSP	Divisão de Suprimentos da COPASA
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETA RM	Estação de Tratamento de Água do Rio Manso
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EUA	Estados Unidos
Fe	Ferro
FLO	Resíduo Flotado
Gf	Gradiente de velocidade de floculação
Gmr	Gradiente de velocidade de mistura rápida
Hg	Mercúrio

IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LA	Lodo adensado
LNS	Lodo não solubilizado
Máx.	Máximo
Mg	Magnésio
Min.	Mínimo
Mn	Manganês
MON	Matéria Orgânica Natural
N	Nitrogênio
ND	Não detectado
Ni	Níquel
NMP	Número mais provável
NSF	National Sanitation Foundation
pa	Para análise
PACl	Hidroxi cloreto de alumínio
Pb	Chumbo
pH	Potencial Hidrogeniônico
REC	Coagulante recuperado
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
Sb	Antimônio
SDF	Sólidos Dissolvidos Totais Fixos
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SDV	Sólidos Dissolvidos Totais Voláteis
Se	Selênio
Sn	Estanho
SRM	Sistema Rio Manso
SSE	Sólidos Sedimentáveis
SSF	Sólidos Suspensos Totais Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Totais Voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
Tf	Tempo de floculação
THM	Trihalometanos

Tmr	Tempo de mistura rápida
Ts	Tempo de sedimentação
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UTR	Unidade de Tratamento de Resíduos
VMP	Valor máximo permitido
Vs	Velocidade de sedimentação
Zn	Zinco

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1	Proporção do volume de água tratada distribuída por dia, por tipo de tratamento utilizado, segundo as Grandes Regiões – Ano 2000.....	1
Figura 3.1	Distribuição da água no floco do lodo.....	19
Figura 3.2	Acondicionamento do lodo no “ <i>geotube</i> ”.....	20
Figura 3.3	“ <i>Geotube</i> ” após secagem e redução de volume de lodo	20
Figura 3.4	Prensa desaguadora.....	22
Figura 3.5	Filtro prensa.....	22
Figura 3.6	Destino de lodo gerado pelo processo de coagulação química da água . ano 2000.....	23
Figura 3.7	Processo de recuperação de coagulantes por via ácida proposto por Fulton	27
Figura 3.8	Esquema da recuperação seletiva de alumínio de resíduos de ETA pelo processo Donnan	29
Figura 4.1	Fluxograma de investigação experimental.....	31
Figura 4.2	Vista aérea da ETA Rio Manso - Brumadinho	32
Figura 4.3	Esquema geral do tratamento de água na ETA do Rio Manso.....	33
Figura 4.4	Vista aérea da UTR – Rio Manso	34
Figura 4.5	Esquema geral do tratamento de resíduos na UTR – Rio Manso.....	34
Figura 4.6	Adensador da UTR recebendo lodos provenientes dos decantadores da ETA	36
Figura 4.7	Decantadores da UTR recebendo água proveniente da lavagem dos filtros.....	36
Figura 4.8	Lagoas de lodo recebendo lodo adensado	36
Figura 4.9	Retirada de resíduo da lagoa de lodo para disposição em aterro controlado	36
Figura 4.10	Vista geral do aterro controlado.....	36
Figura 4.11	Turbidímetro AN 2100- Hach.....	38
Figura 4.12	Medidor de pH Digimed DMPH-2.....	38
Figura 4.13	Espectrofotômetro de Absorção Atômica AA1475 – Varian.....	38
Figura 4.14	Coluna de sedimentação.....	39
Figura 4.15	Retirada de amostra de lodo adensado no barrilete de sucção da elevatória de lodo da UTR.....	40
Figura 4.16	Retirada de amostra de água bruta no laboratório da ETA Rio Manso	40
Figura 4.17	Aplicação de ácido no lodo adensado para definição de dosagem	46
Figura 4.18	Lodo no jarteste para acidificação e mistura	46
Figura 4.19	Transferência do lodo do jarteste para o balão de sedimentação	46
Figura 4.20	Sedimentação do resíduo não solubilizado no balão	46
Figura 4.21	Sedimentação do resíduo não solubilizado na coluna	46

Figura 4.22	Medida volumétrica do resíduo não solubilizado	46
Figura 4.23	Etapas para definição do parâmetros físico químicos para ensaios de solubilização	48
Figura 4.24	Ensaio em jarteste	52
Figura 5.1	Variação da cor aparente e turbidez na água bruta afluyente a ETA RM em 2004.....	54
Figura 5.2	Concentrações de Fe e Mn na água bruta afluyente a ETA RM em 2004	55
Figura 5.3	Dosagens de sulfato de alumínio aplicadas na ETA RM durante o ano de 2004.....	55
Figura 5.4	Médias mensais da duração das carreiras dos filtros da ETA RM no ano de 2004.....	56
Figura 5.5	Volume mensal afluyente a UTR e volume mensal de água recuperada em 2004.....	57
Figura 5.6	Percentual mensal de água recuperada em relação ao volume afluyente a UTR 2004	57
Figura 5.7	Volumes mensais de resíduos da ETA e UTR em 2004.....	58
Figura 5.8	Concentrações de sólidos totais nos resíduos da ETA e UTR em 2004	58
Figura 5.9	Cor aparente, turbidez e dosagem de coagulante aplicado na ETA	60
Figura 5.10	Análise da série sólidos e DQO na água bruta	60
Figura 5.11	Concentração de Fe total, Mn total e na água bruta do SRM.....	61
Figura 5.12	Variação do pH no lodo adensado	62
Figura 5.13	Análise de série sólidos e DQO no lodo adensado	62
Figura 5.14	Concentrações de Al, Fe total e Mn total no LA.....	63
Figura 5.15	Concentração de metais, As e Se no LA da UTR.....	64
Figura 5.16	Correlação entre a turbidez da AB e da concentração de sólidos no lodo adensado.....	64
Figura 5.17	Correlação entre cor aparente da AB e concentração de sólidos totais dissolvidos do LA.....	65
Figura 5.18	Correlação entre a concentração de sólidos totais na AB e no LA.....	65
Figura 5.19	Correlação entre dosagem de sulfato de alumínio aplicada na AB e a concentração de sólidos totais no LA.....	66
Figura 5.20	Correlação entre as concentrações de Fe Total, Mn Total e Zn na AB e no LA.....	66
Figura 5.21	Redução do volume de lodo após acidificação no pH 6, 5, 4, 3, 2, 1.....	67
Figura 5.22	Separação do resíduo do sulfato de alumínio recuperado em pH 2 e pH 1 no balão de sedimentação.....	68
Figura 5.23	Correlação entre o pH de solubilização e a redução de volume de lodo.....	68
Figura 5.24	Dosagens de ácido sulfúrico necessárias à obtenção do pH de solubilização.....	69
Figura 5.25	Concentração de Al ₂ O ₃ no sulfato de alumínio recuperado em pH 3, 2 e 1.....	69

Figura 5.26	Espuma formada após a mistura de ácido a 500 rpm durante 5 minutos.....	70
Figura 5.27	Redução do lodo em função da rotação e do tempo de mistura.....	71
Figura 5.28	Flotado e espuma em função da rotação e do tempo de mistura.....	71
Figura 5.29	Avaliação da sedimentação do resíduo após acidificação.....	72
Figura 5.30	Avaliação do volume do lodo após acidificação no pH 6, 5, 4, 3, 2, 1.5 e 1....	73
Figura 5.31	Correlação entre o pH de solubilização e a redução de volume de lodo.....	73
Figura 5.32	Dosagens de ácido clorídrico necessárias à obtenção do pH de solubilização.....	74
Figura 5.33	Concentração de Fe^{+3} expresso como $FeCl_3$ no coagulante recuperado em pH 1,5 e 1.....	74
Figura 5.34	Redução do lodo em função da rotação e do tempo de mistura.....	75
Figura 5.35	Flotado e espuma em função da rotação e do tempo de mistura.....	75
Figura 5.36	Avaliação da sedimentação do resíduo após acidificação.....	76
Figura 5.37	Separação de LNS, REC e FLO após acidificação do lodo gerado pelo sulfato de alumínio	77
Figura 5.38	Separação do LNS, REC e FLO após acidificação do lodo gerado pelo cloreto férrico	78
Figura 5.39	Dosagens de H_2SO_4 e HCl aplicadas para solubilização do lodo.....	79
Figura 5.40	Redução do volume de lodo em função da concentração de ST, STF e STV.	79
Figura 5.41	Análise da série sólidos e DQO no lodo adensado	80
Figura 5.42	Concentrações de Al, Fe e Mn no LNS gerado pelo sulfato de alumínio e pelo cloreto férrico	81
Figura 5.43	Concentrações de metais, As e Se no LNS gerado pelo sulfato de alumínio e pelo cloreto férrico	81
Figura 5.44	Concentrações de ST no LA e LNS.....	82
Figura 5.45	Concentrações de STF e STV no LA e no LNS	82
Figura 5.46	Concentrações de SSE no LA e no LNS.....	83
Figura 5.47	Concentrações de SST e SDT no LA e no LNS.....	83
Figura 5.48	DQO do LA e do LNS.....	84
Figura 5.49	Concentração de Al, Fe e Mn no LA e no LNS.....	84
Figura 5.50	Concentrações de metais, As e Se no LA e no LNS.....	85
Figura 5.51	Concentração de Al_2O_3 do coagulante comercial e do coagulante recuperado.	86
Figura 5.52	Concentração de Fe^{+3} expresso como $FeCl_3$ no cloreto férrico recuperado e no cloreto férrico comercial.....	86
Figura 5.53	Concentração de Al, Fe total, Mn total e Zn encontradas nas amostras filtradas após jarteste com sulfato de alumínio recuperado.....	89
Figura 5.54	Concentração de Al, Fe total, Mn total e Zn encontradas nas amostras filtradas após jarteste em condições inadequadas.....	90
Figura 5.55	Concentração de Al, Fe total, Mn total e Zn encontradas nas amostras filtradas após jarteste com cloreto férrico recuperado.....	91

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Produtos para coagulação e floculação.....	7
Tabela 3.2	Principais resíduos gerados no tratamento da água	9
Tabela 3.3	Estimativa de produção de resíduos em função do tipo de manancial e da qualidade da água.....	11
Tabela 3.4	Características de águas de lavagens de filtros de ETAs	14
Tabela 3.5	Sistemas de desidratação do lodo	19
Tabela 3.6	Principais tecnologias de desidratação mecânica	21
Tabela 3.7	Reações de hidróxidos de Al e Fe com a adição de ácido sulfúrico e clorídrico.....	26
Tabela 4.1	Equipamentos utilizados durante a pesquisa	37
Tabela 4.2	Especificação dos ácidos utilizados nos ensaios de solubilização	39
Tabela 4.3	Frequência de amostragem, ensaios e parâmetros analisados.....	41
Tabela 4.4	Metodologia de análise para caracterização das amostras.....	43
Tabela 4.5	Parâmetros hidráulicos utilizados no jarteste.....	50
Tabela 5.1	Parâmetros utilizados nos ensaios de solubilização por via ácida dos lodos.....	77
Tabela 5.2	Características médias do coagulante recuperado e do coagulante comercial..	86
Tabela 5.3	Resultado da remoção de cor aparente e turbidez em ensaios jarteste com coagulante recuperado e coagulante comercial	88
Tabela A.1	Qualidade da água bruta em 2004	103
Tabela A.2	Dosagens de sulfato de alumínio na ETA RM em 2004.....	104
Tabela A.3	Consumo de coagulante no ano de 2003 e 2004 na ETA RM.....	104
Tabela A.4	Médias mensais de duração das carreiras de filtração da ETA Rio Manso no ano de 2004.....	105
Tabela A.5	Volume mensal afluyente a UTR, volume mensal de água recuperada e percentual de água recuperada relativo ao volume afluyente no ano de 2004....	105
Tabela A.6	Volume de água afluyente a ETA RM e volume de água de lavagem.....	105
Tabela A.7	Volumes mensais e concentração de sólidos totais nos resíduos provenientes dos decantadores e filtros da ETA e adensadores da UTR no ano de 2004.....	106
Tabela B.1	Cor aparente, turbidez, pH das amostras de água bruta e respectiva dosagem de coagulante aplicada na ETA.....	107
Tabela B.2	Análise da série sólidos e DQO nas amostras de água bruta.....	107
Tabela B.3	Análise de metais, As, Se e Cianetos na AB.....	108
Tabela C.1	Variação de pH no lodo adensado.....	109
Tabela C.2	Análise da série sólidos e DQO nas amostras de LA	109

Tabela C.3	Análise de metais, As, Se no LA.....	110
Tabela D.1	Avaliação do pH de solubilização.....	111
Tabela D.2	Avaliação da influência da rotação e do tempo de mistura na recuperação do coagulante.....	112
Tabela D.3	Monitoramento da sedimentação do lodo acidificado em balão de sedimentação graduado.....	113
Tabela E.1	Avaliação do pH de solubilização.....	114
Tabela E.2	Avaliação da influência da rotação e do tempo de mistura na recuperação do coagulante.....	115
Tabela E.3	Monitoramento da sedimentação do lodo acidificado em balão de sedimentação graduado.....	116
Tabela F.1	Separação de LNS, REC e FLO na coluna de sedimentação após solubilização de lodos gerados pelo sulfato de alumínio.....	117
Tabela F.2	Separação de LNS, REC e FLO na coluna de sedimentação após solubilização de lodos gerados pelo cloreto férrico.....	117
Tabela F.3	Dosagens praticadas de H ₂ SO ₄ e HCl nos ensaios de solubilização do lodo....	118
Tabela F.4	Redução média do volume de lodo e concentração de sólidos.....	118
Tabela G.1	Variação de pH no lodo não solubilizado.....	119
Tabela G.2	Análise de série sólidos e DQO nas amostras de lodo não solubilizado.....	119
Tabela G.3	Análise de metais, As, Se no LNS.....	120
Tabela H.1	Características do sulfato de alumínio recuperado.....	121
Tabela H.2	Características do cloreto férrico recuperado	121
Tabela H.3	Características do sulfato de alumínio e cloreto férrico comercial.....	121
Tabela I.1	Ensaio jarreste realizado em 28/07/2004.....	122
Tabela I.2	Ensaio jarreste realizado em 02/11/2004.....	122
Tabela I.3	Ensaio jarreste realizado em 22/12/2004.....	122
Tabela I.4	Ensaio jarreste realizado em 20/02/2004.....	123
Tabela J.1	Análise de metais, As, Se e Cianetos na AF.....	124

1 INTRODUÇÃO

Conforme Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – Ano 2000 (IBGE,2002), existem no Brasil, 4560 unidades de tratamento de água, sendo que 75% do volume de água tratada distribuído é proveniente de estações de tratamento convencionais conforme apresentado na figura 1.1.

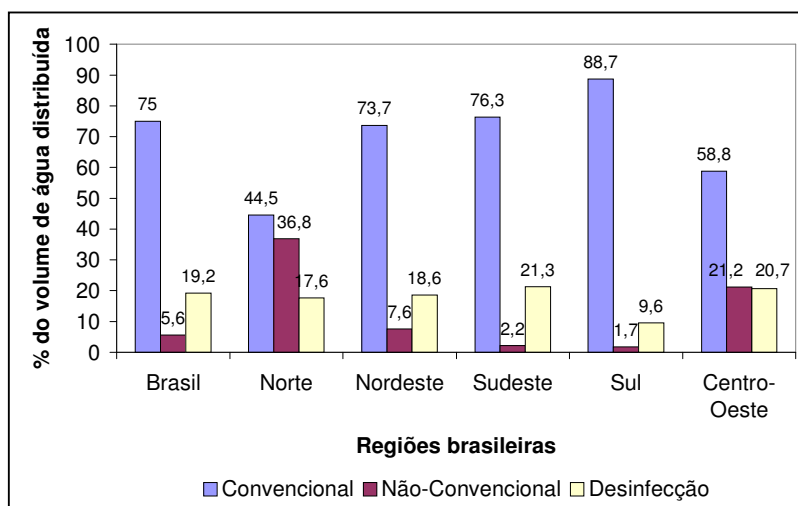


Figura 1.1 - Proporção do volume de água tratada distribuída por dia, por tipo de tratamento utilizado, segundo as Grandes Regiões – Ano 2000. Fonte: IBGE (2002)

O sistema de tratamento de água convencional (ou de ciclo completo) abrange as etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção, promovendo a transformação de água inadequada para consumo humano em água potável, ou seja, aquela que atende os parâmetros de qualidade estabelecidos pela Portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004). Esse sistema possibilita a remoção de partículas presentes na água bruta com o auxílio de produtos químicos. Na etapa de coagulação são aplicados sais de ferro, de alumínio, polímeros orgânicos ou inorgânicos de modo a promover a desestabilização das partículas coloidais. Como cada produto coagulante requer um pH adequado, quando necessário nas estações é realizado o ajuste desse parâmetro através da utilização de ácidos ou alcalinizantes. Posteriormente, na etapa de floculação, as partículas desestabilizadas chocam-se entre si formando flocos que serão removidos por sedimentação nos decantadores. A água decantada é então encaminhada a filtros cuja função é reter sólidos em suspensão não removidos nos decantadores.

Desta forma, as estações de tratamento são unidades que produzem água potável e que também geram resíduos: os lodos acumulados nos decantadores e a água proveniente da lavagem de filtros. Esses resíduos possuem características bastante diferenciadas dependendo, entre outros aspectos, da qualidade da água bruta afluente a estação de tratamento de água (ETA), dos produtos químicos adicionados no tratamento e das condições de operação, ou seja, frequência de descarga dos decantadores e da frequência de lavagem de filtros.

Apesar da rígida legislação ambiental brasileira, como a Lei Federal n.9605 (BRASIL,1998) que dispõe sobre crimes ambientais, a resolução CONAMA n.357 (BRASIL,2005) e, a nível estadual, a deliberação normativa COPAM n.10 (Minas Gerais,1986) que estabelecem normas e padrões para qualidade das águas e lançamento de efluentes, pouco tem sido discutido e feito a respeito de resíduos gerados em estações de tratamento de água. Na maioria das vezes, esses resíduos são lançados sem tratamento nos cursos de água.

O impacto relativo ao descarte desse resíduo nos cursos de água ainda é pouco conhecido e pode provocar alterações significativas no meio ambiente. Di Bernardo *et al.* (2002) salientam que mudanças na legislação sobre meio ambiente, as crescentes taxas de poluição, o gerenciamento de bacias hidrográficas e as preocupações gerais de proteção ambiental têm conduzido ao aumento da conscientização da necessidade do tratamento e disposição adequada dos resíduos.

Os resíduos de ETA possuem grande umidade, geralmente superior a 95%, estando de maneira geral sob forma fluida. Apesar disso, os lodos de decantadores são classificados como resíduos sólidos pela NBR-10.004 (ABNT,2004) e devem, portanto, ser tratados e dispostos dentro dos critérios estabelecidos por essa norma.

Vale ressaltar que a quantidade e a qualidade dos resíduos gerados nas ETAs podem diferenciar-se consideravelmente, sendo então extremamente importante encontrar, para cada caso específico, alternativas de tratamento e disposição de resíduos viáveis do ponto de vista técnico, econômico e ambiental.

Richter (2001) inclui como métodos de disposição de lodos mais usuais o lançamento em redes coletoras de esgotos, o lançamento em lagoas, a aplicação no solo, em aterros sanitários e o aproveitamento na fabricação de produtos. Salienta ainda que para viabilização dos três últimos métodos citados é necessário a desidratação prévia do lodo de modo reduzir seu

volume, aumentar sua densidade e, assim, facilitar seu manuseio, reduzindo os custos de transporte. Para isso são utilizados sistemas de desidratação naturais, mecanizados e sistemas de recuperação de coagulantes.

Uma vez que os principais coagulantes utilizados no tratamento de água são sais de Fe ou de Al, grande parte dos sólidos presentes no lodo de ETA são hidróxidos metálicos. A recuperação de coagulante é baseada na solubilização dos hidróxidos de Fe e de Al precipitados. Desta forma, a recuperação de coagulantes é um método importante a ser investigado, pois além de diminuir o volume de resíduos a serem descartados, possibilita a reutilização do produto recuperado. São vários os processos de recuperação existentes, diferenciados entre si pelo modo como são separados os compostos solúveis. Eles podem ocorrer por via ácida, por via alcalina, ou por troca iônica. Destaca-se entre os processos citados, a recuperação por via ácida, método que alcançou maior desenvolvimento, contando com aplicações em grande escala no Japão e em países do hemisfério norte (WESTHERHOFF *et al.*, 1974, GONÇALVES *et al.*, 1999).

Na prática, na recuperação de coagulante por via ácida, o resíduo é acidificado até pH inferior a 2,0 afim de se obter a solubilização de sais metálicos e melhorar a sedimentação do resíduo final (FULTON, 1974). O desempenho da recuperação de coagulante varia em função das características do lodo e do tipo de solubilização praticada, podendo ser superior a 70% (GONÇALVES *et al.*, 1999). Além disso, o volume de lodo excedente após acidificação pode ser reduzido em cerca de 45% (BISHOP *et al.*, 1987), fato importante diante dos altos custos relacionados ao transporte e adequada disposição final de resíduos. Entretanto o processo de acidificação não é seletivo, solubilizando não apenas os hidróxidos de Fe e Al, mas também, outros compostos orgânicos e inorgânicos presentes no resíduo que podem acarretar impactos negativos no tratamento da água, caso o produto recuperado seja aplicado na ETA. (PRAKASH *et al.*, 2004).

Provavelmente, a primeira estação de tratamento de água no Brasil a contar com esta tecnologia deverá ser a Estação de Tratamento de Água do Rio Manso (ETA RM), localizada em Brumadinho, Minas Gerais e operada pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). A adaptação da unidade de tratamento de resíduos (UTR) existente anexa à ETA de modo a possibilitar a recuperação de coagulantes, deverá ser iniciada no ano de 2005. A UTR Rio Manso é operada desde 1997, promovendo a redução de volume de lodo por

sistemas naturais, utilizando-se para isso, decantadores, adensadores e lagoas de secagem. Após desidratado, o lodo é transferido para um aterro controlado.

A alternativa de recuperação de coagulantes para redução do volume de resíduos da ETA RM foi definida após estudos realizados por Demattos *et al.* (2001) que obtiveram, em testes de laboratório e em escala piloto, redução do volume de lodo de até 83% após 50 minutos de decantação. Os testes realizados promoveram a solubilização de hidróxidos de ferro com ácido clorídrico (pa), recuperando cloreto férrico. O produto recuperado foi aplicado em escala real na estação de tratamento de água da cidade de Brumadinho, que produzia na época cerca de 50L/s de água tratada. Verificou-se no cloreto férrico recuperado eficiência similar à do coagulante comercial.

Este trabalho pretende ampliar os estudos realizados no Sistema Rio Manso, de modo a avaliar em laboratório a recuperação de coagulantes a base de sais de alumínio e sais de ferro por via ácida. Será verificado o possível aumento das concentrações de metais decorrentes da aplicação do produto recuperado na própria estação de tratamento, além de uma estimativa dos custos envolvidos com a implantação do procedimento. As conclusões e recomendações da pesquisa poderão ser de grande valia à operação de unidades de recuperação de coagulante que possam ser instaladas no país.

Diante da escassez de pesquisa sobre o assunto, este trabalho pode subsidiar os gestores do tratamento de água na busca de soluções viáveis para tratamento e disposição de resíduos gerados no tratamento de água que atendam às legislações ambientais cada vez mais exigentes e restritivas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral da pesquisa é avaliar, em laboratório, a viabilidade técnica do processo de recuperação de sulfato de alumínio e de cloreto férrico gerado pela acidificação de resíduos adensados da Estação de Tratamento de Água do Rio Manso.

2.2 Objetivos específicos

- Estudar a influência do pH e de parâmetros operacionais na eficiência do processo de recuperação de coagulantes por via ácida;
- Avaliar a redução de volume de lodo gerado após a acidificação de resíduos;
- Comparar a recuperação de coagulante por via ácida dos lodos gerados a partir da aplicação de cloreto férrico e de sulfato de alumínio na coagulação da água bruta;
- Avaliar as características físico-químicas do coagulante recuperado e do lodo não solubilizado;
- Comparar a eficiência do coagulante recuperado com a eficiência do coagulante comercial na remoção de cor e turbidez;
- Avaliar a concentração de metais na água filtrada após coagulação com coagulante recuperado;
- Estimar os custos inerentes à aplicação do processo de acidificação para recuperação de coagulantes e sua posterior aplicação no tratamento de água .

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 *Coagulantes Utilizados no Tratamento da Água*

Sais metálicos de Al e Fe são os produtos coagulantes mais comumente usados no tratamento da água. Segundo Bratby (1980), a popularidade desses sais se deve não somente a sua eficiência, mas também pela sua disponibilidade e relativo baixo custo. Atualmente, tem-se uma grande diversidade de coagulantes e auxiliares de coagulação oferecidas pelo mercado. A norma norte americana NSF/ANSI 60-2002 (NSF,2002) relaciona 28 coagulantes e floculantes, conforme apresentado na tabela 3.1.

O sulfato de alumínio é, sem dúvida, o produto mais utilizado no tratamento de água. Entretanto, o uso de sais de ferro e hidróxido de alumínio (PACl) vêm aumentando nos últimos anos. Nos Estados Unidos (EUA) e Canadá, em 1994, 72% da água foi produzida a partir da coagulação com sais de alumínio, 23% com sais de ferro e 5 % com PACl. São vários os fatores que levam à utilização de um ou outro coagulante no tratamento de água, entre eles a busca de melhor qualidade da água tratada, a disponibilidade, o custo do coagulante e, finalmente, a obtenção de menores volumes de resíduos ou resíduos com melhores condições de desidratação (AWWA, 2003).

O sulfato de alumínio em solução é obtido pelo ataque da bauxita pelo ácido sulfúrico. A concentração da solução é em torno de 50 %. A massa específica é igual a 1,32 kg/L para a concentração de Al_2O_3 igual a 8% .

Entre os sais de ferro, citamos o cloreto férrico e o sulfato férrico. O cloreto férrico é produzido pelo ataque de aparas de ferro pelo ácido clorídrico. Em solução pode apresentar concentração de $FeCl_3$ de 38 a 40% . A massa específica da solução à 20°C é 1,42 kg/L. O sulfato férrico comercial líquido é produzido pelo ataque de aparas de ferro pelo ácido sulfúrico. Em solução pode apresentar concentração de Fe_2O_3 (Fe^{+3}) de 17%. A massa específica da solução está entre 1,53 e 1,60 Kg/L

Tabela 3.1- Produtos para coagulação e floculação

Produto	Tipo	Sinônimo
Acrilamida / copolímero ácido acrílico	Polieletrólito	-
Aluminato de sódio	Sal metálico	Óxido de sódio e alumínio
Amido, aniônico	Coagulante	-
Aminas de resina	Polieletrólito	Melamina/formaldeído polímeros
Betonita / montmorilonita	Argila	Volclay
Clorato de alumínio	Sal metálico	Hidroxi cloreto de alumínio
Cloreto de alumínio	Sal metálico	Tricloreto de alumínio
Cloreto férrico	Sal metálico	Cloreto de ferro (III), tricloreto de ferro
Cloreto ferroso	Sal metálico	Cloreto de ferro (II), dicloreto de ferro
Clorosulfato de polialumínio	Sal metálico	PACS
Hectorita	Argila	-
Poli (cloreto de dialidimetilamônio)	Polieletrólito	PoliDADMAC
Poli (epiclorohidrina/dimetilamina) (poliaminas)	Polieletrólito	EPI/DMA poliamina
Poliacrilamida aniônica - emulsão	Polieletrólito	-
Poliacrilamida aniônica -seca	Polieletrólito	-
Poliacrilamida catiônica - emulsão	Polieletrólito	Acrilamida/ cloreto de acril-oxi-etilmetil amonio
Poliacrilamida catiônica -seca	Polieletrólito	Acrilamida/ cloreto de acril-oxi-etilmetil amonio
Poliacrilamida hidrolisada	Polieletrólito	HPAM
Poliacrilamida não iônica - emulsão	Polieletrólito	PAM, PAMD
Poliacrilamida não iônica -seca	Polieletrólito	PAM, PAMD
Policloreto de alumínio	Sal metálico	Cloreto polibásico de alumínio, clorohidróxido de alumínio, PACI
Polietileno amina	Polieletrólito	-
Sílica ativada	Coagulante	Ácido silícico
Silicato de sódio	Coagulante	-
Sulfato de alumínio	Sal metálico	Trissulfato de alumínio
Sulfato de polialumínio silicato	Sal metálico	PASS, sulfato de hidróxido de alumínio
Sulfato férrico	Sal metálico	Persulfato férrico, tersulfato férrico, sulfato de ferro (III)
Sulfato ferroso	Sal metálico	Sulfato de ferro (II)

Fonte: NSF, 2002

Os metais pesados são os principais contaminantes encontrados nos coagulantes. A maior parte desses contaminantes são derivados da matéria prima utilizada em sua fabricação.

O sulfato de alumínio contém de 3 a 6% de ácido sulfúrico não reagido, bem como metais pesados oriundos de sua matéria prima, que é a bauxita. Este minério contém chumbo, cromo, cádmio, mercúrio e outros metais (SCALIZE, 2003). A principal impureza do sulfato de alumínio é o ferro. Da mesma maneira, o cloreto férrico pode conter contaminantes, podendo ser encontrado no coagulante manganês, cobre, zinco, chumbo e cádmio.

A norma NSF/ANSI 60 (NSF, 2002) sugere o monitoramento das concentrações de antimônio, arsênio, bário, berilo, cádmio, cromo, cobre, chumbo, mercúrio, selênio e tálio no cloreto férrico e no sulfato de alumínio.

Segundo Letterman *et al* (1999), em muitos casos pequenas quantidades de metais pesados nos sais de ferro e alumínio não tem efeito significativo na concentração de metais pesados na água tratada. Eles normalmente se apresentam na forma insolúvel ou são precipitados ou adsorvidos pelo floco formado com a adição do coagulante na água. Entretanto podem elevar a concentração de metais no resíduo.

3.2 Resíduos Gerados no Processo de Tratamento de Água

De modo geral, considera-se como lodo de uma estação de tratamento de água o resíduo constituído de água e sólidos suspensos originalmente contidos na água bruta, acrescidos de produtos resultantes dos reagentes aplicados à água nos processos de tratamento (RICHTER, 2001). Portanto, estações de tratamento de água produzem resíduos cujas características estão diretamente ligadas aos processos inseridos para potabilização da água.

Os principais resíduos de ETA são aqueles gerados nos processos para remoção de cor e turbidez (oxidação, coagulação, floculação, decantação ou flotação e filtração), para remoção de dureza (abrandamento) e para remoção de compostos orgânicos e inorgânicos (adsorção em carvão ativado, troca iônica e tratamento com membranas). A tabela 3.2 apresenta os principais resíduos do tratamento de água segundo seu estado físico sólido/ líquido (presença de sólidos em suspensão), líquido (presença de sólidos dissolvidos) e gasoso.

Tabela 3.2- Principais resíduos gerados no tratamento de água

Resíduos sólidos/ líquidos	Resíduos líquidos	Resíduos gasosos
Lodo contendo alumínio	Resíduo da regeneração de sistemas de troca iônica	Excesso de ar de arraste (<i>off-gases</i>)
Lodo contendo Ferro	Resíduo da regeneração de alumina ativada	Excesso de ozônio (<i>off-gases</i>)
Lodo contendo polímeros	Concentrado dos processos de filtração em membranas	
Lodos resultantes de abrandamento	Água de transporte de Carvão Ativado	
Água de lavagens de filtros		
Resíduo de Carvão Ativado Granular		
Resíduo da lavagem de filtros lentos		
Resíduos dos processo de remoção de Fe e Mn		
Resíduos de abrandamento		

Fonte: Adaptado de CORNWELL (1999)

No Brasil, a maioria dos sistemas de tratamento de água em operação são do tipo ciclo completo, ou seja, possuem unidades de decantação após os flocladores antecedendo as unidades de filtração. Nessas ETAs as duas fontes mais importantes de resíduos são aquelas geradas nos decantadores e na lavagem de filtros.

Não foram considerados neste trabalho resíduos gerados nos processos de abrandamento, flotação, troca iônica e tratamento com membranas, por serem processos pouco comuns nos sistemas de potabilização brasileiros. Também não foram considerados os resíduos provenientes de lavagens periódicas de tanques de produtos químicos cujos volumes não são significativos (GRADIN,1992), mas que devem merecer atenção em trabalhos futuros.

3.2.1 Resíduos da Decantação

Os processos de coagulação e floculação aglutinam parte do material coloidal, sólidos suspensos e dissolvidos presentes na água bruta em flocos que sedimentam e são removidos nas unidades de decantação. Para ocorrer a coagulação são utilizados coagulantes inorgânicos ou orgânicos. Conforme citado anteriormente, os sais de Fe e Al são os coagulantes mais utilizados no tratamento de água. Esses coagulantes reagem com a alcalinidade da água formando precipitados - hidróxidos de alumínio ou hidróxidos de ferro (AWWA, 2003).

A coagulação é resultado de mecanismos complexos. Pode-se dividir os mecanismos de coagulação em quatro tipos : compressão da camada difusa, adsorção – neutralização de cargas , varredura, adsorção - formação de pontes, sendo o mecanismo de varredura o mais utilizado em estações de tratamento de ciclo completo. Este mecanismo possibilita a formação de flocos maiores, que apresentam velocidades de sedimentação relativamente altas se comparados aos flocos obtidos com a coagulação realizada no mecanismo de adsorção – neutralização de cargas (DI BERNARDO, 1993). O mecanismo de coagulação pode, portanto, influenciar nas características do lodo gerado.

De modo geral, os lodos de decantadores são líquidos cuja fração de sólidos é constituída por hidróxidos de ferro ou alumínio (dependendo do tipo de coagulante utilizado), partículas inorgânicas e resíduos orgânicos, tais como algas, bactérias e protozoários. Esses resíduos são responsáveis por 70% dos sólidos gerados numa ETA (CORNWELL,1999).

Segundo Reali (1999), o teor de sólidos descartado pelos decantadores varia bastante de uma ETA para outra, podendo apresentar valores na faixa de 0,1 a 2%, sendo mais comum na faixa de 1%. O autor relaciona como fatores que interferem nesta característica a qualidade da água bruta, o tipo e a dosagem de produtos químicos utilizados, a eficiência dos floculadores e finalmente, o tipo e eficiência dos decantadores, aliados ao modo de operação de descarte do lodo acumulado nos mesmos.

DOE (1990) relacionou o tipo e a qualidade da água do manancial com a produção de resíduos conforme apresentado na tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Estimativa da produção de resíduos em função do tipo de manancial e qualidade da água

Tipo de manancial	Faixa de produção de resíduos (g de sólidos secos por m ³ de água tratada)
Água de reservatório com boa qualidade	12-18
Água de reservatório com média qualidade	18-30
Água de rios com média qualidade	24-36
Água de reservatório com qualidade ruim	30-42
Água de rios com qualidade ruim	42-54

Fonte: DOE, 1990

A remoção de sólidos sedimentados nos decantadores, quando estes possuem remoção mecanizada, pode ser feita em intervalos regulares de tempo, de forma semi contínua, sem que haja necessidade de interrupção de sua operação. A maioria de estações de tratamento de águas brasileiras não possui sistema de remoção mecanizado, realizando suas descargas por batelada, após um período geralmente superior a 30 dias de operação. Desta maneira, como o tempo de detenção dos sólidos em decantadores com remoção em batelada é muito maior do que em decantadores com remoção semi contínua, existe uma tendência natural de que os lodos nos decantadores com remoção por batelada sofram um processo de adensamento, apresentando, assim, maior teor de sólidos. Para decantadores de alta taxa a geração de despejo é sempre de forma semi contínua (SECKLER & ALÉM SOBRINHO, 1998).

O volume de lodo do decantador representa de 0,5 a 2% do volume produzido de água tratada em uma ETA (DEGREMONT, 1991). Existem diversas fórmulas empíricas que estimam a produção de sólidos em função da vazão da água bruta, da dosagem de coagulante, da concentração de sólidos em suspensão na água bruta e da concentração de outros produtos aplicados no tratamento de água. Entretanto, a produção de sólidos pode ser melhor estimada com a realização de testes em laboratório.

Vale ressaltar que o tipo de decantador influencia marcadamente no volume de lodo gerado. Decantadores providos de remoção mecanizada e com descarte semi contínuo geram volumes maiores de resíduos visto que em geral são realizados despejos em intervalos de 2 a 4 horas com duração da ordem de 5 minutos (SECKLER & ALÉM SOBRINHO, 1998).

3.2.2 Resíduos Resultantes da Lavagem de Filtros

Dentre os resíduos gerados na ETA, a água de lavagem dos filtros é aquele de maior volume. Seu volume, normalmente, representa 1 a 5% do total da vazão afluente de uma ETA (CLEASBY & LOGSDON,1999). Entretanto, há casos excepcionais de estações com filtração direta onde a presença de algas eleva a perda de carga nos filtros obrigando a execução de um maior número de lavagens, elevando o volume desse resíduo para 30 a 40%. (RICHTER,2001).

Segundo Scalize (2003) a lavagem dos filtros é geralmente realizada em intervalos de 12 a 48 horas e o tempo de lavagem entre 4 e 15 minutos, sendo o final da lavagem determinado pela observação da clarificação da água sobre o leito filtrante. O autor afirma que existem casos que a carreira de filtração não é obedecida, sendo a lavagem realizada de forma aleatória, como por exemplo, por motivos de operação onde todos os filtros são lavados em curto período de tempo, ocasião em que o consumo de água tratada é menor, ou seja das 00:00 às 6:00 horas, implicando em um resíduo com menor concentração de sólidos.

Entre os fatores que influenciam a geração de maior ou menor volume de água de lavagem, podemos citar o método de lavagem. Di Bernardo (1993) relaciona entre os métodos:

- lavagem com água no sentido ascensional;
- lavagem auxiliar superficial com tubulação fixa ou com torniquetes hidráulicos e lavagem simultânea (ou não) com água no sentido ascensional;
- lavagem auxiliar sub-superficial com tubulação fixa e lavagem simultânea (ou não) com água no sentido ascensional;
- insuflação de ar seguida de lavagem com água no sentido ascensional;
- insuflação de ar e introdução simultânea de água no sentido ascensional.

A lavagem de filtros apenas com água no sentido ascensional concorre para geração de um volume maior de água quando comparado ao sistema que possui lavagem auxiliar com ar, seguida da lavagem com água no sentido ascensional.

A tecnologia de tratamento, a qualidade da água bruta, o tipo e a dosagem de coagulante, também, influenciam na quantidade e na qualidade dos resíduos gerados. Os resíduos da filtração direta são diferentes dos resíduos de filtros de ETAs de ciclo completo, uma vez que na filtração direta são dosadas menores quantidades de coagulantes, visando a coagulação pelo mecanismo de adsorção- neutralização de cargas já que não é necessária a formação de flocos para sedimentação. Dessa maneira, na filtração direta são retidas partículas primárias ou pequenos flocos diferentemente da filtração de água decantada.

O tipo de coagulante também pode influenciar a quantidade do resíduo. A aplicação de cloreto férrico, em certos casos, permite carreiras de filtração mais longas se comparado a aplicação do sulfato de alumínio (DI BERNARDO *et al*, 1999).

Existe uma grande variabilidade nas características da água de lavagem de filtros de ETAs, visto as peculiaridades de cada unidade de tratamento. A tabela 3.4 ilustra essa situação.

3.2.3 Características físicas dos Resíduos de ETA

Alguns parâmetros físicos, medidos no lodo, podem auxiliar na seleção do método de desidratação e determinar as dosagens ótimas de condicionantes químicos. Além da concentração de sólidos, turbidez, cor, densidade e viscosidade, podemos citar a resistência específica, a sedimentabilidade, o tamanho e a distribuição de partículas.

A resistência específica é determinada a partir de ensaios de laboratório, colocando-se um volume de amostra de lodo no funil de Buchner e aplicando vácuo. A resistência específica é um parâmetro utilizado para descrever a filtrabilidade de lodos. Ela é uma medida da maior ou menor facilidade de desidratação do lodo e varia largamente, dependendo das características da água bruta, do coagulante e auxiliares de coagulação utilizados, dos processos de tratamento da água e do acondicionamento químico do lodo para desidratação. Quanto menor a resistência específica mais fácil é a desidratação (RICHTER, 2001).

Tabela 3.4 – Características de águas de lavagens de filtros de ETAs

Parâmetros	ETA 1	ETA 2	ETA 3	ETA 4
Turbidez (uT)	130	171	58	76
Cor aparente (uH)	200	2690	310	400
DQO (mg/L)	40,8	52	35	48
pH	7,1	8,04	6,9	7,25
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	37	-	17	12,6
Dureza (mg/L CaCO ₃)	40,8	-	12	-
Condutividade elétrica (µS/cm)	95	-	38	37,1
Sólidos Totais -ST (mg/L)	36	-	88	130
Sólidos Totais Fixos - STF (mg/L)	157	-	65	130
Sólidos Totais Voláteis- STV (mg/L)	210	-	23	-
Sólidos Suspensos Totais - SST (mg/L)	250	313	59	95
Sólidos Suspensos Fixos - SSF (mg/L)	210	230	42	-
Sólidos Suspensos Voláteis - SSV (mg/L)	40	83	17	-
Sólidos Sedimentáveis - SSE (mg/L)	74	41	3,4	8
N total (mg/L N)	-	-	4,0	-
Fosfato (mg/L PO ₄ ⁻³)	0,037	-	0,022	-
Carbono orgânico total (mg/L)	11,8	-	6,26	6,44
Coliformes totais (NMP/100 mL)	24.1920	17.329	1640	1.095
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	17.820	20	72	3
Fe (mg/L)	700	170	6,9	6,5
Al (mg/L)	-	-	0,3	0,8
Mn (mg/L)	2,19	1,17	0,1	0,1
Zn (mg/L)	2	0,1	0,64	-
Cu (mg/L)	0,35	0,84	0,06	-
Pb (mg/L)	0,58	ND	ND	-
Ni (mg/L)	0,35	ND	ND	-
Cr (mg/L)	0,09	ND	ND	-
Cd (mg/L)	0,01	ND	ND	-
Ca (mg/L)	95,6	-	-	-
Mg (mg/L)	22,8	-	-	-

Fonte: Di Bernardo *et al* (2002)

ND = não detectado

A sedimentabilidade permite a separação de sólidos de um meio líquido sob a ação de forças gravitacionais. As partículas possíveis de serem separadas por sedimentação são classificadas em discretas e floculentas. As partículas discretas não alteram seu tamanho, forma e peso durante a sedimentação e sua velocidade final de sedimentação é constante. As partículas floculentas tendem a se aglutinar, formando aglomerados com velocidade maior do que as partículas que os formaram. Esse é o caso das partículas retidas nos decantadores instalados após os flocculadores. Quanto melhor o lodo sedimenta e compacta, melhores serão suas características de desidratação. Gradin (1992) relata que a aplicação de teste com coluna de sedimentação permite determinar os agentes condicionantes mais efetivos e a dosagem ótima para melhorar a velocidade de sedimentação.

O tamanho e a distribuição de partículas do lodo podem ser determinados por observações microscópicas e de fracionamento. Aldeeb *et al.* (2003) analisaram resíduos com hidróxidos de alumínio e verificaram uniformidade na distribuição do tamanho de partículas, sendo em média 97% menores que 0,075mm.

Após a aplicação de polieletrólito aniônico em resíduos de lavagem de filtros de ETA que utilizava sulfato de alumínio como coagulante, Scalize e Di Bernardo (2000) verificaram que à medida que o teor de sólidos suspensos aumentava no sedimento, o tamanho das partículas diminuía.

3.2.4 Toxicidade dos lodos de ETA

O potencial de toxicidade dos lodos de ETAs quando lançados em cursos de água depende, fundamentalmente, das características físicas, químicas e biológicas do lodo e do corpo receptor.

O impacto do descarte de resíduos de ETA nos cursos de água pode ser considerado no mínimo como antiestético, tendo em vista o aumento da turbidez e da cor que causam no corpo receptor. Além de afetar o valor recreacional dos cursos de água, o aumento de turbidez modifica suas características biológicas e químicas. A redução da penetração de luz pode resultar numa diminuição da atividade fotossintética e o aumento de partículas em suspensão possibilita o crescimento microbiológico (O'CONNOR,1971). Os lançamentos de resíduos em cursos de água podem causar ainda assoreamentos e aumento das concentrações de Fe, Al e outros metais.

Os resíduos de decantadores têm em sua composição grandes concentrações de alumínio quando o sulfato de alumínio é utilizado como coagulante primário. Esse material, quando disposto em rios com baixa velocidade ou lagos, pode causar problemas, principalmente, na camada bentônica desses locais (CORDEIRO,1999).

De acordo com Wren e Stephenson (1991), as maiores fontes antropogênicas de alumínio em águas superficiais incluem o processamento industrial, as ETAs, as estações de tratamento de esgotos (ETE) e o processamento de papel e poupa.

Barbosa (2000) realizou, com lodos contendo hidróxidos de ferro e lodos contendo hidróxidos de Alumínio, testes de toxicidade aguda em relação à mortalidade de microcrustáceos (*Daphnia similis*), quiromídeos (*Chironomus xanthus*) e peixes (*Hyphessobrycon equis*). Fez, também, testes de toxicidade crônica em relação a reprodução e mortalidade da *D. similis* e avaliou os efeitos do lodo na comunidade bentônica. Os lodos de ETAs não causaram toxicidade aguda nos organismos estudados. Com relação a toxicidade crônica, verificou toxicidade no lodo de cloreto férrico em relação a reprodução e mortalidade da *Daphnia*, fato que no lodo de sulfato de alumínio apenas ocorreu em relação a reprodução. Foi verificado ainda, efeitos adversos à fauna betônica pela predominância de Diptera nos pontos de lançamentos das ETAs.

3.2.5 Aspectos Legais referentes ao descarte de lodo

A nível federal, o CONAMA estabeleceu através da Resolução CONAMA n.357 (BRASIL,2005) os limites e ou condições para lançamentos de despejos direta ou indiretamente nos cursos de água. Da mesma maneira, a nível estadual citamos a Deliberação Normativa COPAM n.10 (Minas Gerais, 1986).

Em fevereiro de 1998, a Lei nº 9605 (Brasil, 1998), chamada Lei de Crimes Ambientais, em seu Capítulo V – seção III “Da Poluição e outros crimes Ambientais”, classifica como crime, no artigo 54, “*causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora*”.

O parágrafo 2º, inciso V, do mesmo artigo 54, prevê “*para o crime de lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, detritos, óleos ou substâncias oleosas em desacordo com as exigências estabelecidas*” pena de reclusão de um a cinco anos.

Os resíduos de ETA foram incluídos na NBR 10.004 (ABNT, 2004) como resíduos sólidos podendo ser classificados como:

- Resíduos Classe I – Perigosos
- Resíduo Classe II – Não perigosos

- Resíduos Classe II A – Não inertes
- Resíduos Classe II B – inertes

Em grande parte dos casos, os resíduos de ETA são classificados como resíduos de classe II A.

3.3 Recirculação de Água de Lavagem de Filtros

A recirculação de água de lavagem de filtros para o início do processo tratamento de ETAs de ciclo completo é um método bastante usual, pois possibilita o reaproveitamento do volume de água que seria descartado. Entretanto, esse procedimento deve merecer atenção especial, tendo em vista que a água de lavagem pode conter contaminantes microbiológicos, carbono orgânico total, sub-produtos da desinfecção, sólidos suspensos, metais (principalmente Fe, Mn e Al) e compostos que podem causar gosto e sabor na água. A recirculação, portanto, pode causar impactos negativos na qualidade da água bruta. Segundo Kawamura (1991), o retorno de água de lavagem de filtros não deve ultrapassar a 10 % da vazão de água bruta afluyente a ETA, de modo a não prejudicar o processo de tratamento.

Para evitar problemas dessa natureza, a água de lavagem, antes de ser recirculada, deve passar por um tanque de sedimentação para remoção, com ou sem adição de polímeros e de desinfetantes, de parte dos sólidos presentes na água.

Assim como a ETA do Rio Manso, Seckler e Sobrinho (1998) citam as ETAs de Guaraú e Alto Boa Vista, operadas pela SABESP como exemplos de unidades que realizam a recirculação da água de lavagem dos filtros, em sistema semi-contínuo, sem impacto operacional.

3.4 Adensamento de Resíduos de ETAs

Os lodos de ETA, normalmente, necessitam de adensamento antes de se promover sua desidratação. O adensamento consiste na produção de um lodo concentrado onde seja possível a remoção do máximo de água de modo a reduzir custos com os processos posteriores.

O adensamento por gravidade, contínuo ou por batelada, promove a sedimentação dos lodos possibilitando a retirada do sobrenadante que pode ser recirculado para o início do processo

de tratamento de água. O lodo é mais facilmente adensado com a adição de polímeros. A concentração de sólidos totais que se obtém no adensamento de lodos contendo alumínio ou ferro, geralmente não ultrapassa a 3% (RICHTER,2001).

O adensamento por flotação promove, por meio de microbolhas de ar, a ascensão do lodo em direção à superfície da unidade de flotação. As microbolhas aderem-se às partículas de lodo pré- condicionado com polímero, aumentando o empuxo atuante, provocando a flutuação do resíduo. Pode-se obter por flotação concentrações de lodo acima de 3% de sólidos totais .

3.5 Desidratação de Lodos de ETA

A desidratação, ou remoção da parcela de água do lodo, tem por objetivo a redução de seu volume. A definição do tipo de sistema a ser utilizado depende de vários fatores, entre eles a área necessária para a implantação, o custo do terreno, a distância da estação até o destino final, as condições climáticas, o custo de equipamentos, a operação, o preparo de recursos humanos para operação e a necessidade de acondicionamento do lodo (CORDEIRO,1999).

Segundo Hsieh & Raghu *apud* Cordeiro (2001), a água, presente nos rejeitos de ETA, pode ser classificada em quatro categorias:

- Água livre: parcela de água que se move livremente por gravidade. Pode ser removida com relativa facilidade por sistemas mecânicos, por drenagem ou por evaporação;
- Água do floco: parcela que está intimamente ligada à partícula floculada. Para remoção dessa parcela é necessária uma relativa quantidade de energia;
- Água capilar: parcela fortemente ligada à partícula sólida. Move-se com a partícula. Para sua remoção é necessário força mecânica;
- Água adsorvida: parcela ligada quimicamente à partícula sólida coloidal. A remoção dessa água só é possível com a aplicação de altas temperaturas ou com a aplicação de elevada quantidade de energia.

O modelo apresentado na figura 3.1 apresenta as categorias descritas acima.



Figura 3.1. – Distribuição da água no floculo do lodo. Fonte: Adaptado de Smollen e Kaffar *apud* Realli (1999).

Os sistemas de desidratação podem ser classificados em sistemas naturais e sistemas mecânicos, conforme apresentado na tabela 3.5.

Tabela 3.5 – Sistema de desidratação de lodos

Sistemas naturais	Leitos de secagem Lagoas de lodo
Sistema mecânicos	Prensa desaguadora Centrífuga Filtro prensa Filtro a vácuo

3.5.1 Sistemas Naturais de Desidratação

Nos sistemas de desidratação natural, a remoção da água é realizada por evaporação natural, drenagem por gravidade ou drenagem induzida. Os dispositivos de desidratação natural mais comuns são as lagoas e os leitos de secagem. Esses sistemas são indicados para pequenas ETAs, usualmente com capacidade menor que 200 L/s (Richter,2000).

Como vantagens desses sistemas citamos o fato de serem menos complexos e os mais fáceis de operar. Como desvantagens: necessitam de maiores áreas, dependem das condições climáticas e o resíduo após seco é de difícil remoção.

Os leitos de secagem são tanques rasos compostos de camada suporte, meio filtrante e sistema de drenagem. São dimensionados para um período de carga de 3 a 4 meses.

As lagoas de secagem podem ser naturais ou artificiais (diques e escavações). A desidratação ocorre por drenagem e, principalmente, por evaporação. São três ou quatro vezes mais profundas que os leitos de secagem, pois no seu dimensionamento é considerado o período de carga de um ano.

Outro sistema de desidratação natural com uso difundido na Europa e EUA e agora está sendo disponibilizado no Brasil é o chamado “*geotubes*”. O sistema consiste no acondicionamento de lodo em containers de geotextil. Os pequenos poros do geotextil permitem a drenagem da água e a retenção dos sólidos. Após o enchimento e desidratação por drenagem, a secagem do lodo continua, já que o tecido permite a passagem de vapor de água. A figura 3.2 e 3.3 apresenta o processo.



Figura 3.2 – Acondicionamento do lodo no “*geotube*”. Fonte: Miratech

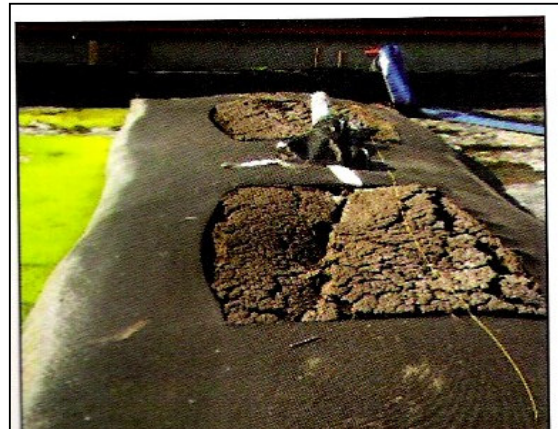


Figura 3.3 – “*Geotube*” após secagem e redução do volume do lodo. Fonte: Miratech

3.5.2 Sistemas Mecânicos de Desidratação do Lodo

Os sistemas mecânicos são indicados para unidades que possuem pouca disponibilidade de área, que desejam elevada concentração de sólidos na torta e que o tratamento ocorra em curto período de tempo (SCALIZE,2003).

As tecnologias disponíveis atualmente usam uma combinação dos princípios de sedimentação em campo de força centrífuga e de filtração. O condicionamento com polieletrólitos é necessário para desidratação de lodos contendo alumínio e ferro, de modo a aumentar o peso e o tamanho dos sólidos presentes no resíduo.

A tabela 3.6, adaptada de Cheremisinoff *apud* Richter (2001) descreve as principais características das tecnologias atualmente utilizadas.

Tabela 3.6 – Principais tecnologias de desidratação mecânica

Técnica	Aplicações	Limitações	Custo Relativo
Prensa desaguadora (figura 3.4)	Capaz de obter um lodo com 15 a 20% de sólidos totais.	Sua eficiência é muito sensível às características da suspensão. As correias podem se deteriorar rapidamente na presença de material abrasivo.	Baixo
Centrífuga	Capaz de obter um lodo desidratado com 15-35% de sólidos totais. Adequada para áreas com limitação de espaço	Não tão efetiva na desidratação como o filtro prensa. O tambor está sujeito a abrasão.	Médio
Filtro prensa (figura 3.5)	Usado para desidratar sedimentos finos. Capaz de obter torta com 40-50% de sólidos.	Troca de leito filtrante demorada. Elevado custo operacional e de energia	Alto
Filtro a vácuo	Mais indicado para desidratar sedimentos finos granulares, podendo obter torta de até 35-40% de sólidos .	O método é menos eficaz que o filtro prensa. Elevado consumo de energia.	Mais alto

Fonte: Adaptado de Cheremisinoff *apud* Richter (2001)

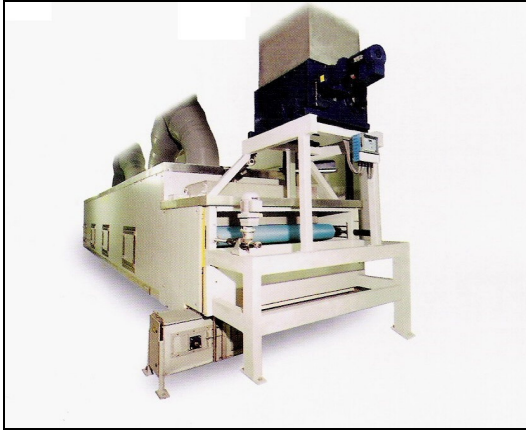


Figura 3.4 – Prensa desaguadora. Fonte: Netzsch



Figura 3.5 – Filtro Prensa. Fonte: Netzsch

Demattos *et al.*(2001) relatam testes realizados em escala real na ETA RM com diversos equipamentos de desidratação mecânica, obtendo-se os seguintes resultados:

- Centrífuga: produziu um torta com concentração média de 20 % de sólidos totais. Apresentou consumo elevado de polieletrólitos;
- Filtros de membrana: baixa eficiência tendo em vista o lodo da ETA RM ser viscoso, colmatando as membranas e dificultando a filtragem;
- Filtro prensa: produziu torta com concentração média de 40 % de sólidos totais. Menor gasto de polímero comparado à centrífuga, entretanto possui elevado custo de implantação.

3.6 Disposição Final de Lodos de ETA

São diversas as opções possíveis para disposição final do lodo, dependendo para cada caso de uma análise de viabilidade técnica, econômica e ambiental. Infelizmente, apesar da rígida legislação ambiental vigente no país, o lançamento em cursos de água continua sendo a prática mais adotada nas unidades de tratamento de água brasileiras. Esse procedimento só em casos especiais pode ser viabilizado, ou seja, quando a carga poluidora pode ser absorvida pelo corpo receptor, dependendo para isso de estudos especiais. Do mesmo modo, a descarga de lodos no mar está sujeita a legislação severa.

A disposição em lagoas de lodo, como disposição final, além de não ser um dos métodos mais eficientes, não permite o armazenamento por tempo muito longo. Chegada a hora, a torta sedimentada deve ser removida e disposta em outro local. A acumulação de lodo em lagoas apenas adia sua disposição final.

Podemos citar outros métodos alternativos de disposição final do lodo como a aplicação no solo, a disposição em aterro sanitário, o lançamento em ETEs, a incineração e a fabricação de produtos.

Segundo IBGE (2000), no Brasil, 71,8 % do total de 2.593 distritos que informaram praticar coagulação química no processo de tratamento da água, destinam o lodo gerado em rios e mares – Figura 3.6.

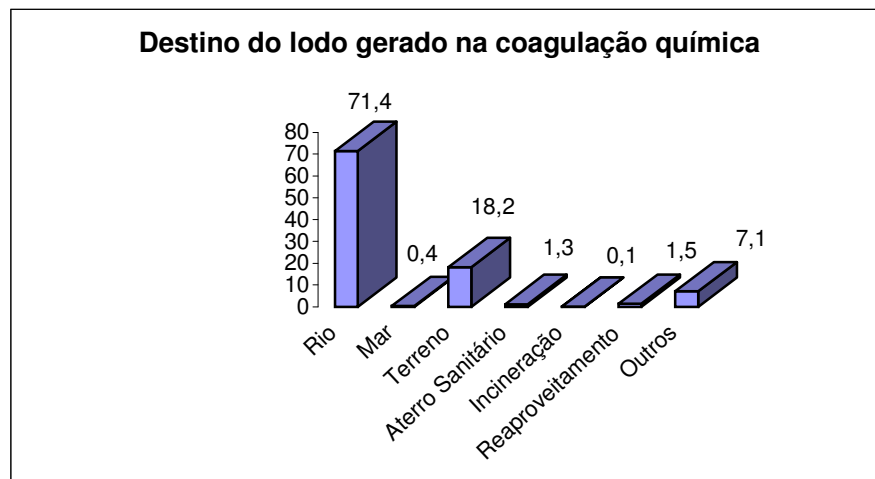


Figura 3.6- Destino de lodo gerado pelo processo de coagulação química da água - Ano 2000. Fonte: IBGE (2002)

3.6.1 Aplicação no Solo

A aplicação no solo consiste em espalhar os resíduos em solo natural ou na agricultura. A aplicação de lodos em solo torna-o mais poroso, permitindo maior retenção de umidade e aumentando sua coesividade (RICHTER,2001). Entretanto, há uma restrição em relação à concentração de metais e à possível contaminação que possam causar ao solo e ao lençol freático.

O lodo contendo alumínio adsorve o fósforo diminuindo a produtividade do solo. Segundo Brandão (1998) em países como a Alemanha e Estados Unidos esse tipo de disposição está

sendo abolido em virtude de questionamentos quanto aos teores permissíveis de metais pesados, a incertezas quanto aos efeitos dos contaminantes orgânicos e a políticas de proteção ambiental.

3.6.2 Disposição em Aterro Sanitário

Consiste na colocação controlada de lodo em depressão natural ou vala escavada para posterior cobertura com terra. Tem elevados custos de implantação. Como os lodos devem ser transportados para a área de lançamento, geralmente em caminhões, o lodo deve ter concentrações acima de 20 % de sólidos.

Os resíduos de ETA podem ser dispostos em aterros construídos exclusivamente para eles ou codisposto em aterros sanitários municipais. A codisposição fundamenta-se no fato de que muitos resíduos perigosos podem ser diluídos e dispersos na massa total do aterro sem alteração das reações biológicas. BIDONE *et al.*(2001) verificaram que a codisposição de lodos de ETAs e resíduos sólidos estritamente orgânicos, em proporção em torno e 50% de resíduo sólido, favoreceu a lixiviação do Al(III), devido as altas concentrações de ácidos graxos no meio. Ao contrário, a codisposição com resíduos de baixo conteúdo orgânico, não apresentou riscos de lixiviação para o ambiente de Al (III).

3.6.3 Lançamento nas ETEs

O lançamento de resíduos de ETA em ETE é uma solução vantajosa do ponto de vista operacional. Entretanto transfere a responsabilidade do tratamento e disposição final para a ETE.

Os impactos decorrentes dessa prática no sistema de transporte de esgoto e nos tratamentos biológicos da ETE, devem ser avaliados. Antes de se lançar resíduos de ETA nas redes de esgoto é aconselhável a realização de uma equalização da vazão de descarga. A rede coletora de esgoto, geralmente, é projetada com declividade adequada para transporte de sólidos sanitários, em geral suficientes para receber resíduos de ETAs.

Na ETE o lançamento de resíduos de ETA interfere, principalmente, nos digestores de lodo e nos decantadores primários que recebem a maior parte das impurezas. Scalize (2003) estimou o efeito do lançamento de lodos de ETA contendo alumínio em decantadores primários de

ETE. O resíduo da ETA melhorou a qualidade do sobrenadante mas apresentou interferências negativas sobre o desenvolvimento de microrganismos metalogênicos do lodo produzido no decantador. Verificou ainda, em estação piloto composta de lagoa de aeração seguida de lagoa de sedimentação que recebeu lodo contendo ferro, melhora na qualidade do efluente.

3.6.4 Incineração

A prática de incineração é pouco utilizada em função do baixo valor calórico dos lodos de ETAs e dos elevados custos inerentes ao processo. Além disso a incineração gera cinzas que também necessitam de disposição adequada.

3.6.5 Fabricação de produtos

Várias pesquisas têm sido feitas com a incorporação de lodos de ETA contendo Al e Fe na fabricação de tijolos, material refratário, pavimentação de estradas e na produção de cimentos.

A adição de resíduos de ETA na fabricação desses produtos geralmente não altera suas características, entretanto deve-se levar em conta os custos envolvidos no transporte até o ponto de utilização.

Os materiais brutos utilizados na produção de cimento contêm óxidos na forma de carbonatos ou sulfatos, componentes encontrados nos lodos de ETAs, podendo substituir em certa proporção as matérias primas da indústria de cimento.

Sales & Cordeiro (2001) verificaram que a adição de resíduos de ETA em conjunto com entulhos de obras civis se mostrou-se viável em matrizes de argamassa e concreto não estrutural.

3.7 Recuperação e Reciclo de Coagulantes

Hidróxidos metálicos são os principais constituintes de lodo de ETAs, representando entre 50 e 75% dos sólidos presentes no resíduo. Os hidróxidos de alumínio e ferro têm boa solubilidade em meios ácidos e alcalinos, possibilitando, com o simples ajuste de pH a recuperação de coagulantes. O método permite uma drástica redução do volume e massa de lodo e possibilita a reutilização dos coagulantes recuperados. É importante lembrar que quanto maior o volume de coagulante recuperado menor é o volume de lodo residual.

Os coagulantes podem ser recuperados por via ácida, alcalina e troca iônica utilizando-se resinas ou membranas. O método mais utilizado para recuperação de coagulante é o método por via ácida, mas são muito poucas as unidades que praticam a recuperação de coagulante. A primeira instalação desse tipo foi em Higashimuray-ama, em Tóquio, em 1964 (BRANDÃO, 1998). Nos anos 60 a recuperação de coagulantes de lodos contendo alumínio era relativamente popular no Japão onde chegaram a ser instaladas 15 unidades (MONTGOMERY, 1985).

A partir dos anos 70, foram realizados nos Estados Unidos diversos estudos em escala piloto e em escala real, sendo implantado o sistema de recuperação de coagulantes em ETAs localizadas em Richmond, Montgomery e Durham na Carolina do Norte (BRANDÃO, 1998), Atlanta na Geórgia, Athens no Tennessee (SAUNDERS *et al.*, 1991) e Tampa na Flórida (O'CONNOR, 1971).

3.7.1 Recuperação por via ácida

A recuperação de coagulantes por via ácida é obtida adicionando ácido sulfúrico ou ácido clorídrico em lodos contendo alumínio ou ferro. As reações da solubilização de hidróxidos de alumínio e ferro utilizando-se ácido sulfúrico e ácido clorídrico estão apresentadas na tabela 3.7.

Tabela 3.7 - Reações de hidróxidos de Al e Fe com ácido sulfúrico e clorídrico

Tipo de resíduo	Ácido	Reação
Alumínio	H ₂ SO ₄	$2 \text{ Al(OH)}_3 \cdot 3 \text{ H}_2\text{O} + 3 \text{ H}_2\text{SO}_4 + 2 \text{ H}_2\text{O} \longrightarrow \text{ Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{ H}_2\text{O}$
Ferro	H ₂ SO ₄	$2 \text{ Fe(OH)}_3 + 3 \text{ H}_2\text{SO}_4 + 3 \text{ H}_2\text{O} \longrightarrow \text{ Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9 \text{ H}_2\text{O}$
Ferro	HCl	$\text{ Fe(OH)}_3 + 3 \text{ HCl} + 3 \text{ H}_2\text{O} \longrightarrow \text{ FeCl}_3 \cdot 6 \text{ H}_2\text{O}$

Fulton (1974) descreve a recuperação de sulfato de alumínio de resíduos de ETA por via ácida em três etapas. A primeira é o espessamento do lodo para concentrações acima de 2%. A segunda etapa é a reação do lodo com ácido sulfúrico. Para isso recomenda a acidificação do lodo no pH 2 de modo a conseguir melhor sedimentação do resíduo. A terceira etapa é a separação da solução de sulfato de alumínio do material em suspensão por sedimentação, ou em sedimentação seguida da filtração. A figura 3.7 ilustra o processo proposto por Fulton.

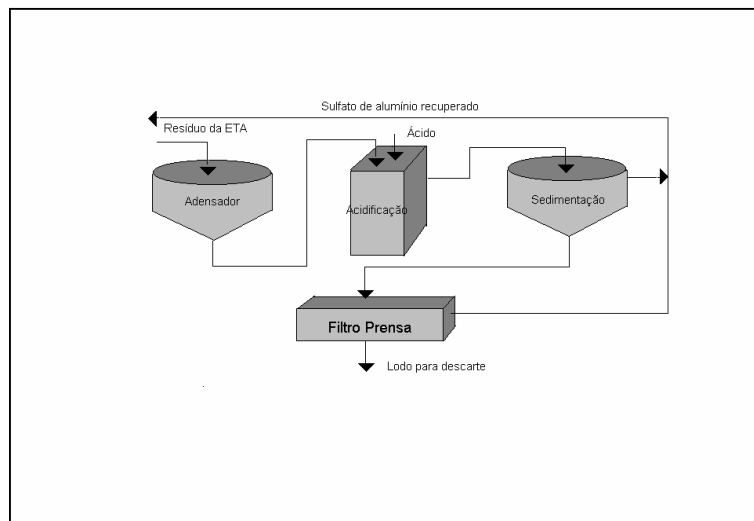


Figura 3.7 - Processo de recuperação de coagulantes por via ácida proposto por Fulton

Westerhoff & Daily (1974) conseguiram, em estação piloto redução do volume de 79% e recuperação de alumínio de 75%. Segundo o autor, estações operadas no Japão obtinham recuperação de alumínio entre 50 e 70%. Bishop *et al* (1987) obtiveram na ETA de Durhan, EUA, recuperação de aproximadamente 75% do alumínio inserido na água bruta e redução do volume de lodo na faixa de 27 a 53%. Piotto (1995) conseguiu recuperados com teores de Al médios de 60% da concentração inicial apresentada pelo resíduo. Demattos *et al.*(2001) obtiveram redução de até 83% do volume de lodo contendo ferro acidificados em pH 2 após 50 minutos de sedimentação.

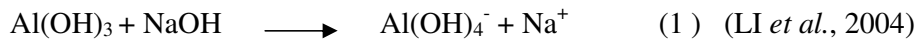
Li *et al.* (2004) verificaram que a acidificação reduziu a resistência específica do lodo facilitando a desidratação. A resistência foi reduzida à medida que o pH foi reduzido.

Como limitação do processo de recuperação por via ácida pode ser citado o fato de que esse processo não permite uma solubilização seletiva dos hidróxidos de Al ou Fe. Junto aos hidróxidos são também solubilizados no coagulante recuperado outros metais como Mn e Fe, podem influir negativamente no tratamento de água quando os coagulantes recuperados são aplicados na ETA. O processo também solubiliza matéria orgânica natural (MON) resultando no aumento de carbono orgânico dissolvido possibilitando assim a formação de trihalometanos (THM) e outros subprodutos orgânicos indesejados caso a estação onde está

sendo aplicado o recuperado realize a pré-cloração ou a desinfecção com cloro (PRAKASH, 2004)

3.7.2 Recuperação por via alcalina

O processo de recuperação por via alcalina realiza a solubilização de hidróxidos de Fe e Al em pH maior que 11. As reações de solubilização dos hidróxidos de alumínio por via alcalina utilizando NaOH ocorrem segundo a equação (1).



Masschelein *et al* (1985) realizaram pesquisas utilizando como álcalis NaOH e Ca(OH)₂ no lodo de alumínio da ETA de Brussels na Bélgica, otimizando o pH de solubilização entre 11,4 e 11,8 para NaOH e 11,2 a 11,6 para Ca(OH)₂. A utilização de Ca(OH)₂ reduziu em 10 a 15% o teor de metais no lodo residual em comparação aos resultados com NaOH. No entanto os teores de recuperação de coagulantes foram de 30% para Ca(OH)₂ e de 80% com NaOH.

Piotto (1995) utilizando NaOH conseguiu solubilização de alumínio em testes de recuperação maiores que 70%, entretanto observou grande instabilidade das espécies hidrolisáveis ao longo do tempo.

Como o processo de recuperação por via ácida, a regeneração por via alcalina não é um processo seletivo, solubilizando outros compostos presentes no lodo.

3.7.3 Recuperação por troca iônica

A grande vantagem desse processo é que permite a recuperação de coagulantes de forma seletiva, aumentando a qualidade do coagulante recuperado, podendo ser realizado utilizando-se resinas especiais ou membranas de troca iônica. Estes processos são relativamente novos, tendo sido realizados somente em laboratório e em escala piloto.

Prakash *et al* (2004) utilizaram em seus experimentos dois tipos de membranas de troca iônica de estruturas homogêneas (Nafion 117 da Dupont) e heterogêneas (Ionac 3470 da Sybron Chemicals) em células de membrana *Donnan*. As células de membrana *Donnan* são divididas em duas câmaras pela membrana de troca catiônica permitindo a migração de um lado para outro da célula apenas de cátions. A figura 3.8 ilustra o processo. Conforme a figura, com a

manutenção no lado direito da câmara de uma elevada concentração de H^+ , íons de alumínio migram do lado esquerdo para o lado direito da célula, ou seja, da região de menor concentração, para a região de maior concentração de íons de hidrogênio. Precipitados de alumínio são dissolvidos e concentrados no lodo direito, cargas negativas da matéria orgânica natural, sulfatos e cloretos não atravessam a membrana. Foi verificada a possibilidade de recuperação seletiva de alumínio mesmo em lodos com altas concentrações de sólidos e de MON.

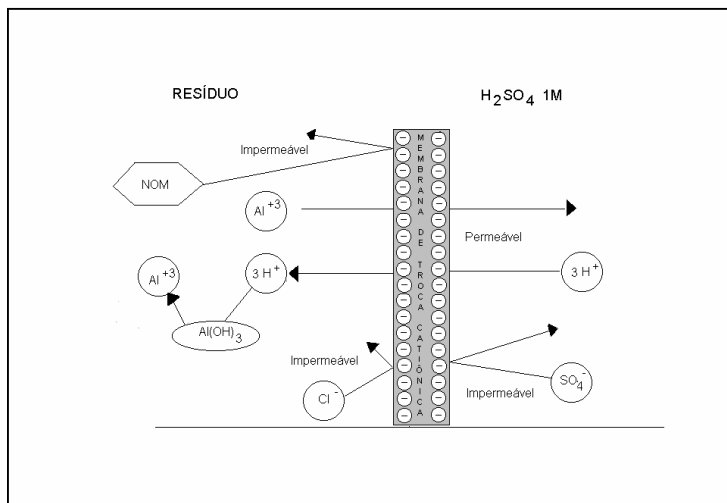


Figura 3.8 - Esquema da recuperação seletiva de alumínio de resíduos de ETA pelo processo *Donnan*. Fonte: Prakash *et al.* (2004)

Petruzelli *et al.* (2004) obtiveram a recuperação seletiva de alumínio de resíduo de ETA utilizando resina catiônica Purolite C106 fabricada pela Purolite. O resíduo de ETA foi acidificado até pH 3,5 e encaminhado à coluna contendo a resina. Os coagulantes obtidos pelo processo apresentaram qualidade superior à de coagulantes comerciais em relação a concentração de metais contaminantes.

3.7.4 Possibilidades de aplicação do recuperado

As principais aplicações de coagulante recuperado de resíduos de ETA são no tratamento de água e no tratamento de esgotos domésticos e industriais.

O coagulante recuperado apresenta eficiência similar ao coagulante comercial no tratamento de água (MASSCHELIN, 1985, BISHOP, 1987, BRANDÃO, 1998 e DEMATTOS, 2001). Contudo, estudos realizados por Piotto (1995) com coagulantes recuperados por via alcalina não comprovaram sua eficiência.

Fulton (1974) alerta que seguidas resolubilizações de lodo após a aplicação do recuperado em ETAs pode aumentar a concentração de Fe e Mn no coagulante, podendo causar algum impacto no tratamento de água. Bishop *et al.*(1987) obteve maiores valores de carbono orgânico total e percussores de THM no tratamento da água com sulfato de alumínio recuperado.

Masides et al. (1988) utilizando coagulante recuperado em ETE, conseguiu sedimentação similar a obtida com o coagulante comercial. Piotto (1995) comprovou a grande eficiência de coagulantes regenerados em ensaios de coagulação com esgoto bruto, esgoto decantado, efluente de filtro anaeróbio, efluente de lagoa facultativa e efluente de fábrica de celulose. Silva & Brandão (2003) constataram eficiência do recuperado similares à do sulfato de alumínio comercial no polimento final para remoção de fósforo de unidades de tratamento de esgoto.

3.7.5 Viabilidade econômica da recuperação de coagulantes

Os custos para implantação e operação de sistemas de recuperação de coagulantes de resíduos e sua aplicação na ETA podem ser compensados pela economia gerada pelo menor consumo de coagulantes comerciais. Além disso, em consequência da redução de volume de resíduos, são necessários menores recursos para seu transporte e disposição final.

Bishop *et al.*(1987) avaliando a aplicação do método em escala real, em Durham, EUA, verificaram redução em 40% nos custos de tratamento, transporte e disposição e 28% nos custos com coagulantes.

Estudos de viabilidade econômica da recuperação de coagulantes realizados por Brandão (1998) indicaram que a aplicação de coagulante recuperado em ETAs ou ETEs de municípios com populações de 20.000 a 50.000 habitantes é viável.

Bratby (1980) ressalta que apesar da melhoria das condições de desidratação do resíduo acidificado, em alguns casos o custo do coagulante recuperado pode ficar maior do que o do coagulante comercial não compensando o processo de recuperação por via ácida. Entretanto, em alguns casos, os benefícios ambientais advindos da aplicação do processo, como a redução do volume de lodo a ser disposto e a reutilização do coagulante recuperado sobrepõem a questão meramente econômica.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo será realizada uma descrição da ETA RM e das etapas para investigação experimental da recuperação de coagulantes por via ácida do lodo adensado na UTR e da aplicação do coagulante recuperado em jarrestes, conforme apresentado no fluxograma 4.1.

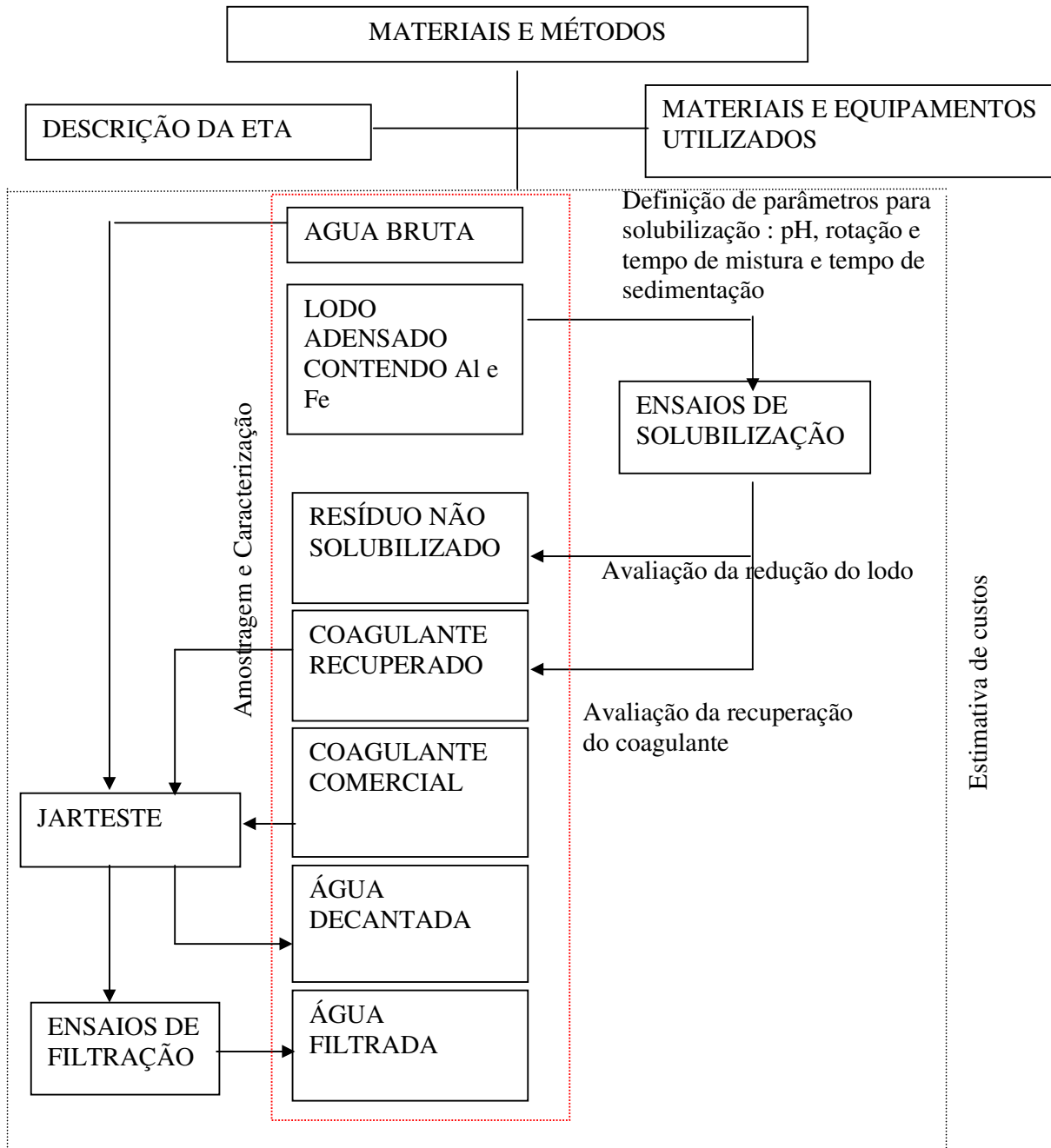


Figura 4.1 – Fluxograma da investigação experimental

4.1 Estação de Tratamento do Rio Manso

A ETA RM é responsável por cerca de 30% da produção de água tratada que abastece a Região Metropolitana de Belo Horizonte, com uma vazão média de 3500 L/s. É uma estação do tipo ciclo completo constituída por 16 conjuntos de flocculadores mecânicos de fluxo axial, com 3 câmaras cada, 4 decantadores de fluxo horizontal e 10 filtros rápidos descendentes de dupla camada. Para o tratamento de água é necessário a aplicação de produtos químicos em diversas etapas do tratamento. Para a oxidação e desinfecção da água é aplicado cloro gasoso, para coagulação é utilizado o sulfato de alumínio ou o cloreto férrico, para a correção do pH utiliza-se cal virgem e para a fluoretação é aplicado ácido fluorsilícico. A figura 4.2 apresenta uma vista aérea da ETA RM e a figura 4.3 um esquema geral do tratamento de água.



Figura 4.2 - Vista aérea da ETA Rio Manso – Brumadinho

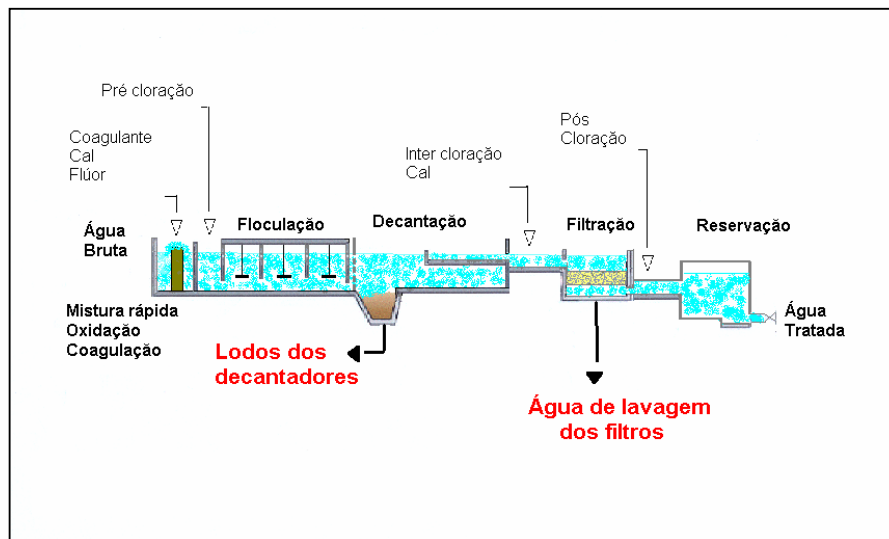


Figura 4.3 – Esquema Geral da Estação de Tratamento de Água do Rio Manso

Os lodos sedimentados nos decantadores são descarregados em intervalos variáveis, após uma, duas ou três raspagens de fundo de cada decantador. Cada raspagem dura 1 hora e 8 minutos. Este procedimento é realizado por raspadores mecanizados tipo *monorake* instalados em cada um dos quatro decantadores da ETA. Após as raspagens, o lodo é acumulado em cinco pirâmides invertidas localizadas junto a entrada de cada decantador. Cada pirâmide possui válvulas automáticas para descarga de lodo, com tempo de abertura / fechamento de 60 segundos. Após a raspagem o lodo é descarregado por gravidade nos adensadores da UTR através de tubulação de ferro fundido de 300 mm, numa extensão de 160 metros.

Com relação às águas provenientes das lavagens dos filtros, essas também são encaminhadas para tratamento em intervalos variáveis conforme a duração da carreira de filtração de cada filtro.

A UTR do Sistema Rio Manso promove a redução do volume de resíduos da ETA através de adensamento de lodo e sua posterior desidratação natural. A água recuperada no processo de tratamento de resíduos é recirculada para a ETA. A UTR conta com dois decantadores de fluxo horizontal de 780 m³ cada, dois adensadores por gravidade de 143 m³ cada, casa de química, elevatória de lodo adensado, elevatória de lodo sedimentado, elevatória de água recuperada e cinco lagoas de lodo com 2013 m³ cada. A figura 4.4 apresenta uma vista aérea da UTR, a figura 4.5 um esquema geral do tratamento de resíduos no Sistema Rio Manso.



Figura 4.4 – Vista aérea da UTR – Rio Manso

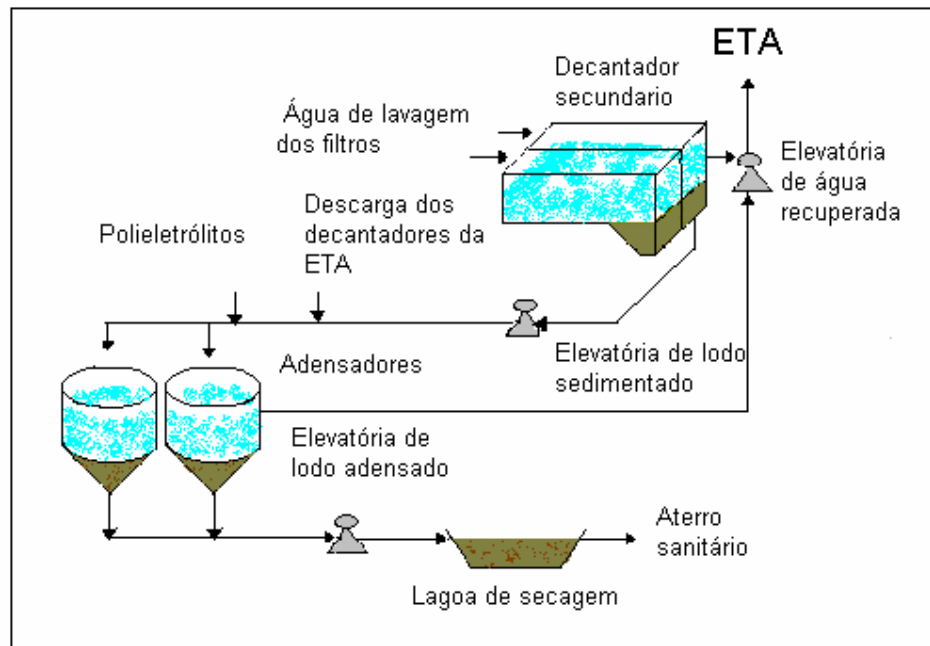


Figura 4.5 – Esquema Geral do Tratamento de resíduos na UTR- Rio Manso

As descargas dos decantadores da ETA, após a aplicação de polieletrólito aniônico, são encaminhadas aos adensadores da UTR. Os dois adensadores têm seu funcionamento regulado pelo nível máximo de água. Após 15 minutos, necessários para que o lodo se adense por sedimentação flocculenta, a água recuperada é enviada para a adutora de água bruta afluyente a ETA e o lodo adensado é encaminhado até as lagoas de lodo para desidratação natural. O tempo de descarga dos adensadores é de 7 minutos.

Já as águas de lavagem dos filtros são encaminhadas aos decantadores da UTR onde os resíduos são sedimentados. A água decantada é recirculada para a ETA, através da elevatória de água recuperada, e o sedimentado é recalado para os adensadores após aplicação de polieletrólito. A figura 4.6 apresenta o momento em que o adensador recebe o lançamento de lodos provenientes dos decantadores da ETA, a figura 4.7 o momento em que os decantadores da UTR recebem a água proveniente da lavagem dos filtros e a figura 4.8 a lagoa cheia de lodo adensado.

É importante salientar que as unidades da UTR trabalham por batelada, visto que a produção de resíduos na ETA é intermitente. Os decantadores da UTR recebem o volume correspondente a uma lavagem de filtro, cerca de 550 m³, que permanece decantando durante 1 hora. Após este período, a água decantada é recirculada até a adutora de água bruta afluyente a ETA. Este procedimento é repetido mais uma vez para, então, se realizar o recalque do lodo sedimentado - volume proveniente da sedimentação dos resíduos da água de lavagem de dois filtros – até os adensadores.

Após a secagem do resíduo nas lagoas, iniciam-se os procedimentos para retirada, transporte e disposição em aterro controlado, localizado próximo à ETA do Sistema Manso. A figura 4.9 mostra a retirada de lodo das lagoas para transporte até o aterro controlado e a figura 4.10 uma vista geral de uma trincheira do aterro controlado.

No período estudado a ETA Rio Manso aplicou no tratamento de água sulfato de alumínio líquido e cloreto férrico, sendo esses, portanto, os únicos produtos abordados com relação a recuperação por via ácida.



Figura 4.6 - Adensador da UTR recebendo lodos provenientes dos decantadores da ETA



Figura 4.7 - Decantadores da UTR recebendo água proveniente da lavagem dos filtros



Figura 4.8 - Lagoas de lodo recebendo lodo adensado.



Figura 4.9 – Retirada de resíduo da lagoa de lodo para disposição em aterro controlado



Figura 4.10 – Vista geral do aterro controlado

4.2 Materiais e equipamentos

Para caracterização das amostras e realização dos ensaios de solubilização e jarteste foram utilizados os equipamentos listados na tabela 4.1. Nos experimentos foram ainda utilizados, pipetas, funis, pêras, frascos Erlenmayer, béqueres, provetas graduadas, baldes plásticos, cronômetro, cápsulas de porcelana, frascos âmbar para armazenamento de amostras de água bruta- AB, água filtrada - AF, lodo adensado - LA, lodo não solubilizado - LNS, coagulante recuperado - REC e coagulante comercial - CC.

Tabela 4.1- Equipamentos utilizados durante a pesquisa

Parâmetro	Instrumentação Utilizada
Cor aparente Turbidez	Turbidímetro AN2100-Hach (Figura 4.11)
pH	Medidor de pH digimed-DMPH-2 (Figura 4.12)
Série Sólidos: totais -ST, totais fixos -STF, totais voláteis - STV, sedimentáveis - SSE, suspensos totais - SST, suspensos fixos - SSF, suspensos voláteis -SSV, dissolvidos totais -SDT, dissolvidos fixos -SDF, dissolvidos voláteis - SDV.	Mufla Fanen 412 Estufa Fanen A -HT Balança analítica Sartorius
DQO	Espectrofotômetro Varian UV -VIS 634-S
Ag, Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Se, Sb e Zn	Espectrofotômetro de Absorção Atômica AA1475 Varian (Figura 4.13) ⁽¹⁾ Espectrofotômetro de Absorção Atômica Perkin Elmer 3300 ⁽²⁾
Ensaio de solubilização e jarteste	Nova ética modelo LDB - (Figura 4.14)
Al total solúvel Fe total solúvel Basicidade Livre Fe ⁺³ Fe ⁺² Acidez Livre Resíduo Insolúvel em água Massa específica	Mufla Fanen 412 Balança analítica Sartorius Estufa Fanen A -HT

⁽¹⁾ Equipamento existente na Divisão do Laboratório Central da COPASA - DVLB e laboratório privado.

⁽²⁾ Equipamento existente no Laboratório do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG -DESA



Figura 4.11 - Turbidímetro AN 2100-Hach



Figura 4.12 – Medidor de pH Digimed DMPH-2



Figura 4.13 - Espectrofotômetro de Absorção Atômica AA1475 – Varian

Para sedimentação das amostras de lodo adensado após acidificação, foram utilizados balões de sedimentação de 2000 mL até o mês de setembro de 2004. A partir deste período, visando facilitar a investigação e produzir maiores volumes de LNS e REC, foi utilizada coluna de sedimentação, construída em acrílico, com volume total de 20 L, conforme mostrado na figura 4.14.

Para acidificação do lodo adensado foi utilizado ácido sulfúrico ou ácido clorídrico cujas características estão mostradas na tabela 4.2. O HCl utilizado foi produzido no processo de síntese do cloro e hidrogênio na forma gasosa, em fornos especiais. Devido aos contaminantes que podem ser inseridos no tratamento de água não deve ser utilizado HCl gerado de processos orgânicos.

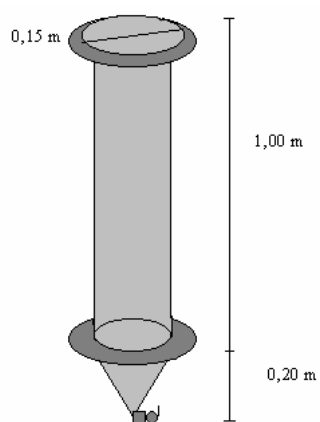


Figura 4.14 – Coluna de sedimentação

Tabela 4.2- Especificação dos ácidos utilizados nos ensaios de solubilização

Ácido	Especificação
Ácido sulfúrico	Fórmula: H_2SO_4 Concentração: 98% Fabricante: Sufal Química Densidade: 1,84
Ácido clorídrico	Fórmula: HCl Concentração: 33,3% Fabricante: Carbocloro Densidade: 1,15

Após os ensaios de jarteste, a água decantada foi filtrada em filtro de papel Whatman n° 40, conforme sugerido por Di Bernardo (2002).

4.3 Amostragem

Considerando que os resíduos da ETA RM são adensados na UTR, foi este o resíduo definido como objeto dos estudos de recuperação de coagulantes por via ácida. O lodo foi recolhido no barrilete de sucção da elevatória de lodo adensado. A figura 4.15 mostra o momento de retirada de uma amostra para realização dos ensaios de solubilização. Conforme descrito no item 4.1, o recalque de lodo adensado dura 7 minutos, assim sendo, o volume de lodo retirado para caracterização e para cada bateria de ensaios de solubilização, cerca de 30 litros, foi recolhido ao longo do período de descarga, ou seja, 10 litros após 2 minutos, 4 minutos e 6 minutos de descarga, de modo a se obter uma amostra mais homogênea e representativa da descarga total do adensador.

Outra amostra importante que foi analisada e utilizada em ensaios foi a de água bruta. As amostras foram recolhidas no laboratório da casa de química, para onde a AB é bombeada continuamente, advinda da estrutura de chegada de água bruta da ETA. O volume recolhido dependeu do objetivo da amostragem. Para da caracterização da água, foram recolhidos 3 litros e para realização de cada teste de jarro foram recolhidos 12 litros. A figura 4.16 mostra o momento de recolhimento de água bruta na ETA.



Figura 4.15 – Retirada de amostra de lodo adensado no barrilete de sucção da elevatória de lodo da UTR



Figura 4.16 - Retirada de amostra de água bruta no laboratório da ETA Rio Manso

As amostras de coagulante comercial utilizado nos ensaios foram recolhidas diretamente da linha de aplicação do coagulante na ETA durante o período de realização dos testes. A cada bateria de ensaios foi recolhido o volume de 1 litro.

As amostras de coagulante recuperado (2 litros) e lodo não solubilizado (2,5 litros) foram recolhidas após ensaios de solubilização descritos no item 4.6 e as amostras de água decantada (500 mL) e água filtrada (2,5 litros) foram recolhidas após testes de jarro descritos nos itens 4.10 e 4.11.

Os estudos abrangeram o período de maio de 2003 a fevereiro de 2004 de modo a permitir a realização de ensaios com diferentes tipos de lodos produzidos na estação de tratamento de água. A frequência de amostragem e o número de ensaios e caracterizações realizados estão apresentados na tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Frequência de amostragem, ensaios e parâmetros analisados

Amostra	Frequência	Ensaio e parâmetros analisados	Realizado
Água Bruta	Mensal	Caracterização físico- química: cor aparente, turbidez, pH;	9
	Mensal	Série sólidos ST,STF,STV, SSE, SST, SSF, SSV, SDT, SDF, SDV e DQO.	8
		Dosagem de coagulante aplicada	9
	Mensal	Ensaio jarreste	8
	Bimestral	Metais: Ag, Al, Ba, Cd, Cr total, Cu, Fe total,	4
	Bimestral	Hg, Mn total, Ni, Pb, Sn, Sb e Zn	4
	Bimestral	Outros: As, Se e Cianetos	4
Lodo Adensado	Mensal	Caracterização físico- química: pH, ST,STF,STV, SSE, SST, SSF, SSV, SDT, SDF, SDV e DQO.	8
	Mensal	Ensaio de solubilização	102
	Bimestral	Metais: Ag, Al, Cd, Cr total, Cu, Fe total, Hg, Mn total, Ni, Pb, Sn e Zn	4
	Bimestral	Outros: As e Se	4
Lodo não solubilizado	Mensal	Caracterização físico- química: pH, ST,STF,STV, SSE, SST, SSF, SSV, SDT, SDF, SDV e DQO	8
	Bimestral	volume.	102
	Bimestral	Metais: Ag, Al, Cd, Cr total, Cu, Fe total, Hg, Mn total, Ni, Pb, Sn e Zn	4
	Bimestral	Outros: As, Se	4
Coagulante recuperado	Bimestral	Caracterização físico- química: Al total solúvel ⁽¹⁾ , Fe total solúvel ⁽¹⁾ , Basicidade Livre ⁽¹⁾ , Fe ⁺³ ⁽²⁾ , Fe ⁺² ⁽²⁾ , Acidez Livre, Resíduo Insolúvel em água, Massa específica	10
	Bimestral	volume.	102
	Bimestral	Metais: Ag, Al, Cd, Cr total, Cu, Fe total, Hg, Mn total, Ni, Pb, Sn e Zn	4
	Bimestral	Outros: As e Se	4
Coagulante comercial	Bimestral	Caracterização físico- química: Al total solúvel, Fe total solúvel, Basicidade Livre, Fe ⁺³ , Fe ⁺² , Acidez Livre, Resíduo Insolúvel em água, Massa específica	4
Água decantada	Bimestral	Caracterização físico- química: cor aparente, turbidez, pH	8
	Bimestral	Ensaio de filtração	4
Água Filtrada	Bimestral	Caracterização físico- química: cor aparente, turbidez, pH	4
	Bimestral	Metais: Ag, Al, Ba, Cd, Cr total, Cu, Fe total, Hg, Mn total, Pb, Sb e Zn	4
	Bimestral	Outros: As, Se e Cianetos	4

⁽¹⁾ Parâmetros medidos apenas sulfato de alumínio recuperado

⁽²⁾ Parâmetros medidos apenas no cloreto férrico recuperado

As amostras foram conservadas conforme estabelecido no *Standard Methods for Water and Wastewater Examination 20^a Edition*, APHA(1999).

A caracterização das amostras de metais, As e Se no lodo adensado, coagulante recuperado e lodo não solubilizado foi realizada por duas vezes em laboratório privado e por duas vezes no laboratório do DESA. No laboratório privado, 100 mL de cada produto foram atacados com 5 mL de ácido nítrico e 5 mL de ácido clorídrico. Para análise de metal, os 100mL de cada produto foram reduzidos, em chapa aquecedora para 50 mL. As amostras de As e Se, 100 mL foram reduzidos à 25 mL.

No DESA, para realização das análises de metais as amostras foram agitadas vigorosamente. Foram medidos 50 mL em proveta que foram atacadas com 10 mL de ácido nítrico concentrado (65%) e 5 gotas de água oxigenada a 30%. A amostra foi então levada a seco em chapa e retomada com 20 mL de ácido nítrico 1:1. Posteriormente, foi realizada fervura e filtração em papel de filtro quantitativo. O filtrado, então, foi avolumado a 50 mL com água deionizada e analisado no espectrofotômetro. O papel de filtro com o resíduo da filtração foi colocado em bequer, e atacado com 20 mL de ácido nítrico 1:1. A solução foi levada a seco e retomada com 10 mL de ácido nítrico 1:1 e 5 gotas de água oxigenada 30%. Após fervura a solução foi filtrada em papel de filtro e o filtrado avolumado até 50 mL com água deionizada para análise no espectrofotômetro. Finalmente, o papel filtro com o resíduo da segunda filtração, foi calcinado a 650 °C e, posteriormente, atacado com 20 mL de ácido nítrico 1:1. Foi realizada fervura e filtração em papel de filtro. O filtrado foi avolumado com adição de água deionizada até o volume de 50 mL e levado para análise em espectrofotômetro. Para cálculo das concentrações de metais foi utilizada a fórmula (2).

$$\mu\text{g/mL do metal} = \frac{(\mu\text{g/mL no filtrado} \times 50\text{mL} + \mu\text{g/mL resíduo 1} \times 50\text{mL} + \mu\text{g/mL resíduo 2} \times 50\text{mL})}{50 \text{ mL}} \quad (2)$$

A tabela 4.4 apresenta para cada parâmetro sua correspondente metodologia de análise.

Tabela 4.4- Metodologia de análise para caracterização das amostras

Parâmetro	Metodologia
Cor aparente	Espectrofotometria – comprimento de onda – 455 nm
Turbidez	Nefelométrico
pH	Eletrodo combinado prata/cloreto de prata
Sólidos totais -ST	Secagem em estufa a 103° C por 1 hora
Sólidos Totais Fixos -STF	Calcinação da amostra durante 1hora a 550°C
Sólidos Totais Voláteis - STV	Diferença entre ST e STF
Sólidos Sedimentáveis - SSE	Decantação em cone Imhoff
Sólidos Suspensos Totais - SST	Filtração em membrana, secagem em estufa a 103°C por 1 hora
Sólidos Suspensos Fixos - SSF	Calcinação da amostra durante 1h a 550°C
Sólidos Suspensos Voláteis -SSV	Diferença entre SST e SSF
Sólidos Dissolvidos Totais -SDT	Filtração em membrana, secagem em estufa a 180°C por 1 hora
Sólidos Dissolvidos Fixos -SDF	Calcinação da amostra durante 1h a 550°C
Sólidos Dissolvidos Voláteis - SDV	Diferença entre SDT e SSF
DQO	Titulométrico
Ag	Atomização em chama
Al	
As	
Ba	
Cd	
Cr total	
Cu	
Fe total	
Hg	
Mn total	
Ni	
Pb	
Sb	
Sn	
Se	
Zn	
Cianetos	Titulométrico
Al total solúvel (como % de Al ₂ O ₃)	MB – 3125 (ABNT,1989)
Fe total solúvel (como % de Fe ₂ O ₃)	MB – 3126 (ABNT,1989)
Basicidade Livre	MB – 3127 (ABNT,1989)
Fe ⁺³ (como % FeCl ₃)	T.094/1 (COPASA,1990)
Fe ⁺² (como Fe ⁺² / Fe Total)	T.094/1 (COPASA,1990)
Acidez Livre	MB – 3127 (ABNT,1989) e T.094/1 (COPASA,1990)
Resíduo Insolúvel em água	MB – 3124 (ABNT,1989) e T.094/1 (COPASA,1990)

4.4 Caracterização da Água Bruta

A água bruta afluyente a ETA foi coletada no mesmo dia da coleta do lodo adensado. Apesar da água caracterizada não ser especificamente aquela que gerou o lodo adensado na UTR, ela é uma boa referência visto que o manancial do Sistema Rio Manso constitui-se de captação superficial em represa com alto tempo de detenção cuja alteração da qualidade da água não acontece bruscamente como normalmente ocorre em captações realizadas em cursos de água.

A medida e leitura dos parâmetros cor aparente, turbidez e pH e os ensaios de jarreste foram realizados no laboratório da ETA RM, todos os outros parâmetros listados na tabela 4.3 foram determinados na Divisão do Laboratório Central da COPASA- DVLB.

Os parâmetros para caracterização da água bruta foram escolhidos de modo a relacionar a qualidade da água bruta à qualidade do lodo adensado. Alguns parâmetros selecionados estão relacionados nas resoluções CONAMA n.357 (Brasil, 2005) e deliberação COPAM n.10 (Minas Gerais,1986) permitindo uma análise da compatibilidade entre a característica da água bruta e o tipo de tratamento existente na ETA RM.

4.5 Caracterização do Lodo Adensado

Após coleta no barrilete de recalque, conforme descrito no item 4.3, o lodo adensado foi homogeneizado através de mistura manual com bastão de madeira. Parte do volume foi preparado para caracterização físico-química e parte foi separada para realização de ensaios de solubilização.

A medida do pH e a realização de testes de solubilização do lodo adensado foram realizadas no laboratório da ETA, a série de sólidos e DQO foram realizadas na DVLB e metais, As e Se em um laboratório privado e no laboratório do DESA-UFMG. Os parâmetros analisados, mostrados na tabela 4.3, foram escolhidos a fim de se relacionar a qualidade do lodo adensado, à qualidade do lodo não solubilizado e do coagulante recuperado.

4.6 Ensaios de Solubilização

Para redução do volume de lodo e recuperação de coagulantes, foram realizados ensaios de solubilização ácida. O ensaio consiste na aplicação e mistura de ácidos no lodo adensado rico em hidróxidos metálicos. Para isso, foi necessária a definição do pH de solubilização, dos tempos e gradientes de mistura, estabelecidos conforme descrito no item 4.6.1. Após a solubilização, o lodo foi mantido em repouso para sedimentação do precipitado e conseqüente separação do coagulante recuperado. Durante o período dos ensaios, houve a possibilidade de se trabalhar dois tipos diferentes de lodos. A maior parte dos ensaios foram realizados com lodos ricos em hidróxidos de alumínio, gerados pela aplicação de sulfato de alumínio na ETA. No período de 16/11/2004 a 15/12/2004, o coagulante da estação foi substituído por cloreto férrico possibilitando a realização de ensaios com lodos ricos em hidróxidos de ferro.

Nos ensaios de solubilização dos lodos gerados pela ação de sulfato de alumínio utilizou-se o ácido sulfúrico como acidificante. Nos ensaios de lodos gerados pela ação de cloreto férrico utilizou-se ácido clorídrico.

Para definição da dosagem de ácido necessária para obtenção do pH de solubilização definido no item 4.6.1, utilizou-se amostra de 1L de lodo adensado e homogeneizado. Para isso, foi inserido na amostra o eletrodo do medidor de pH e adicionado paulatinamente ácido, que era misturado manualmente com bastão de vidro (figura 4.17). Obtido o valor do pH recomendado era anotada a dosagem de ácido correspondente.

Para os ensaios de solubilização o lodo foi colocado nos 6 jarros de 2L do equipamento jar teste, mostrado na figura 4.18. Nos jarros com lodo era adicionado ácido na dosagem previamente estabelecida e realizada mistura na rotação e tempos definidos conforme descrito no item 4.6.1.

Após mistura as amostras eram transferidas dos jarros do jar teste para balões de sedimentação de 2 L - figura 4.19 e, após o mês de setembro, para coluna de sedimentação. No balão e na coluna de sedimentação, as amostras permaneceram em repouso no tempo definido conforme o item 4.6.1, visando sedimentação do insolúvel - resíduo não solubilizado. (figura 4.20 e 4.21). Posteriormente, eram realizadas medidas volumétricas do resíduo e do coagulante recuperado (figura 4.22).



Figura 4.17 – Aplicação de ácido no lodo adensado para definição de dosagem



Figura 4.18 –Lodo no jarteste para acidificação e mistura



Figura 4.19 – Transferência do lodo do jarteste para o balão de sedimentação.



Figura 4.20 – Sedimentação do resíduo não solubilizado no balão.



Figura 4.21 – Sedimentação do resíduo não solubilizado na coluna.



Figura 4.22 –Medida volumétrica do resíduo não solubilizado em proveta graduada.

4.6.1 Definição de pH e parâmetros operacionais para realização dos ensaios de solubilização

Para realização dos ensaios de solubilização do lodo adensado, foi necessário, primeiramente, definir o pH mais eficiente para acidificação das amostras. Para isso o lodo foi acidificado para obtenção de diferentes valores de pH. Foi aplicado H_2SO_4 nos lodos de sulfato de alumínio até a obtenção de pH 6,0; 5,0; 4,0; 3,0; 2,0 e 1,0. Nos lodos de cloreto férrico foi aplicado HCl para obtenção de pH nos mesmos valores avaliados para o lodo de sulfato de alumínio. Em função dos resultados obtidos, avaliou-se no lodo de cloreto também o pH igual a 1,5. Após acidificadas as amostras foram transferidas para os jarros do equipamento jarreste e misturadas à rotação de 250 rpm durante 5 minutos. Em seguida as amostras foram transferidas para balões de sedimentação de 2 L permanecendo em repouso durante 50 minutos. O volume de resíduo não solubilizado e também o volume de coagulante recuperado foram medidos em cada ensaio para definição do pH mais recomendado para realização do processo de recuperação de coagulante por via ácida, ou seja, aquele que possibilitou melhores resultados quanto a redução de volume de lodo e ao consumo de ácido. Foram retiradas amostras do coagulante recuperado para caracterização conforme descrito no item 4.8.

Definido o pH para a solubilização do lodo, foi avaliada a influência da rotação e do tempo de mistura na solubilização dos hidróxidos. Para isso, as amostras foram agitadas a 100 rpm durante 5, 10 e 15 minutos e a 250 e 500 rpm durante os mesmos tempos. Após a mistura, as amostras foram transferidas para balões de sedimentação de 2L para sedimentação do insolúvel durante 50 minutos e posterior avaliação da redução do resíduo e recuperação do coagulante recuperado.

Finalmente, para o pH, rotação e tempo de mistura definidos nas etapas anteriores, avaliou-se o tempo de repouso necessário para que o lodo acidificado separasse do resíduo do coagulante recuperado. Para isso, o volume de resíduo foi medido no balão de sedimentação graduado, a cada 5 minutos, durante o período de uma hora.

Vale salientar que para confirmação dos resultados foram realizadas réplicas de todos os ensaios descritos neste item.

A figura 4.23 apresenta um fluxograma das etapas para definição dos parâmetros dos ensaios de solubilização.

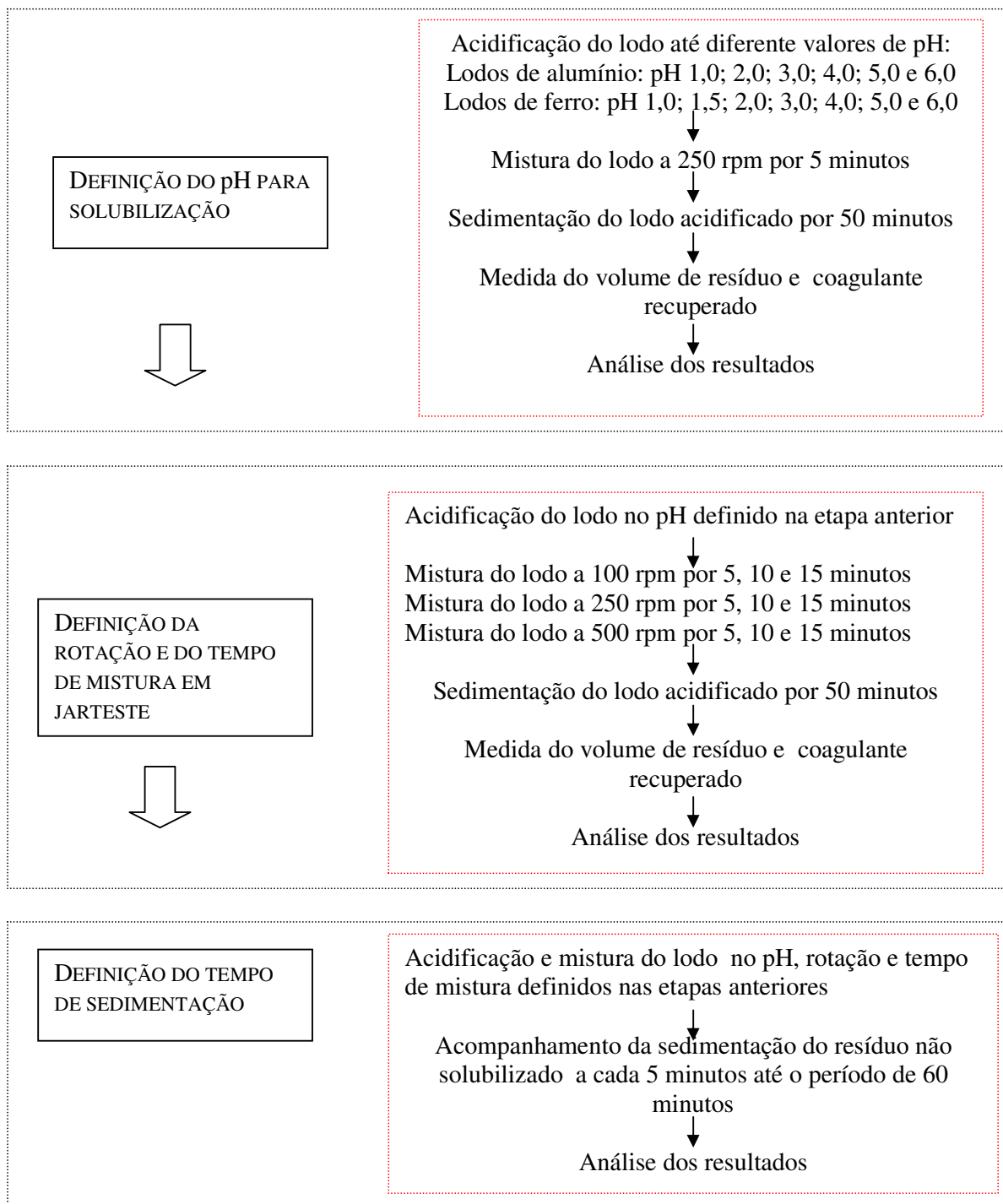


Figura 4.23 – Etapas para definição dos parâmetros físico-químicos para os ensaios de solubilização

4.6.2 Avaliação da redução do volume de lodo e da recuperação de coagulante gerado após a acidificação de resíduos adensados na UTR

A avaliação da redução do volume de lodo e da recuperação de coagulante foi realizada por medidas volumétricas utilizando-se provetas graduadas. Primeiramente, era retirado com béquero o lodo não solubilizado através de válvula existente no balão e na coluna de sedimentação. Posteriormente, para a leitura de volume, o lodo era transferido para proveta graduada. Mesmo procedimento foi realizado para medida do volume do coagulante recuperado.

Portanto, considerou-se, neste trabalho, como coagulante recuperado, o volume de sobrenadante, ou seja, o coagulante decantado no balão ou na coluna de sedimentação. O volume de lodo sedimentado foi medido e denominado como lodo não solubilizado.

4.7 Caracterização do lodo não Solubilizado

Após coleta do lodo não solubilizado no balão ou na coluna de sedimentação, conforme descrito no item 4.6.2, foram recolhidas amostras para caracterização, conforme descrito na tabela 4.3. A medida de pH foi realizada no laboratório da ETA, a série sólidos e DQO na DVLB, os metais, As e Se foram quantificados em laboratório privado e no DESA-UFMG.

Os parâmetros escolhidos para caracterização foram os mesmos definidos para lodo adensado de modo a permitir comparações entre os dois resíduos.

4.8 Caracterização do Coagulante Recuperado

Após coleta do lodo não solubilizado, foi recolhido o coagulante recuperado para caracterização, conforme listado na tabela 4.3. A medida da concentração de metais, As e Se foi realizada em laboratório particular e no DESA-UFMG, os demais parâmetros foram medidos pela DVSP.

Os parâmetros de caracterização foram escolhidos de modo a permitir comparação entre o coagulante comercial e o coagulante recuperado. Para isso, foram definidos parâmetros estabelecidos pelas normas técnicas da COPASA, que estabelecem as condições de

especificação e aceitação de produtos químicos: T.093/1 (COPASA,1990) e T.141/0 (COPASA,1993). Foram, também, analisados metais estabelecidos para controle de produtos químicos para tratamento de água potável definidos pela norma internacional NSF/ANSI 60 (NSF,2002).

4.9 Caracterização do Coagulante Comercial

Para efeito de comparação entre o coagulante recuperado e o coagulante comercial foi realizada a caracterização do coagulante aplicado na ETA RM. As análises foram realizadas pela DVSP, conforme parâmetros estabelecidos pela norma de especificação T.093/1 (COPASA,1990) e T.141/0 (COPASA,1993).

4.10 Ensaios em Jarteste e caracterização da água decantada

Visando a avaliação do desempenho do coagulante recuperado em comparação ao coagulante comercial foram realizados ensaios em jarteste. Os dois produtos foram aplicados em faixas de dosagem e pH similares aquelas utilizada na ETA RM no período dos testes.

Os parâmetros hidráulicos utilizados nos ensaios jarteste foram definidos por Costa (2003) levando-se em conta, para as vazões de operação, a hidráulica das unidades de mistura rápida, floculação e decantação da ETA Rio Manso (Tabela 4.5).

Tabela 4.5 – Parâmetros hidráulicos utilizados no jarteste

Mistura Rápida	Gradiente de Velocidade – $G_{mr} = 150 \text{ s}^{-1(1)}$ Tempo - $T_{mr} = 3$ minutos.
Floculação	Gradiente de Velocidade – $G_f = 15 \text{ s}^{-1}$ Tempo - $T_f = 20$ minutos.
Sedimentação	Velocidade - $V_s = 3,1 \text{ cm/min}$ Tempo – $T_s = 2,25$ minutos

⁽¹⁾ Valor limitado a rotação máxima do equipamento.

Após preparadas as soluções de coagulantes a 1% e suspensão de cal hidratada a 2%, foram seguidos os procedimentos do ensaio de jarteste sugeridos por Di Bernardo *et al.*(2002), a saber:

- Passo 1: colocar porções de água bruta em cada um dos seis jarros do jarteste, enchendo-os simultaneamente de modo a assegurar a homogeneidade da água contida em cada um dos jarros até a obtenção de 2L.

- Passo 2: Colocar os volumes correspondentes às dosagens de coagulante e alcalinizante nos recipientes apropriados do jarreste.
- Passo 3: colocar os recipientes de descarte e coleta de mostra de água decantada.
- Passo 4: ligar o equipamento de agitação e ajustar a rotação para 100 rpm.
- Passo 5: adicionar o volume correspondente de alcalinizante de maneira a obter o pH de coagulação trabalhado na ETA.
- Passo 6: após tempo de contato de 1 minuto, acertar a rotação correspondente ao Gmr.
- Passo 7: adicionar nos jarros do jarreste o volume preestabelecido de coagulante contido nos recipientes do suporte frontal.
- Passo 8: aguardar o Tmr e reduzir a rotação do equipamento para o valor correspondente ao Gf.
- Passo 9: desligar o equipamento após o tempo de floculação.
- Passo 10: coletar as amostras de água decantada correspondentes à velocidade de sedimentação desejada. Antes do início de cada coleta (2s antes), descartou-se um pequeno volume de água visando neutralizar a interferência da água remanescente na mangueira de coleta.

Para cada período amostrado foram realizados dois ensaios de jarreste. O primeiro visou confirmar a dosagem de coagulante mais eficiente para o tratamento da água no pH de coagulação trabalhado na ETA, ou seja, 6,9. Para isso, foram aplicados em três jarros do jarreste dosagens diferentes de coagulante comercial da seguinte maneira: a dosagem de coagulante utilizada na ETA no dia do ensaio, uma dosagem 2mg/L inferior e, finalmente, uma dosagem 2 mg/L superior à praticada na ETA. Nos outros três jarros foi aplicado coagulante recuperado em dosagens equivalentes ao do coagulante comercial. A água decantada foi coletada e medida, para cada situação, o valor da turbidez e cor aparente remanescente.

No segundo ensaio de jarteste aplicou-se coagulante comercial em um jarro e, nos outros cinco, coagulante recuperado na dosagem mais eficiente definida no primeiro ensaio. Caracterizou-se da mesma maneira que no jarteste anterior a turbidez e cor aparente remanescente da água decantada. A figura 4.18 mostra a realização deste ensaio.



Figura 4.24 – Ensaio em jarteste

4.11 Ensaio de Filtração e caracterização da água filtrada

Após os ensaio de jarteste, as amostras de água decantada foram filtradas em filtro de papel Whatman 40, após 20 minutos de sedimentação, conforme recomendado por Di Bernardo *et al.* (2002). A água filtrada foi caracterizada nos parâmetros apresentados na tabela 4.3. Como eram necessários 2,5 L para caracterização da água filtrada, foi realizado jarteste utilizando as mesmas dosagens de coagulante recuperado em cinco jarros, conforme descrito no item 4.10. As análises de cor aparente, turbidez e pH foram realizadas na própria ETA e as amostras de metais, As e Se foram realizadas na DVLB.

Os parâmetros analisados foram escolhidos em função da possibilidade de introdução de contaminantes na água filtrada pelo tratamento com o coagulante recuperado. Todos os parâmetros constam da Portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL,2004).

4.12 Estimativas dos Custos Envolvidos no Processo

Os dados obtidos na pesquisa relativos à redução do volume de lodo e à recuperação do coagulante, além dos volumes de ácidos necessários para o processo de acidificação

permitiram elaborar uma estimativa de custos decorrentes da implantação do processo de recuperação de coagulantes por via ácida na ETA RM. Para isso fez-se o levantamento do consumo e do custo dos coagulantes na ETA RM no ano de 2003 e 2004. Estimou-se, ainda, o volume e o custo do coagulante recuperado a partir da aplicação de ácido sulfúrico e ácido clorídrico e a redução do custo de coagulante comercial, considerando que o recuperado será aplicado na ETA RM. Não será alvo desse trabalho o levantamento dos custos relativos a transporte e disposição de resíduo em aterro controlado existente no Sistema Rio Manso. Justifica-se essa decisão pelo fato de que o lodo seco em condições de ser retirado das lagoas de lodo, possui concentrações de sólidos bastante variáveis dificultando assim a estimativa do custo por m³ do transporte e disposição no aterro, que possui alto custo de implantação. De qualquer forma salienta-se que quanto menor o volume do lodo gerado menores serão estes custos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, antes de iniciar a discussão dos resultados da pesquisa, serão apresentados alguns dados operacionais da ETA RM no ano de 2004 que poderão contribuir para análise dos resultados obtidos no trabalho.

5.1 Dados operacionais da ETA e da UTR Rio Manso

Os dados apresentados a seguir foram fornecidos pela COPASA e estão apresentados no Apêndice A.

A figura 5.1 apresenta os valores mensais de cor aparente e turbidez da AB da ETA RM. Por se tratar de água captada em reservatório com tempo de detenção relativamente longo (113 dias), a água bruta no sistema Rio Manso apresenta baixa turbidez, sendo registrados em 2004 uma turbidez máxima de 32 e mínima 0,7 uT. A cor aparente apresenta-se mais elevada, sendo registrada cor máxima de 100 uH e mínima de 5 uH. Os meses chuvosos de dezembro a março apresentaram os maiores valores dos dois parâmetros. No inverno ocorre a inversão térmica no reservatório, justificando o aumento de cor aparente no mês de julho.

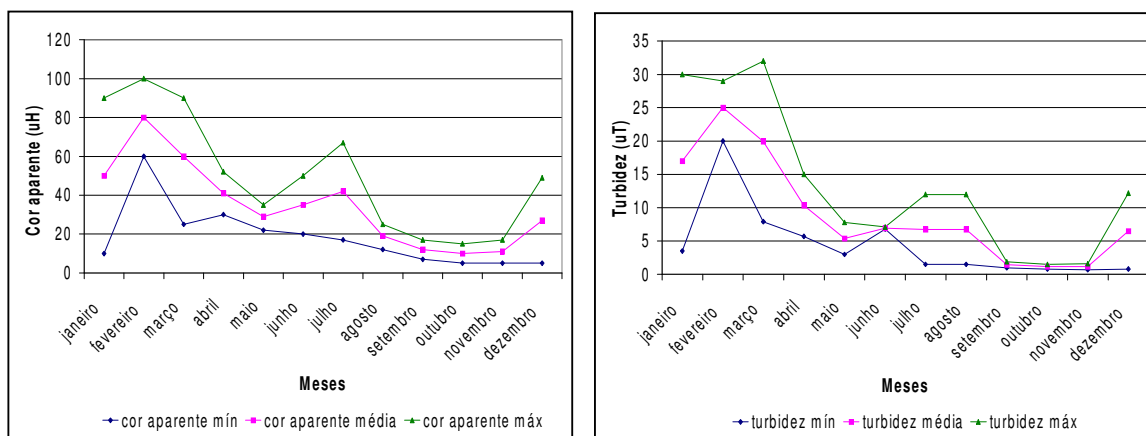


Figura 5.1 – Variação da cor aparente e turbidez na água bruta afluyente a ETA RM em 2004

Com relação às concentrações de ferro e manganês o monitoramento da água bruta mostrou a ocorrência de concentração máxima de 1,24 mg/l para o Fe e de 0,92 mg/L para o Mn conforme mostrado na figura 5.2.

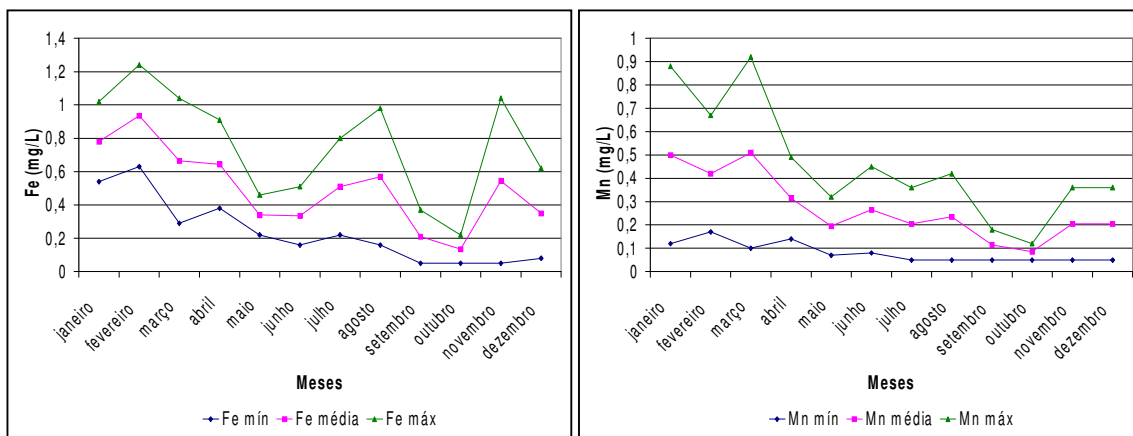


Figura 5.2 – Concentrações de Fe e Mn na água bruta afluenta à ETA RM em 2004

As dosagens mensais máximas, médias e mínimas de sulfato de alumínio em 2004 estão apresentadas na figura 5.3. Vale salientar que no período de 16/11 a 15/12/04, o coagulante utilizado na ETA RM foi o cloreto férrico aplicado na faixa de dosagem de 4 a 9 mg/L. Esse período não foi representado na figura 5.3. A dosagem aplicada de sulfato de alumínio esteve compreendida na faixa de 7 mg/L a 27 mg/L.

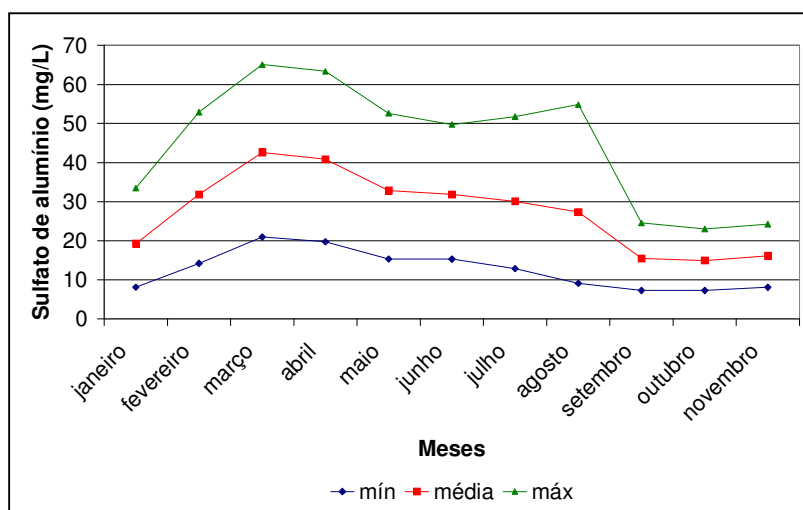


Figura 5.3 – Dosagens de sulfato de alumínio aplicadas durante o ano de 2004

A figura 5.4 apresenta as médias mensais de duração das carreiras dos filtros da ETA RM em 2004. A média anual da duração das carreiras foi de 47 horas. A variação na duração das carreiras se deveu à variação da qualidade da água bruta afluente à ETA, que durante os períodos de estiagem, quando a turbidez da água é mais baixa, apresenta maior concentração de algas, provocando colmatação dos filtros e conseqüentemente redução das carreiras. Vale salientar que a eficiência e as condições operacionais das unidades de coagulação, floculação e decantação também interferem na duração dessas carreiras.

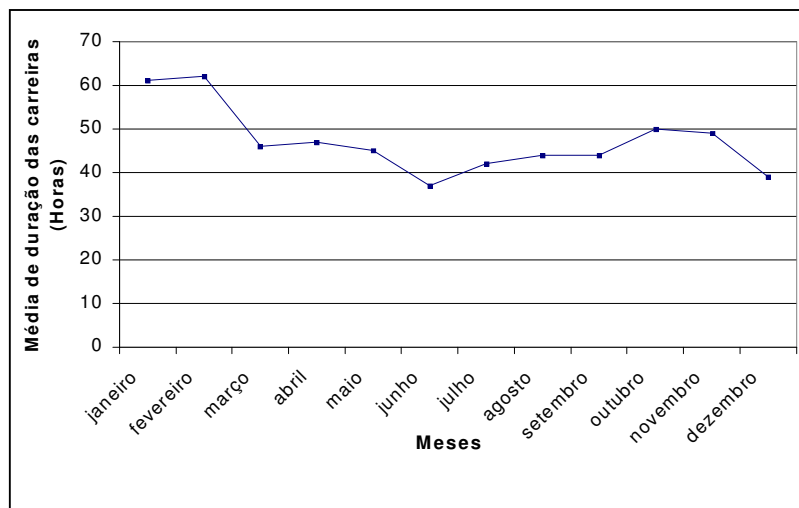


Figura 5.4 - Médias mensais da duração das carreiras dos filtros da ETA Rio Manso no ano de 2004

Os processo de espessamento do lodo na UTR possibilitou, em 2004, a recuperação e recirculação de uma média mensal de 86.500 m³ de água para a ETA, ou seja, uma recuperação média de 97%. Este volume representa 0,7% do volume total afluente a ETA. Essa situação é ilustrada nas figuras 5.5 e 5.6.

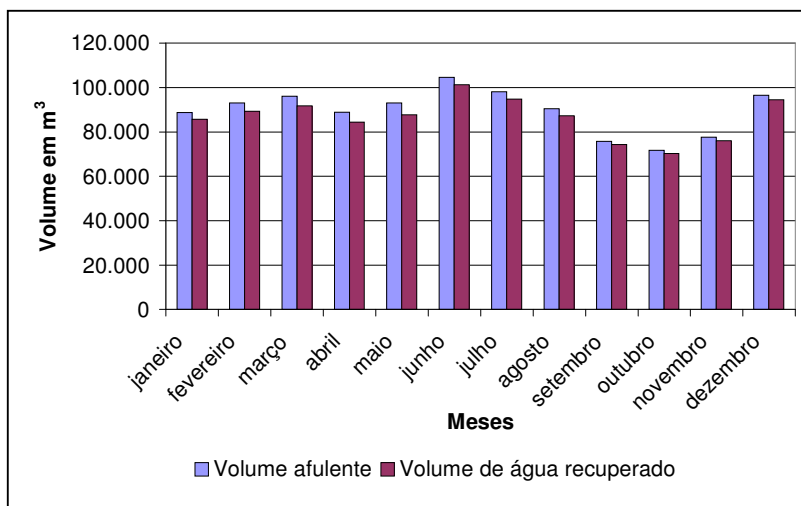


Figura 5.5 – Volume mensal afluente a UTR e volume mensal de água recuperada em 2004

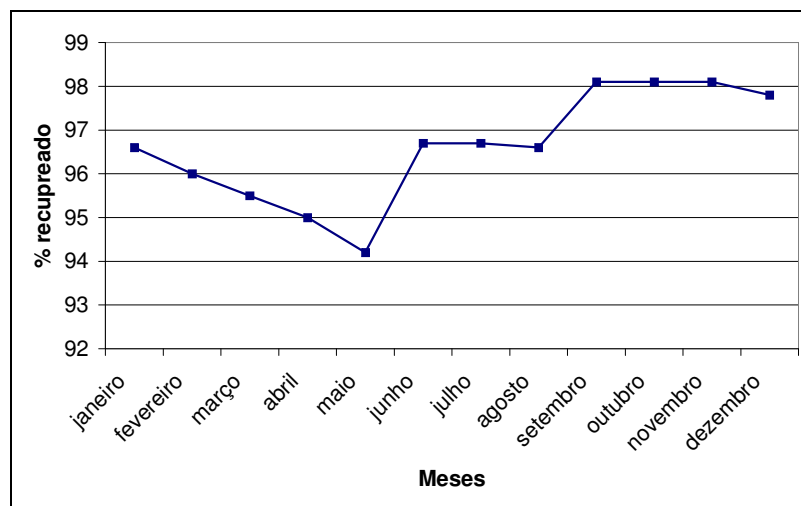


Figura 5.6 – Percentual mensal de água recuperada em relação ao volume afluente a UTR em 2004

A UTR produziu em 2004 cerca de 101 m³ diários de lodo adensado (4,21 m³/h) com concentração de sólidos totais (ST) média de 3,82 %. A produção de lodo adensado variou bastante. Esta variação está ligada à qualidade da água bruta afluente a ETA, aos procedimentos operacionais adotados, como por exemplo, frequência de descargas de decantadores (até agosto eram realizadas após uma raspagem no decantador da ETA e a partir de setembro após duas raspagens, de modo a reduzir o volume de lodo a ser tratado), duração de carreiras de filtração e também quanto ao tipo e quantidade de coagulantes aplicados no tratamento de água. A figura 5.7 apresenta os volumes mensais de resíduos afluentes a UTR em 2004 (lodos de decantadores e água de lavagem dos filtros) e também o volume mensal de

lodo adensado afluente as lagoas de secagem da UTR. A figura 5.8 apresenta a concentração média mensal de sólidos totais de cada um dos resíduos. Os resíduos dos decantadores tiveram concentração média de ST de 0,56 % e a água de lavagem dos filtros de 0,15 %. Os volumes de resíduos dos decantadores e dos filtros representaram em média 0,24 % e 0,7 % do volume total afluente da ETA. Verificou-se, também, que nos meses de janeiro e fevereiro as concentrações de ST estiveram acima da média devido a manutenções ocorridas no sistema de bombeamento de lodo que alteraram o tempo de permanência do lodo no adensador.

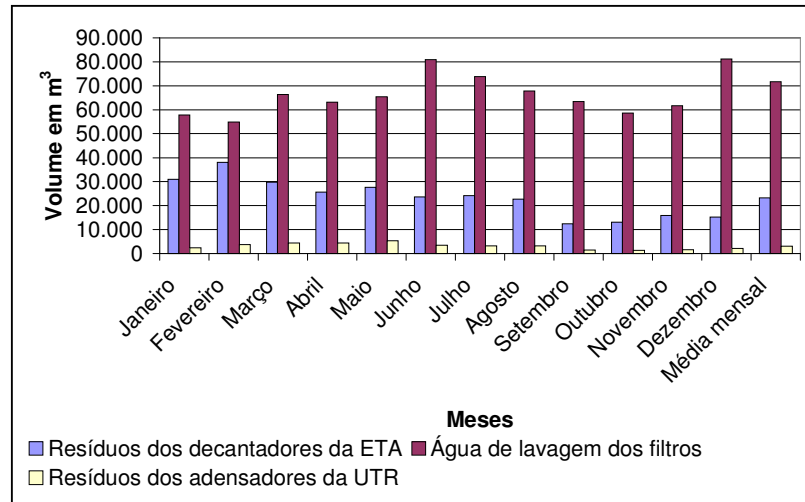


Figura 5.7 – Volumes mensais de resíduos da ETA RM e UTR em 2004

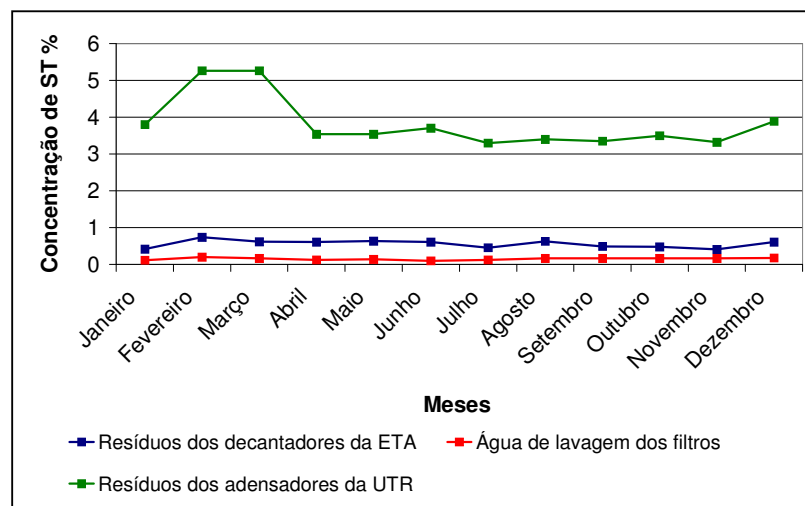


Figura 5.8 – Concentrações de sólidos totais nos resíduos da ETA RM e UTR em 2004

A desidratação, aplicada na UTR, tem se mostrado aquém do esperado em projeto. O projeto original previa a produção de lodo adensado na UTR Rio Manso de 2 m³/h (metade da produção atual) com concentração de sólidos totais de cerca de 8% (o dobro da obtida na operação atual). Um dos motivos que podem justificar essa discrepância se refere ao fato de que o projeto dos adensadores foi concebido com parâmetros gerais de bibliografia, visto que o projeto, datado de 1987, foi um dos primeiros da América Latina, não havendo referências nacionais, em escala real. Outro fator que poderia ser considerado seria o desconhecimento das características do lodo produzido na unidade. Ressalta-se que resíduos de ETA apresentam grande variabilidade, dificultando generalizações.

Salienta-se, também, que desde o início de operação da unidade, em 1997, o sistema convive com a dificuldade operacional de se obter a desidratação natural do lodo nas lagoas, devido, como relatado anteriormente, ao volume do lodo adensado produzido ser muito superior ao volume previsto em projeto, não permitindo a disposi o do lodo nas lagoas, conforme previsto originalmente, ou seja, em bateladas. A disposi o em bateladas permitiria a forma o de camadas que seriam repostas sempre que a camada inferior estivesse desidratada. Atualmente, cada lagoa da UTR   preenchida sem intervalos. Após cheias, as lagoas são isoladas para secagem por um período de até quatro meses.

5.2 Caracteriza o da  gua Bruta

Apesar dos ensaios s  terem sido iniciados em maio de 2004, as amostras de AB utilizadas foram bastante representativas, pois possibilitaram caracterizar a varia o sazonal da qualidade da água do manancial. Foi possível trabalhar com águas de baixa turbidez e cor aparente no período de maio a dezembro de 2004, e  guas com turbidez e cor aparente um pouco mais elevada no mês de janeiro e de fevereiro de 2005. A turbidez esteve na faixa de 1 a 20 uT e a cor aparente na faixa de 8 a 67 uH. O pH da AB esteve entre 6,5 e 7,5. Os parâmetros cor aparente, turbidez e dosagens de coagulantes aplicadas na ETA, no dia das coletas estão apresentados na figura 5.9. Durante o período de realiza o da pesquisa, para tratamento da água foi utilizado, na ETA RM, sulfato de alumínio, exceto nos período de 16/11 a 15/12/2004 quando foi utilizado cloreto férrico. Os dados analisados a seguir estão apresentados no Apêndice B.

Com rela o as análises da série sólidos, os ST estiveram na faixa de 18 a 93 mg/L. A maior porão de sólidos era composta de STF, exceto nos meses de outubro e novembro de 2004 e

janeiro de 2005 quando a maior porção era de STV. Como era de se esperar, em função de sua turbidez, a AB não apresentou SSE. A maior DQO encontrada foi de 14 mg de O₂/L no dia 05/12/2004.

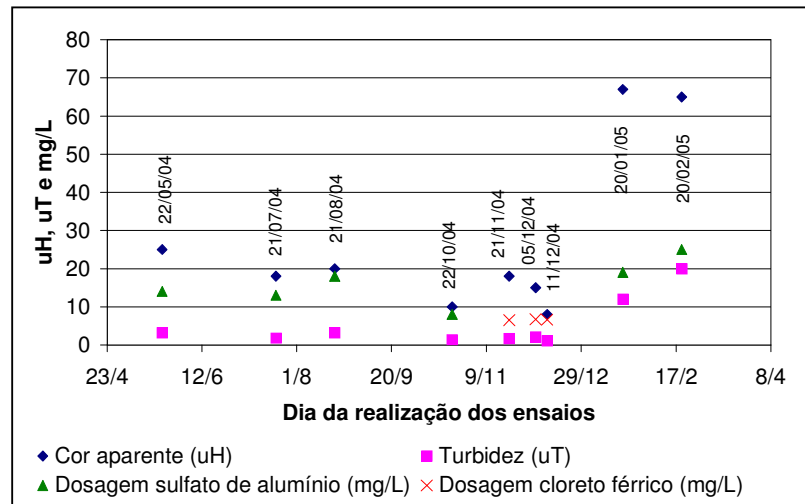


Figura 5.9 – Cor aparente, turbidez e dosagem de coagulante aplicado na ETA

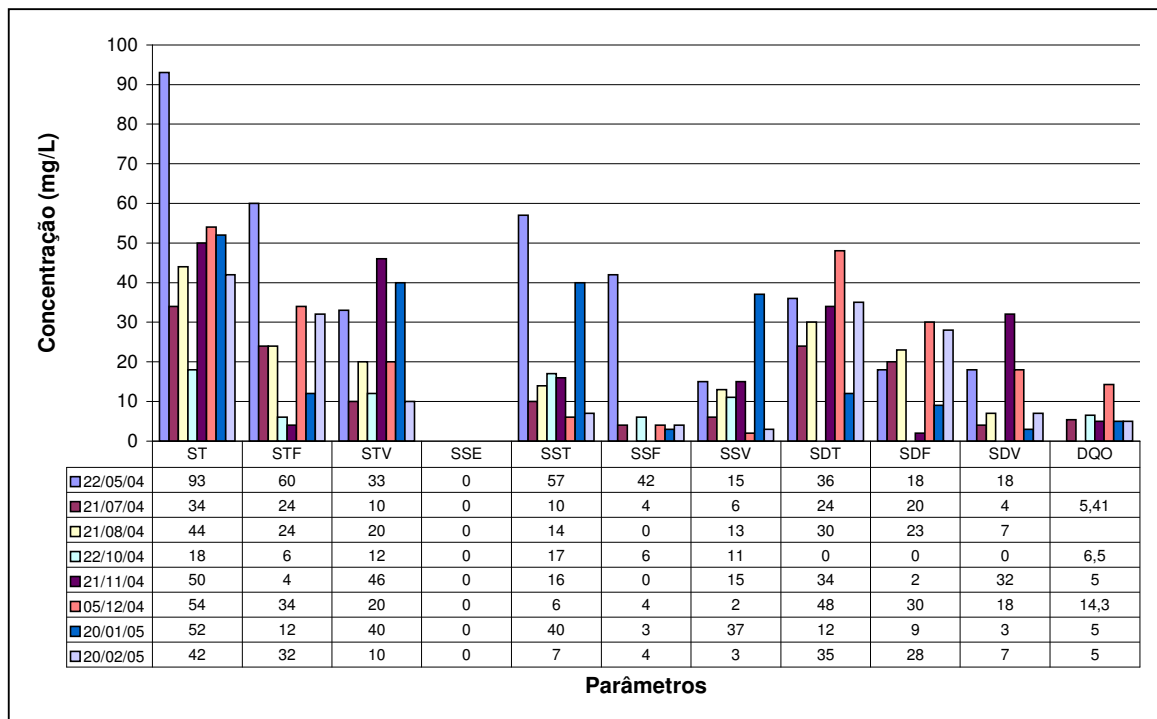


Figura 5.10 - Análise da série sólidos e DQO na água bruta

Com relação a pesquisa de metais (Ag, Al, Cd, Cr total, Cu, Fe total, Hg, Mn total, Pb, Sn e Zn), de As, Se, e Cianetos, verificou-se na AB concentrações acima do limite de detecção somente para Al, Cr, Fe total, Mn total, Zn, conforme mostrado na figura 5.11. Houve um aumento das concentrações na amostra no mês de fevereiro de 2005. Neste período, a água apresentou cor e turbidez elevadas. Nenhum outro fato relevante ocorreu de modo a justificar o ocorrido.

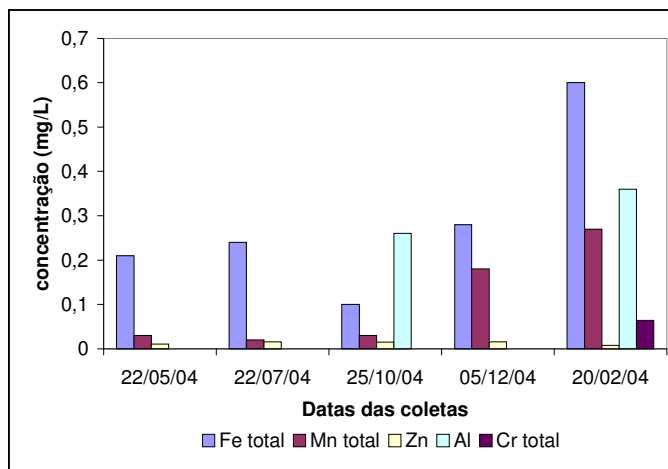


Figura 5.11- Concentração de metais na água bruta do SRM

As concentrações de Cr total, Fe total, Mn total e Zn na água bruta estiveram abaixo dos limites estipulados pela deliberação normativa COPAM n.10 (Minas Gerais,1986) para águas destinadas ao tratamento convencional de ciclo completo.

5.3 Caracterização do Lodo Adensado

A variação no valor do pH do LA, durante o período estudado, foi de 6,6 a 7,5, conforme apresentado na figura 5.12. Com relação às análises da série de sólidos, os ST estiveram na faixa de a 9.790 a 48.408 mg/L, ou seja, uma concentração de 0,9 a 4,8 % e concentração média de ST de 3%. A maior porção de sólidos desses era composta de STF. Os SST foram encontrados em maior proporção em relação ao SDT, excetuando-se o mês de janeiro de 2005 quando a concentração de SDT foi um pouco maior que a de SST. Aparentemente, não ocorreu nenhuma situação que pudesse justificar esse fato no mês de janeiro. A concentração de sólidos sedimentáveis foi bastante baixa. A DQO mínima encontrada foi de 99 mg de O₂/L no mês outubro de 2004, e máxima de 5.751 mg de O₂/L em dezembro de 2004.

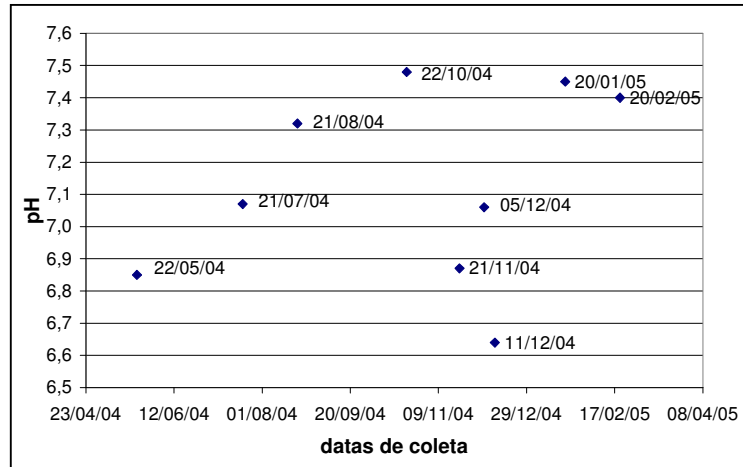


Figura 5.12 – Variação do pH no lodo adensado

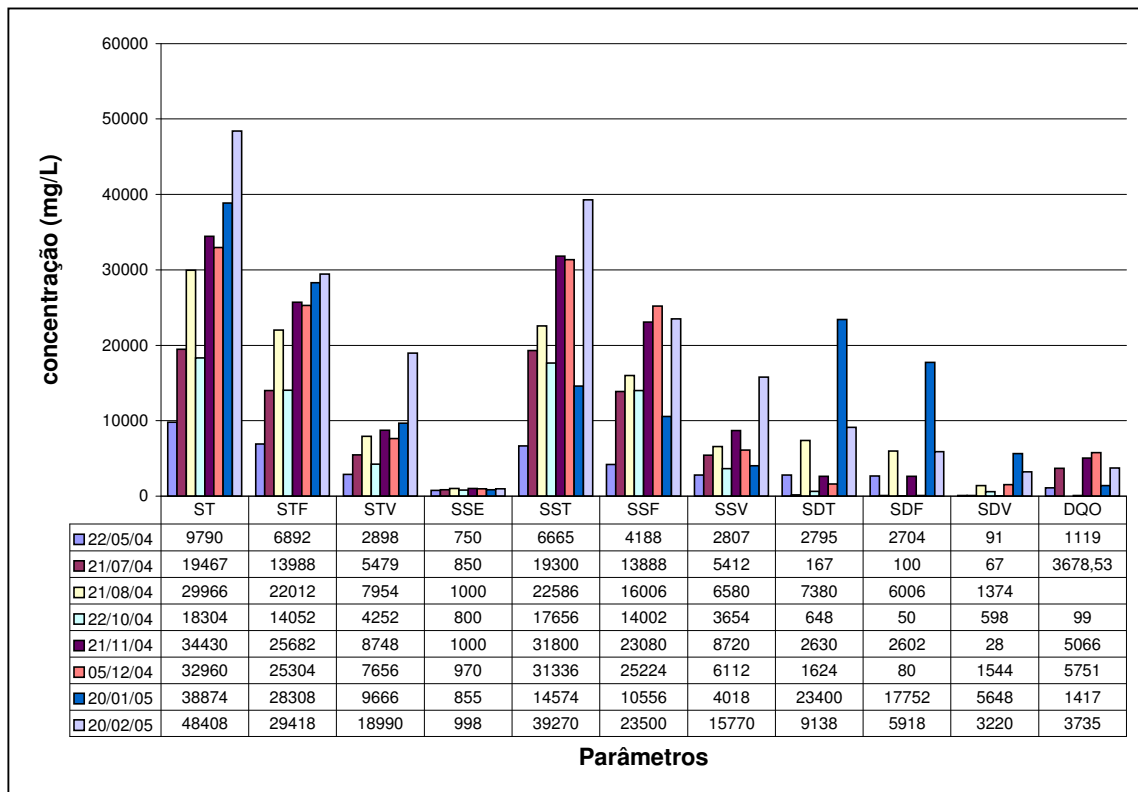


Figura 5.13- Análise de série sólidos e DQO no lodo adensado

Em relação a pesquisa de metais (Ag, Al, Cd, Cr total, Cu, Fe total, Hg, Mn total, Ni, Pb, Sn e Zn), de As, Se no LA, tanto o LA gerado pelo sulfato de alumínio como no gerado pelo cloreto férrico apresentaram concentrações mais elevadas de Al, Fe e Mn, conforme apresentado na figura 5.14. Obviamente, as concentrações de Al são maiores nos lodos gerados pelo sulfato de alumínio. O LA gerado pelo cloreto férrico apresentou concentrações mais elevadas de Fe e Mn.

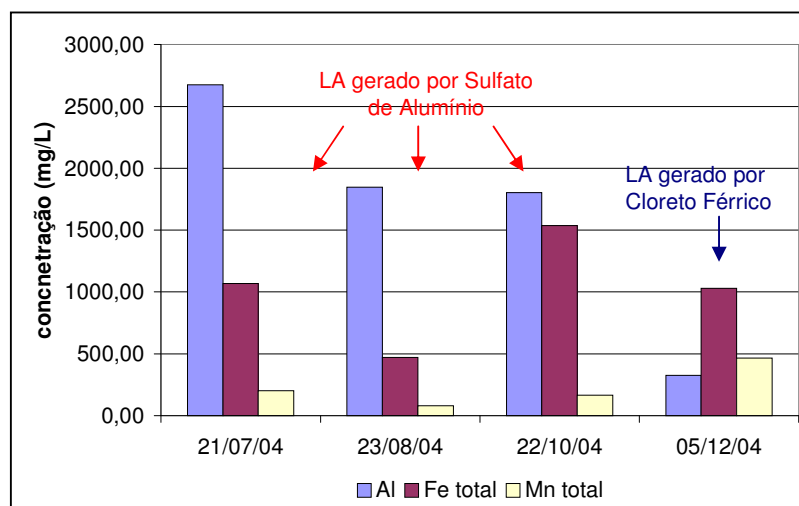


Figura 5.14 – Concentrações de Al, Fe total e Mn total no LA

Dos outros elementos investigados no LA, verificou-se que as concentrações de As, Cr total, Cu, Pb, Ni e Zn foram as mais significativas, conforme mostrado na figura 5.15. Os lodos gerados pelo cloreto férrico apresentaram maiores concentrações de Cu e Cd que os lodos gerados pelo sulfato de alumínio que apresentaram concentrações maiores de As e Pb. Vale ressaltar que na AB foram detectadas apenas Al, Cr total, Fe, Mn e Zn. O aumento das concentrações de Al e Fe justifica-se pela utilização dos coagulantes a base de sais desses metais no tratamento de água. Os outros elementos podem, provavelmente, ter sido introduzidos no lodo por contaminantes contidos nos coagulantes ou em outros produtos químicos utilizados no processo de tratamento de água e concentrados no lodo adensado. Entretanto, foram realizadas apenas quatro amostras, recomenda-se que a investigação da origem de metais no lodo adensado seja alvo de pesquisas futuras. Os dados apresentados neste capítulo estão no Apêndice C.

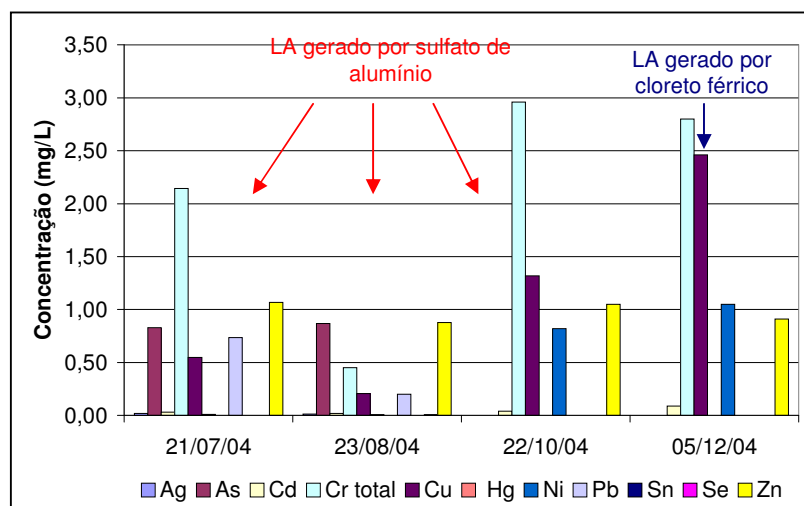


Figura 5.15 - Concentração de metais, As e Se no LA da UTR

A figura 5.16 apresenta a correlação entre a turbidez da água bruta e a concentração de sólidos totais no LA. Em função da pequena variação da turbidez da água bruta, que esteve na faixa de 1 a 20 uT, sendo que dessas, apenas as amostras coletadas em janeiro e fevereiro de 2005, estiveram acima de 5 uT, não foi verificada uma boa correlação entre os dois parâmetros.

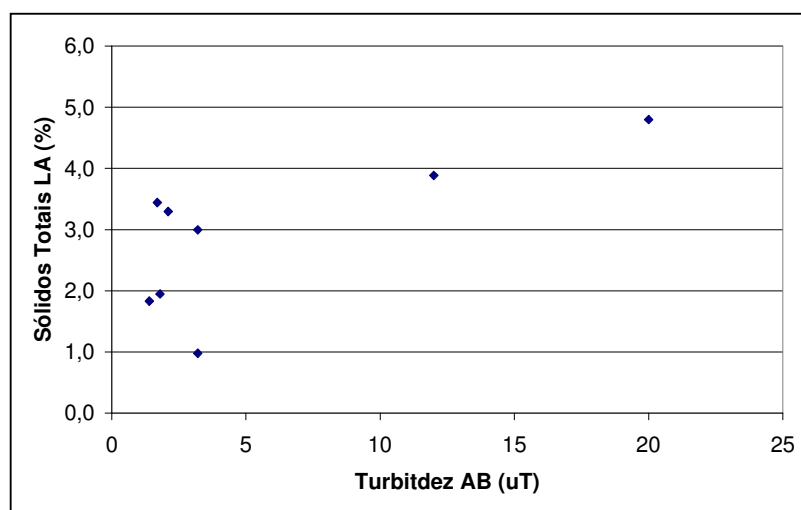


Figura 5.16 – Correlação entre a turbidez da AB e a concentração de sólidos totais no lodo adensado.

Não houve correlação entre cor aparente da AB e sólidos totais do LA. Entretanto, entre a cor aparente da AB e a concentração de sólidos dissolvidos no LA foi verificado que o aumento do primeiro vem acompanhado do aumento do segundo, conforme mostrado na figura 5.17.

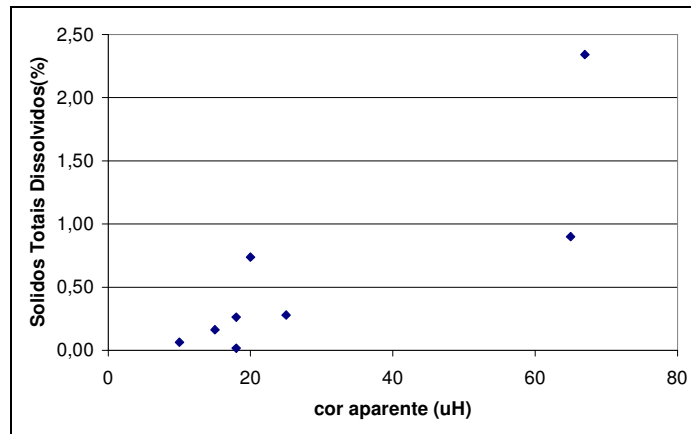


Figura 5.17 – Correlação entre cor aparente da AB e concentração de sólidos totais dissolvidos do LA.

A figura 5.18 mostra a correlação entre a concentração de ST da AB e a concentração de ST no LA. Entretanto, considerando-se a dificuldade de se quantificar os sólidos na AB do Rio Manso, que possui baixa turbidez, o parâmetro ST na AB não é uma boa referência para correlação. Também pôde-se perceber a correlação entre a dosagem de coagulante aplicada na AB e a concentração de ST no LA. A figura 5.19 considerou apenas as dosagens de sulfato de alumínio, pois apenas três amostras foram geradas pela aplicação de cloreto férrico na AB, não possibilitando estudo da correlação.

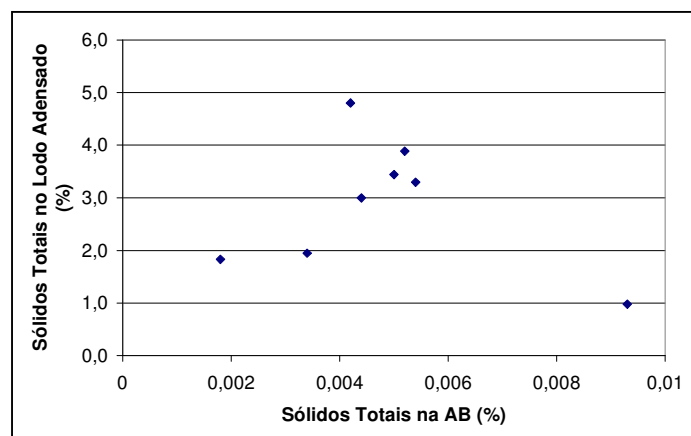


Figura 5.18 – Correlação entre a concentração de sólidos totais na AB e no LA

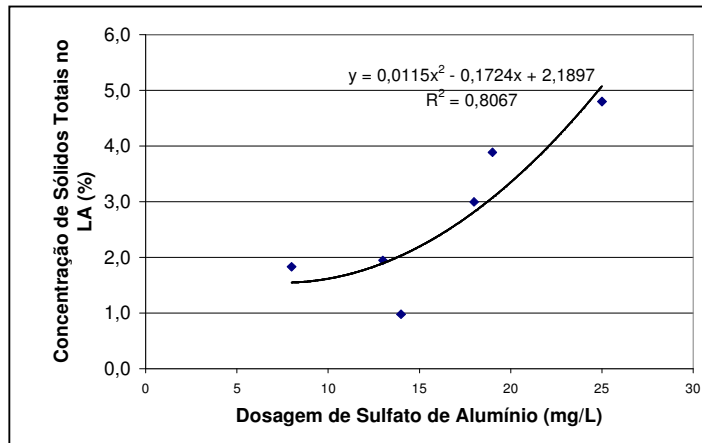


Figura 5.19 – Correlação entre dosagem de sulfato de alumínio aplicada na AB e a concentração de sólidos totais no LA.

Como os únicos elementos detectados na AB foram o Fe, Mn e Zn, foi verificada a influência da ocorrência desses na AB em relação a sua ocorrência no LA, apesar do aumento da concentração desses metais no LA parecem estar mais relacionada à aplicação de coagulantes de sais metálicos no tratamento da água do que à sua ocorrência natural na AB. Estas correlações, entretanto, devem ser vistas com bastante ressalvas, já que a comparação dos dados só foi possível em três amostras, quando houve coincidência na ocorrência dos elementos na AB e no LA. Os dados analisados neste capítulo estão apresentados nos apêndices B e C.

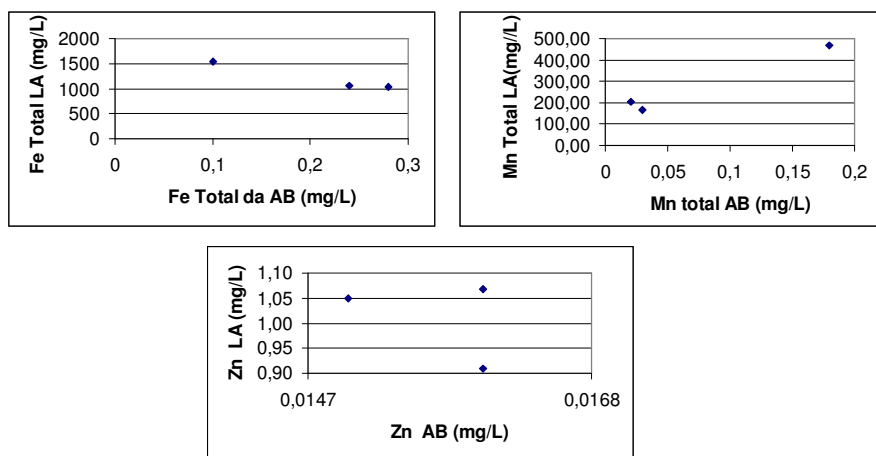


Figura 5.20- Correlação entre as concentrações de Fe Total, Mn Total e Zn na AB e no LA

5.4 Ensaios de Solubilização por Via Ácida

Nos itens 5.4.1 e 5.4.2 são apresentados os resultados dos ensaios relativos à definição dos parâmetros para realização dos ensaios de solubilização nos lodos gerados pelo sulfato de alumínio e nos lodos gerados pelo cloreto férrico. No item 5.4.3, finalmente, são relatados os resultados obtidos nos ensaios de solubilização do lodo.

5.4.1 Definição de pH e Parâmetros Operacionais para Realização dos Ensaios de Solubilização com Sulfato de Alumínio

A acidificação do lodo foi testada na faixa de pH de 6 a 1. Verificou-se que a solubilização do lodo de sulfato de alumínio com recuperação de coagulante somente ocorreu em pH abaixo de 3, entretanto, conforme a figura 5.21, os melhores resultados visando a redução do volume de lodo ocorreram no pH 2 e no pH 1. A figura 5.22 apresenta os ensaios com pH 2 e 1. A figura 5.23 apresenta a correlação entre o pH de acidificação e a redução do volume de lodo. Apesar da maior redução de lodo obtida no pH 1, acima de 60%, as dosagens de ácido sulfúrico necessárias para acidificação do lodo foram bastante elevadas, superiores a 65% das dosagens necessárias para obtenção de pH 2 – figura 5.24. Além disso, a qualidade do coagulante recuperado com pH 1, 2 ou 3 foi praticamente a mesma em termos da concentração de Al_2O_3 , conforme pode ser observado na figura 5.25. Decidiu-se pela realização dos ensaios de solubilização com pH 2, visto a boa redução do lodo e também às menores dosagens demandadas de ácido sulfúrico em relação à acidificação em pH 1, fatores esses que interferem diretamente nos custos do processo de recuperação.

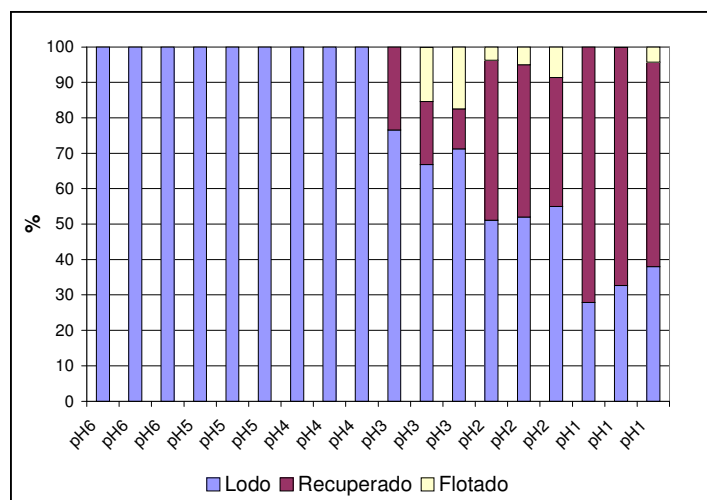


Figura 5.21- Redução do volume de lodo após acidificação no pH 6, 5, 4, 3, 2, 1



Figura 5.22 – Separação do resíduo e sulfato de alumínio recuperado em pH 2 e pH 1 no balão de sedimentação

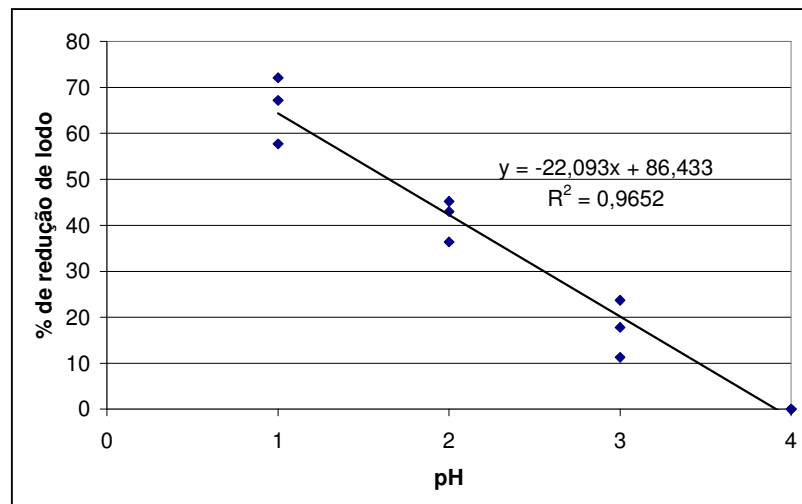


Figura 5.23 – Correlação entre o pH de solubilização e a redução do volume de lodo

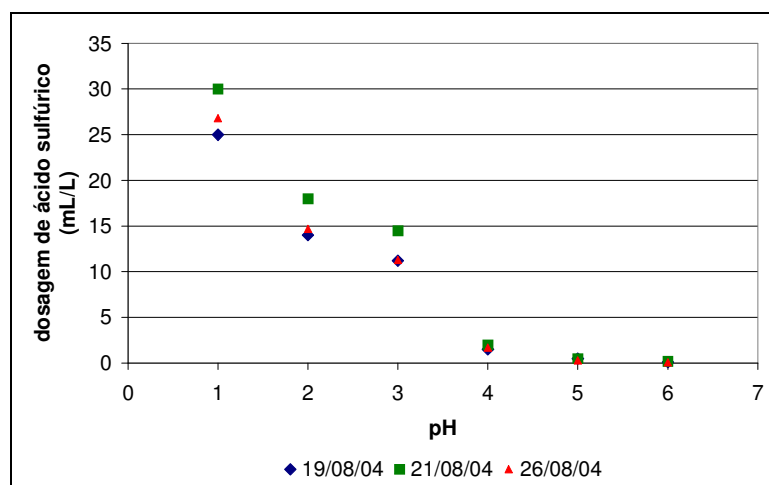


Figura 5.24- Dosagens de ácido sulfúrico necessárias à obtenção do pH de solubilização

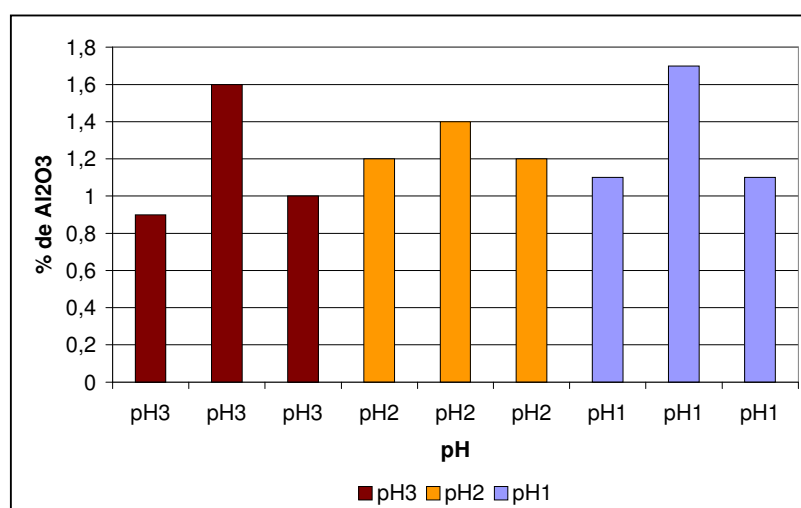


Figura 5.25 – Concentração de Al₂O₃ no sulfato de alumínio recuperado em pH 3, 2, 1

Vale salientar que as concentrações encontradas de Al₂O₃ disponível no sulfato de alumínio recuperado são bem menores que as encontradas no coagulante comercial, fato que será discutido no item 5.6.

Para o lodo acidificado com pH 2, foi analisada a influência das condições de mistura (rotação e tempo) na redução de lodo e recuperação de coagulante. Durante o processo de solubilização do lodo por via ácida, ocorreu a liberação de microbolhas no lodo acidificado formando uma camada de espuma durante a sedimentação para separação do REC do LNS. Essas microbolhas transportam as partículas de resíduos mais leves fazendo com que parte

delas flutuem ao invés de sedimentarem. Foi constatado que quanto maior a rotação e o tempo utilizado para mistura do lodo ao H_2SO_4 maior é a formação de espuma, dificultando a separação entre o REC e LNS. Esse fenômeno ocorreu, de maneira mais contundente, quando o lodo foi submetido a rotações de 500 rpm e em tempos de mistura maiores que 5 minutos. A espuma formada no lodo, após a mistura de ácido a 500 rpm, durante 5 minutos, pode ser visualizada na figura 5.26. A figura 5.27 apresenta a redução de lodo obtida para cada condição de ensaio estipulada, ou seja, rotações de mistura de 100, 250 e 500 rpm, durante 5, 10 e 15 minutos. A figura 5.28 mostra a formação de espuma e flotado para as mesmas rotações e tempos de mistura. Westerhoff & Daly (1974) relataram a ocorrência da formação de espumas em experimento realizado em escala piloto na ETA Sturgeon, NY, nos EUA. Os autores registraram a formação de camada de espuma durante a separação do coagulante recuperado do precipitado, problema que foi menor no pH 2 e cresceu na medida que o pH foi aumentado. O crescimento da camada de espuma e de resíduo flotado, também foi detectado nos ensaios realizados com o lodo gerado no SRM. No pH 3 a ocorrência de espuma e flotado foi maior que no pH 2.

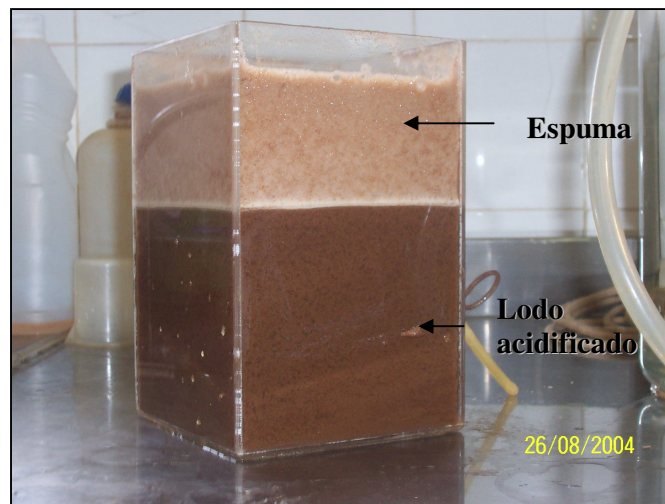


Figura 5.26 - Espuma formada após a mistura de ácido a 500 rpm durante 5 minutos

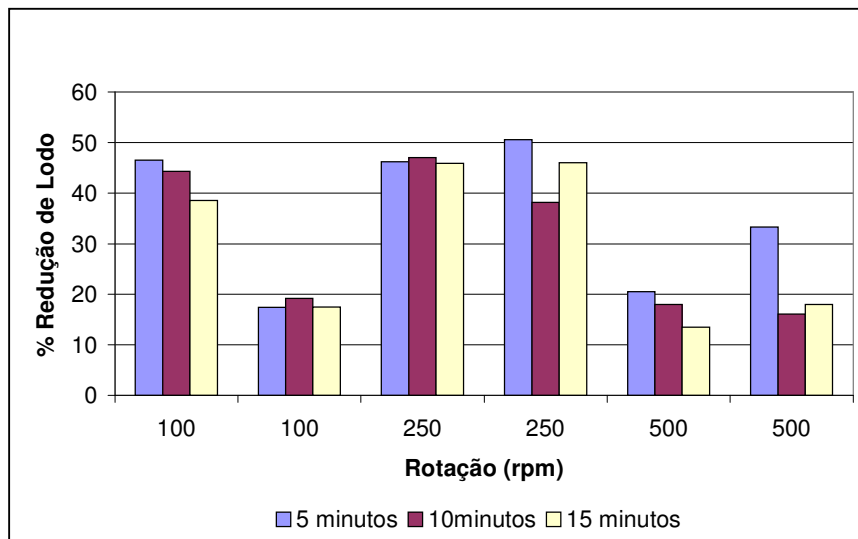


Figura 5.27 – Redução de lodo em função da rotação e tempo de mistura

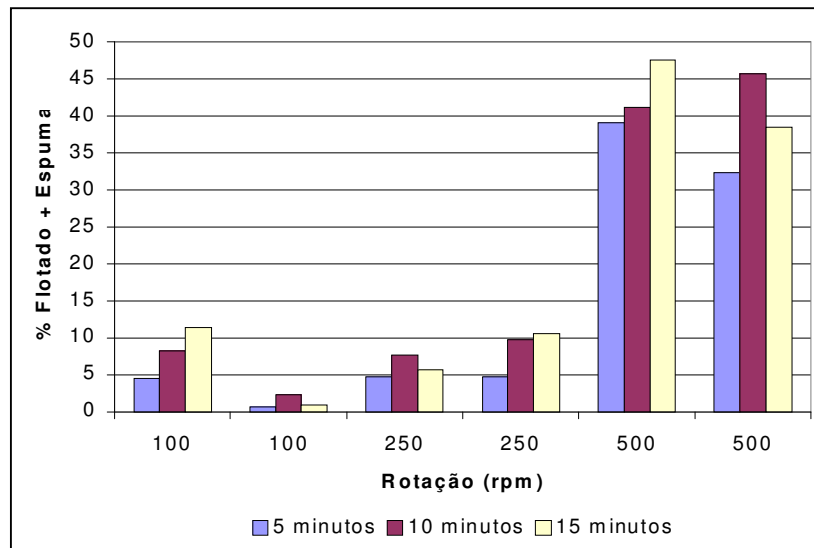


Figura 5.28- Flotado e espuma em função da rotação e tempo de mistura

Pela análise dos gráficos acima, percebe-se que a rotação de 250 rpm possibilitou as maiores e mais estáveis reduções de volume de resíduo, além de menor volume de material flotado e espuma (<10,5%). Verifica-se também que o tempo de mistura interferiu pouco nos resultados independente da rotação praticada na mistura. Desta forma, definiu-se como parâmetros de mistura do lodo para os ensaios de solubilização, a rotação de 250 rpm, durante 5 minutos em jarreste.

Finalmente, avaliou-se a sedimentação do LA, após acidificação até o pH 2, em jarreste a 250 rpm e 5 minutos de mistura. Verificou-se, conforme pode ser visto na figura 5.29, que a maior parte dos resíduos sedimentaram após vinte minutos de repouso. Após esse tempo, a sedimentação foi mais lenta estabilizando por volta de 50 minutos. Esse foi o tempo escolhido para realização dos ensaios de solubilização de lodos de sulfato de alumínio.

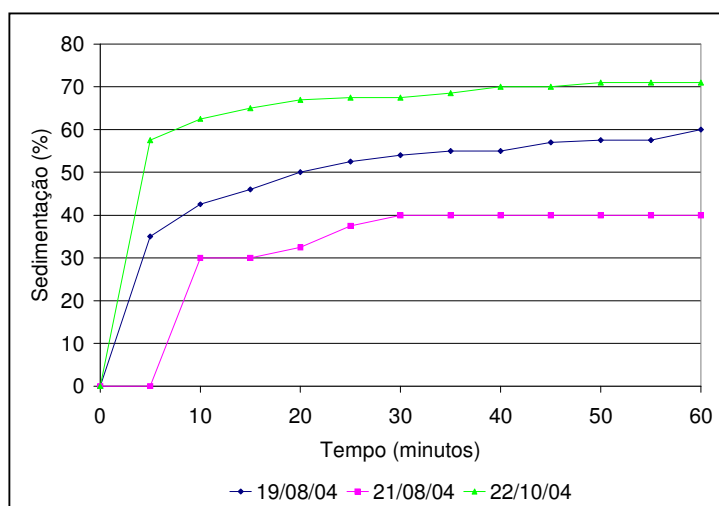


Figura 5.29- Avaliação da sedimentação do resíduo após acidificação

Os dados aqui apresentados fazem parte do apêndice D deste trabalho.

5.4.2 Parâmetros Físico Químicos para Realização dos Ensaio de Solubilização com Cloreto Férrico

A acidificação do lodo foi testada na faixa de pH de 6 a 1. Verificou-se que a solubilização do lodo de cloreto férrico somente ocorreu em pH abaixo de 2. Visto que a recuperação do coagulante no pH 2 foi pouco eficiente, foi incluído no estudo a avaliação da recuperação em pH= 1,5. Conforme figura 5.30, os melhores resultados visando a redução do volume de lodo ocorreram no pH 1,5 e no pH 1. A figura 5.31 apresenta a correlação entre o pH de acidificação e a redução do volume de lodo. Apesar da maior redução de lodo obtida no pH 1, com uma redução média de 52 %, a redução no pH 1,5 não ficou muito distinta, com redução média de 44 %. Além disso, as dosagens de ácido clorídrico necessárias para acidificação do lodo no pH 1 foram bastante elevadas, superiores a 50 % das dosagens necessárias para obtenção de pH 1,5 – figura 5.32. A qualidade do coagulante recuperado com pH 1 e 1,5 foi

praticamente, a mesma em termos de Fe^{+3} , expresso como FeCl_3 , cuja concentração média obtida foi de 2% para o pH 1,5 e de 2,7% para pH 1– figura 5.33. Decidiu-se então pela realização dos ensaios de solubilização com pH 1,5, visto a boa redução do lodo e também às menores dosagens demandadas de ácido clorídrico, fatores esses que interferem nos custos do processo de recuperação.

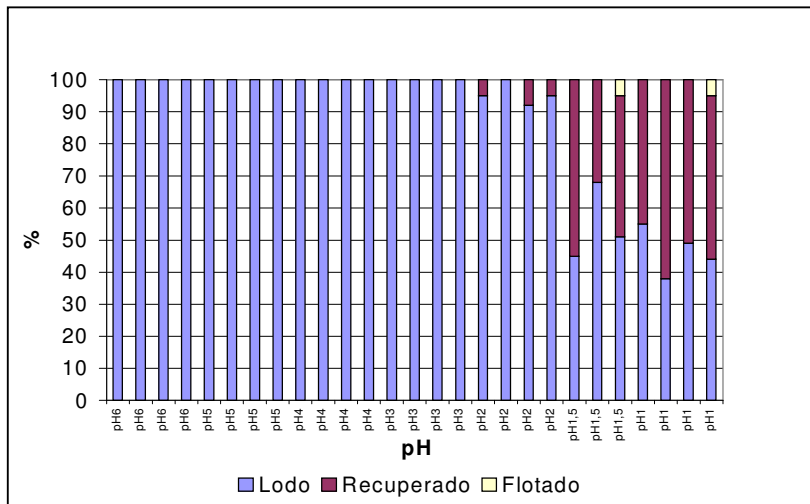


Figura 5.30 - Redução do volume de lodo após acidificação no pH 6, 5, 4, 3, 2, 1.5 e 1

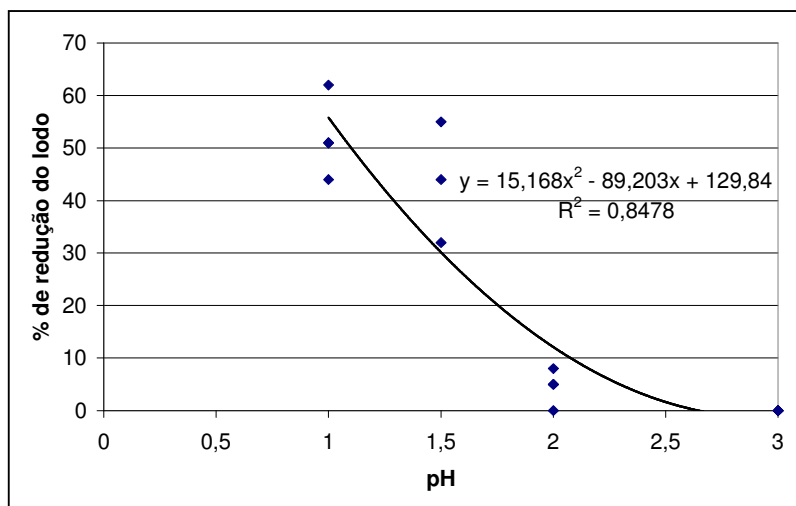


Figura 5.31 - Correlação entre o pH de solubilização e a redução do volume de lodo

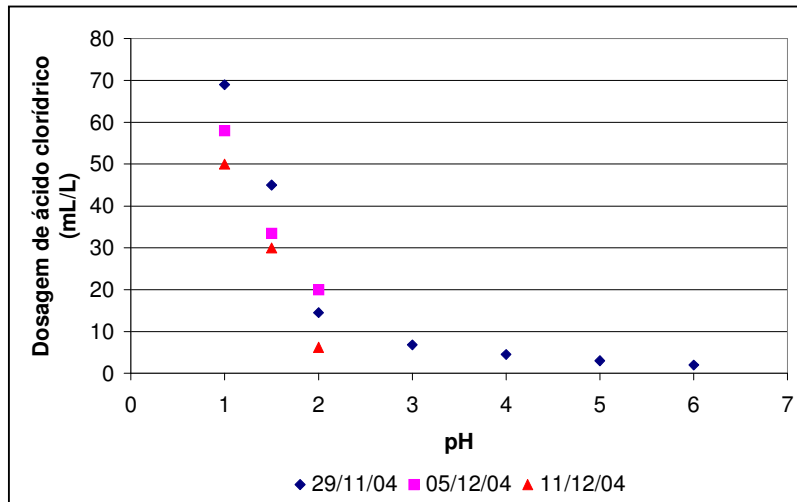


Figura 5.32 - Dosagens de ácido clorídrico necessárias à obtenção do pH de solubilização

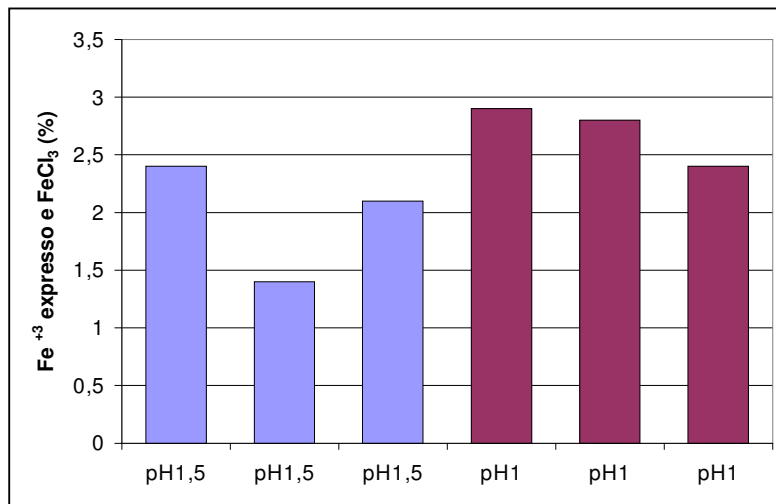


Figura 5.33- Concentração de Fe^{+3} expresso como $FeCl_3$ no coagulante recuperado em pH1,5 e pH1

As concentrações de Fe^{+3} , expressas como $FeCl_3$, no cloreto férrico recuperado são bem menores que as encontradas no coagulante comercial, fato que será discutido no item 5.6.

Para o lodo acidificado com pH 1,5, foi analisada a influência das condições de mistura (rotação e tempo) na redução de lodo e na recuperação em volume de coagulante. Durante o processo de solubilização do lodo de cloreto férrico por via ácida, também ocorreu a liberação de microbolhas no lodo acidificado formando uma camada de espuma durante a sedimentação para separação do REC e do LNS. A formação de espuma foi menor que na acidificação do lodo de sulfato de alumínio e ocorreu com mais intensidade na rotação de 500 rpm,

mantendo-se estável nas rotações de 100 e 250 rpm, independentemente do tempo de mistura. A figura 5.34 apresenta a redução de lodo obtida, para cada condição de ensaio estipulada, ou seja, para rotações de mistura de 100, 250 e 500 rpm, durante 5, 10 e 15 minutos. A figura 5.35 mostra a formação de espuma e flotado para as mesmas rotações e tempos de mistura.

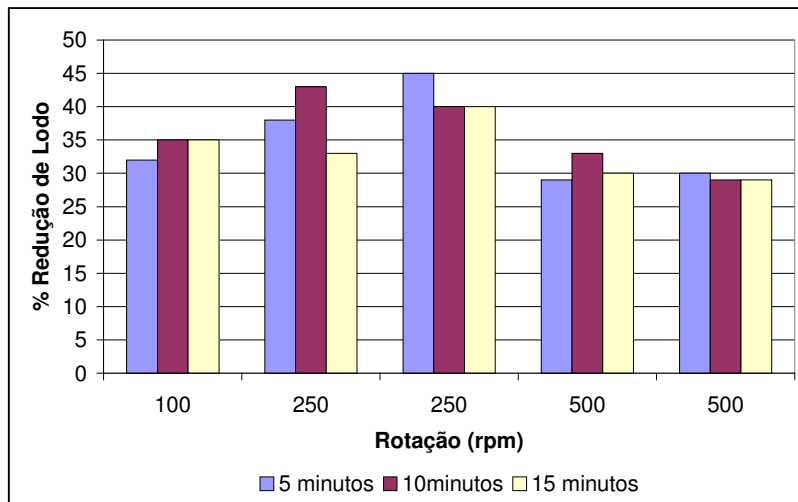


Figura 5.34 - Redução de lodo em função da rotação e tempo de mistura

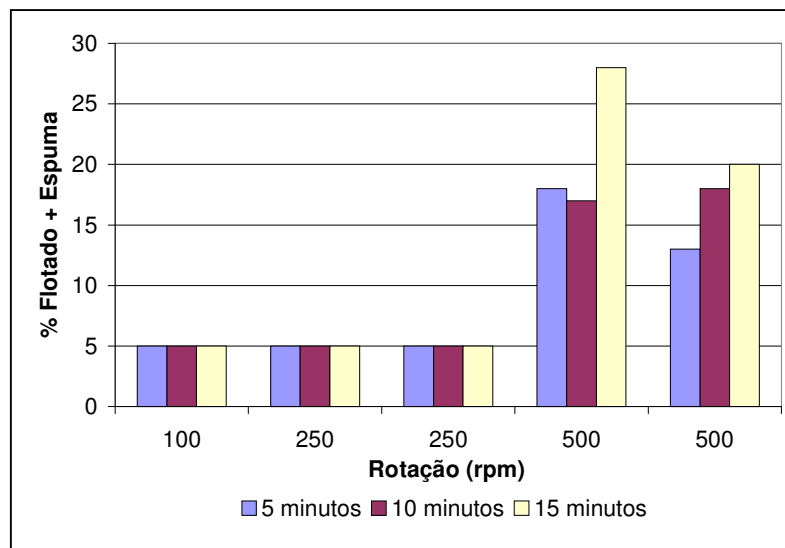


Figura 5.35 - Flotado e espuma em função da rotação e tempo de mistura

Na análise dos gráficos acima, percebeu-se que com a rotação de 250 rpm, conseguiu-se as maiores reduções de volume de resíduo. Verificou-se também que o tempo de mistura interferiu pouco nos resultados. Desta forma, definiu-se como parâmetros de mistura do lodo para os ensaios de solubilização a rotação de 250 rpm durante 5 minutos em jarteste.

Finalmente, avaliou-se a sedimentação do LA, após acidificação até o pH 1,5, em jarreste a 250 rpm e 5 minutos de mistura. Verificou-se, conforme pode ser visto na figura 5.36, que a maior parte dos resíduos sedimentaram após trinta minutos de repouso. Após esse tempo, a sedimentação é mais lenta. Entretanto, foi estabelecido o tempo de cinquenta minutos para realização dos ensaios de solubilização com lodos gerados pelo cloreto férrico de modo a manter similaridade ao tempo estabelecido para os lodo gerados pelo sulfato de alumínio.

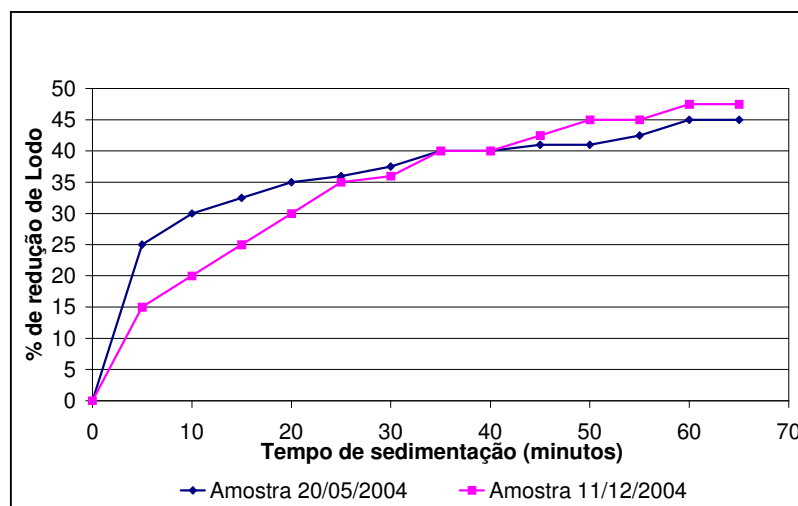


Figura 5.36 - Avaliação da sedimentação do resíduo após acidificação

Os dados aqui apresentados em gráficos fazem parte do apêndice E deste trabalho

5.4.3 Redução do Lodo e Recuperação de Coagulantes por Via Ácida

Definidos os parâmetros, conforme descrito nos itens 5.4.1 e 5.4.2, apresentados na tabela 5.1, foram realizados novos ensaios de solubilização, entre maio de 2004 e fevereiro de 2005, para os lodos contendo alumínio e ferro. A redução do volume de lodo e o volume de coagulante recuperado após a solubilização por via ácida dos lodos de sulfato de alumínio e de cloreto férrico estão mostrados na figura 5.37 e 5.38, respectivamente. Os gráficos traduzem a separação ocorrida no balão ou na coluna de sedimentação, considerando as camadas de LNS, de REC e de resíduo flotado - FLO.

Tabela 5.1 – Parâmetros utilizados nos ensaios de solubilização por via ácida dos lodos

Lodos ricos em alumínio (gerados pela aplicação de sulfato de alumínio)	
Acidificação	Ácido: H ₂ SO ₄ pH: 2
Mistura	Rotação: 250 rpm Tempo: 5 minutos
Sedimentação	Tempo: 50 minutos
Lodos ricos em ferro (gerados pela aplicação de cloreto férrico)	
Acidificação	Ácido: HCl pH: 1,5
Mistura	Rotação: 250 rpm Tempo: 5 minutos
Sedimentação	Tempo: 50 minutos

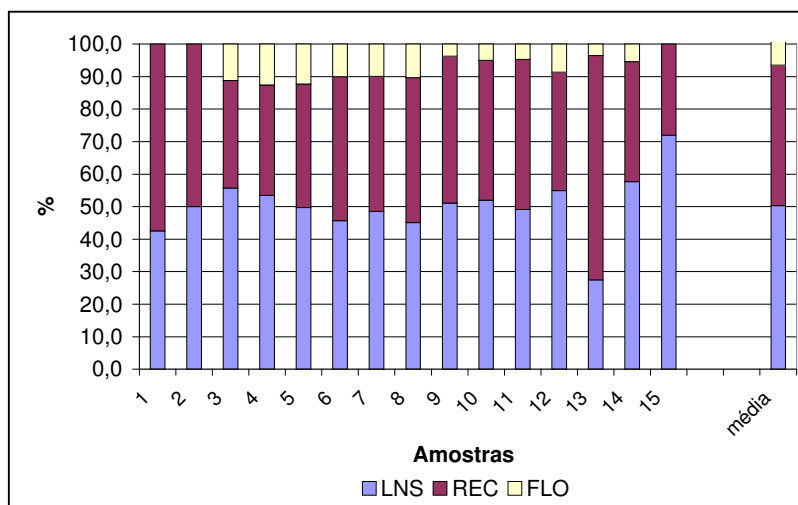


Figura 5.37 – Separação do LNS, REC e FLO após acidificação do lodo gerado pelo sulfato de alumínio

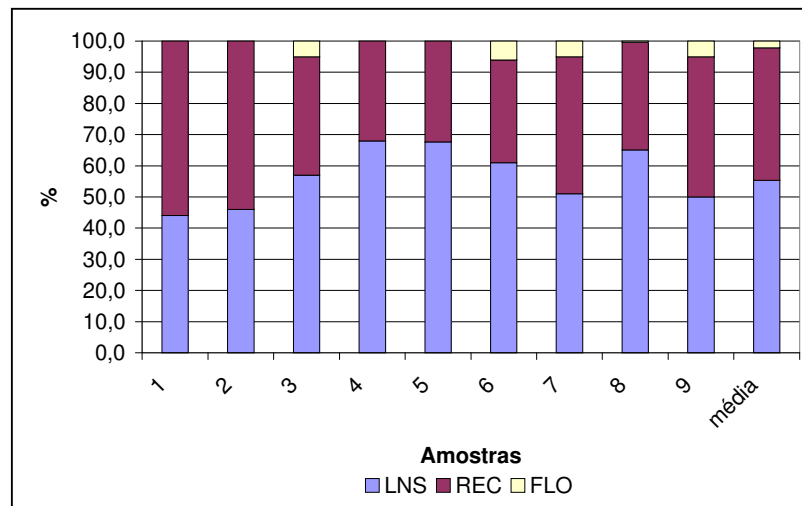


Figura 5.38 – Separação do LNS, REC e FLO após acidificação do lodo gerado pelo cloreto férrico

Nos ensaios, verificou-se que o volume de LNS e o volume de REC foi similar tanto nos lodos ricos em alumínio, cuja redução média foi de 43,2%, quanto nos lodos ricos em ferro, cuja redução média foi de 42,5%. Nos lodos gerados pelo sulfato de alumínio a ocorrência de material flotado e espumas foi maior que nos lodos gerados pelo cloreto férrico, o primeiro com uma média de 7,5% do volume e o segundo com 2,1%. Entretanto, as dosagens de ácido para atingir as condições estabelecidas para a solubilização por via ácida, ou seja, pH 2 para lodos contendo hidróxido de alumínio e pH 1,5 para lodos contendo hidróxidos de Fe, foram bem maiores para o lodo contendo hidróxido de Fe, quando foi aplicado HCl. Enquanto, as dosagens de H₂SO₄ estiveram na faixa de 5,5 a 22 mL/L, as dosagens de HCl estiveram na faixa de 30 a 45 mg/L– Figura 5.39. A variação da demanda de ácido pode estar relacionada a diferença das concentração do HCl, 33,3% e do H₂SO₄, 98%.

Obviamente, a solubilização e conseqüente redução do volume de lodo pareceu ser mais fácil à medida que a concentração de sólidos no lodo adensado decaiu. As amostras menos concentradas de lodo reagiram melhor a solubilização ácida. Este fato pode ser visualizado na figura 5.40 que representa a variação da redução do volume de lodo após a acidificação em função das concentrações de ST, STF e STV.

Os dados representados em gráficos neste capítulo estão apresentados no apêndice F.

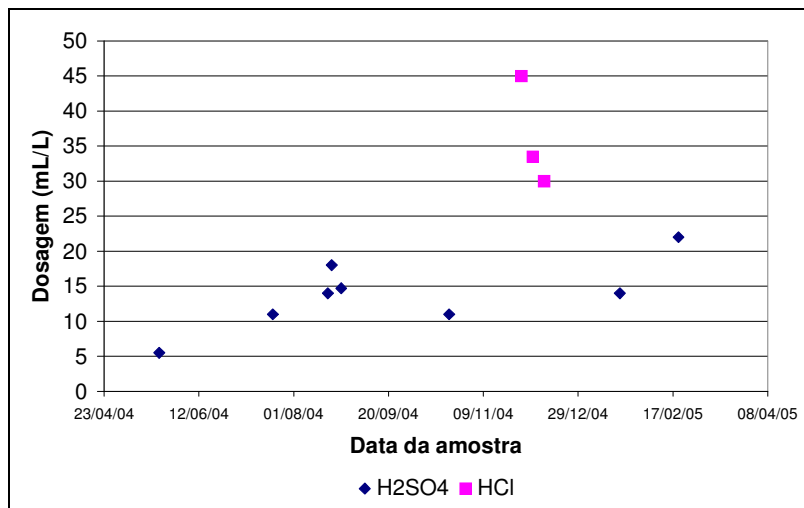


Figura 5.39 - Dosagens de H₂SO₄ e HCl aplicadas para solubilização do lodo

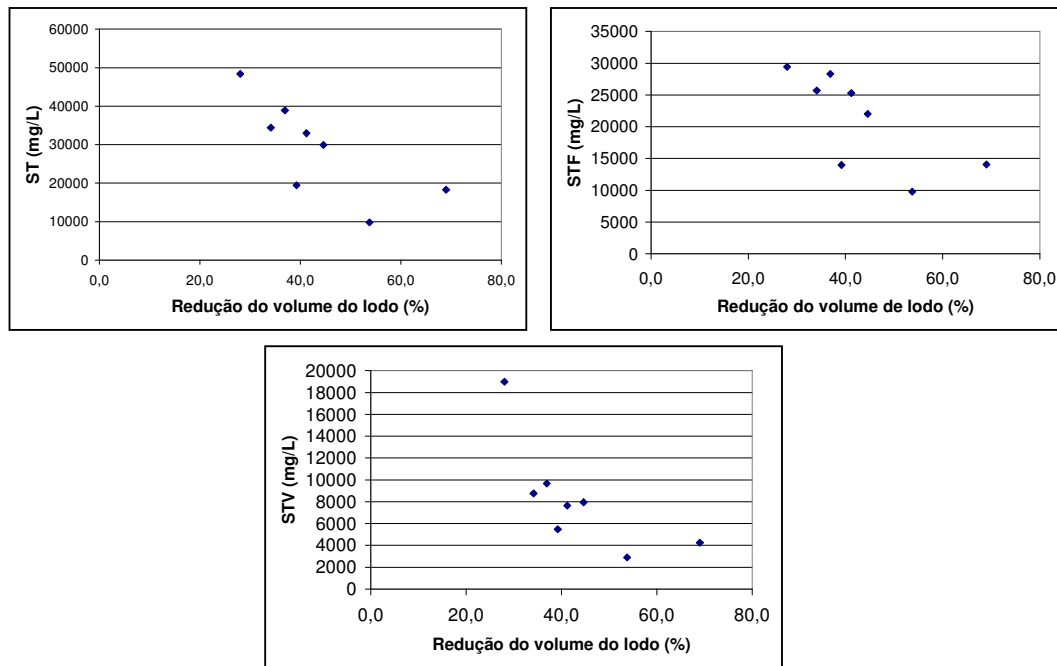


Figura 5.40- Redução do volume de lodo em função da concentração de ST, STF e STV.

5.5 Caracterização do lodo não solubilizado

O resíduo ou lodo não solubilização (LNS) caracterizou-se por ser mais concentrado em sólidos totais e possuir pH final em torno de 3, devido ao processo de acidificação. A concentração de sólidos totais no LNS variou de 1 a 11,4%, com concentração média de 6%. Com exceção da amostra retirada no dia 21/08, a porção de STF foi superior a de STV. As porções de SST foram superiores às porções de SDT, exceto nas amostras retiradas nos dias

21/07 e 21/08. Não foi constatado nenhum motivo que justificasse essas exceções. A figura 5.41 apresenta o resultado das análises de sólidos.

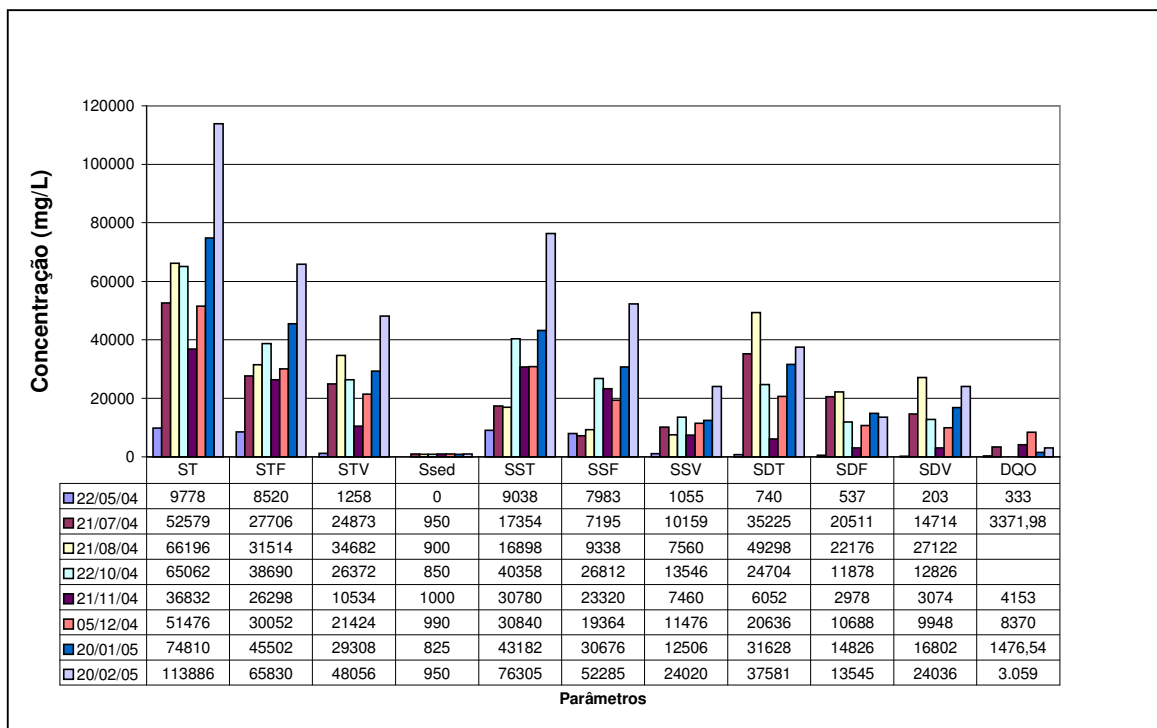


Figura 5.41- Análise da série sólidos e DQO no lodo não solubilizado

Com relação à concentração de metais, foram encontradas, no LNS, maiores concentrações de Al, Fe e Mn, sendo que obviamente, no LNS de resíduos gerados pelo sulfato de alumínio a maior concentração verificada foi de Al e no LNS de resíduos gerados pelo cloreto férrico a maior concentração foi de Fe e também Mn – figura 5.42. Com relação aos outros elementos investigados foram encontrados Ag, As, Cd, Cr, Cu, Zn, Ni, Pb e Se no LNS, conforme mostrado na figura 5.43. Os maiores teores encontrados foram de Cr, Zn, Ni e Cu, sendo que nos resíduos gerados pela aplicação de cloreto férrico foi encontrado uma concentração de Zn, mais elevada que nos resíduos gerados pela aplicação de sulfato. Vale ressaltar que as análises realizadas não seguiram a NBR 10.004 (ABNT, 2004) para classificação do resíduo, já que este não era o objetivo do trabalho. Os dados representados em gráficos, neste capítulo, estão apresentados no apêndice G.

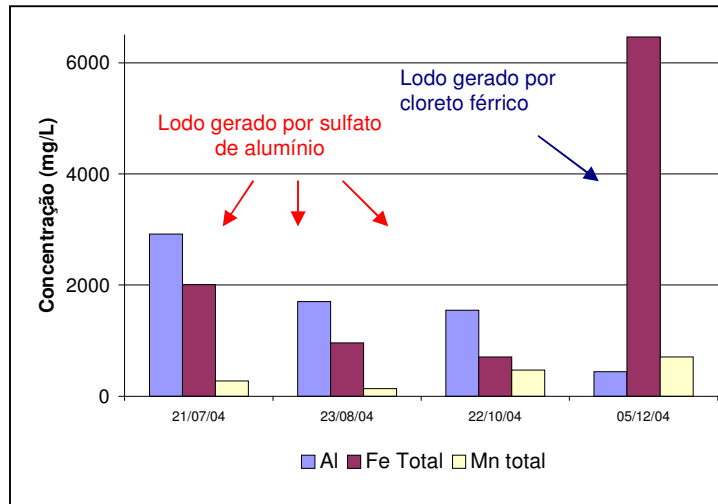


Figura 5.42 – Concentrações de Al, Fe e Mn no LNS gerado pelo sulfato de alumínio e pelo cloreto férrico

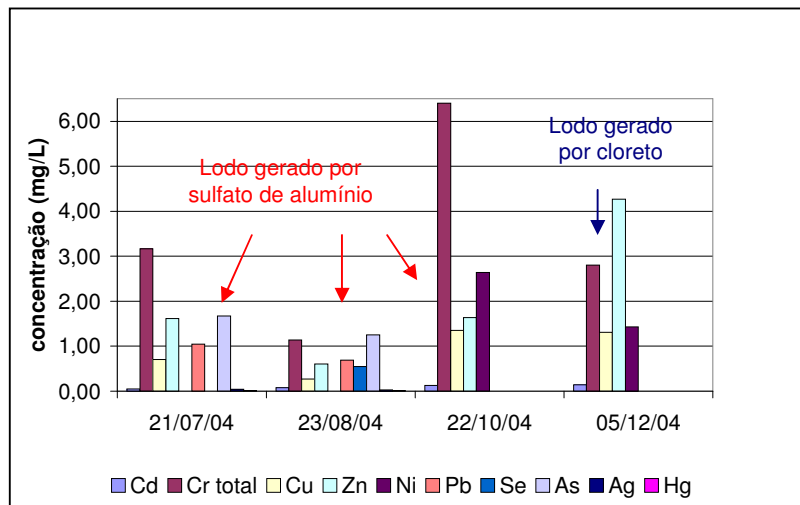


Figura 5.43- Concentrações de metais, As e Se no LNS gerado pelo sulfato de alumínio e pelo cloreto férrico

5.5.1 Comparação entre o lodo adensado e o lodo não solubilizado

O lodo não solubilizado apresentou concentração de sólidos totais maior que o lodo adensado. Enquanto, o LA teve concentração média de 3% o LNS teve concentração média de ST de 6% - figura 5.44. Conseqüentemente, as concentrações de STF e STV no LNS foram maiores. Conforme pode ser visto na figura 5.45, tanto o LNS quanto o LA apresentaram

concentrações de STF maiores que STV, exceto no dia 21/08/2005 quando, sem causa aparente, a concentração de STV foi ligeiramente superior aos STF no LNS.

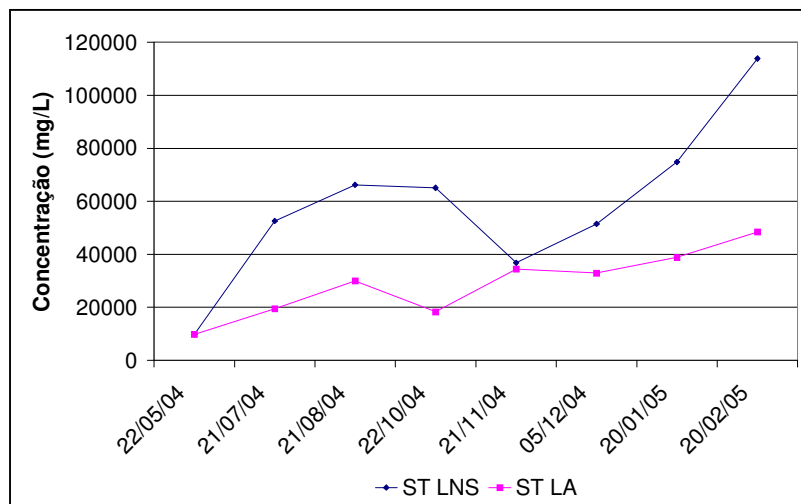


Figura 5.44- Concentrações de ST no LA e LNS

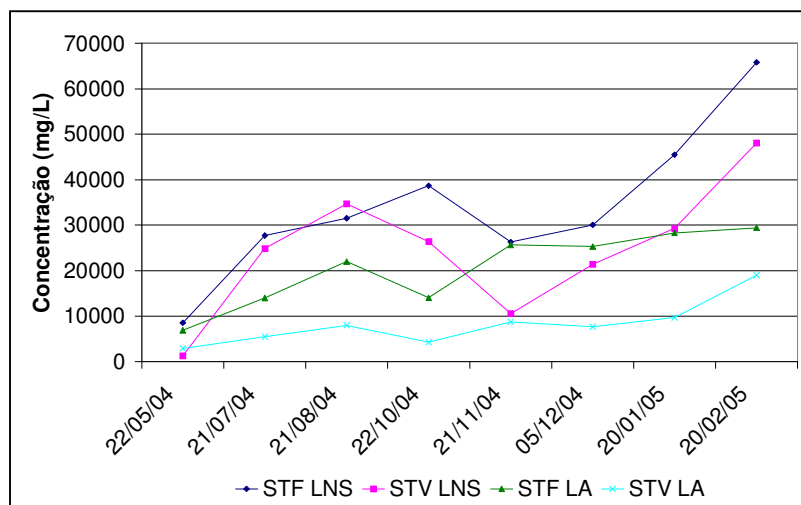


Figura 5.45- Concentrações de STF e STV no LA e LNS

A concentração de sólidos sedimentáveis no LNS e LA foram praticamente idênticas exceto no dia 22/05/04 quando não foram detectados no LNS – figura 5.46. Salienta-se que o LNS foi formado após sedimentação do LA acidificado. A figura 5.47 mostra que as concentrações de SST nas amostras de LA, na maioria da vezes apresentaram-se maiores que os SDT. O mesmo aconteceu no LNS, excetuando as amostras dos dias 21/07 e 21/08/05 que apresentaram porções maiores de SDT. Poderia-se inferir que, nesses dias houve melhor solubilização do resíduo acarretando maior redução de volume de lodo, entretanto, esse fato

não ocorreu. Nessas datas a redução do volume de lodo foi próxima da média obtida, ou seja 39,2% e 44,6%, respectivamente.

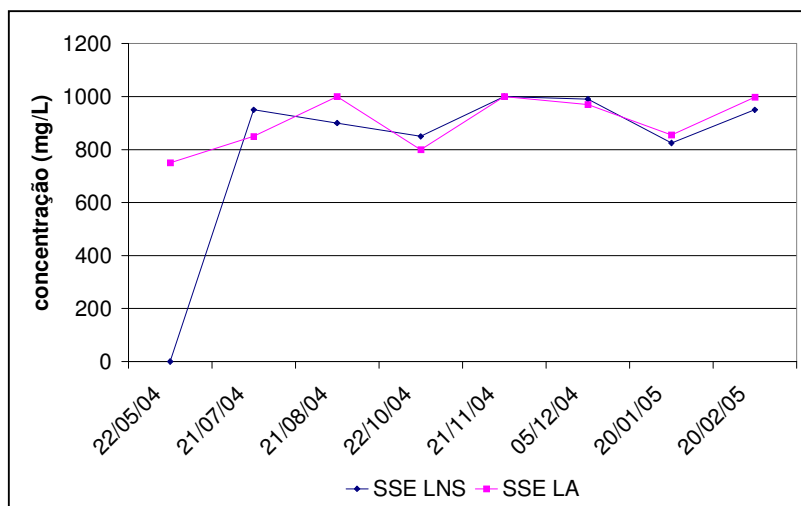


Figura 5.46 – Concentrações de SSE no LA e no LNS

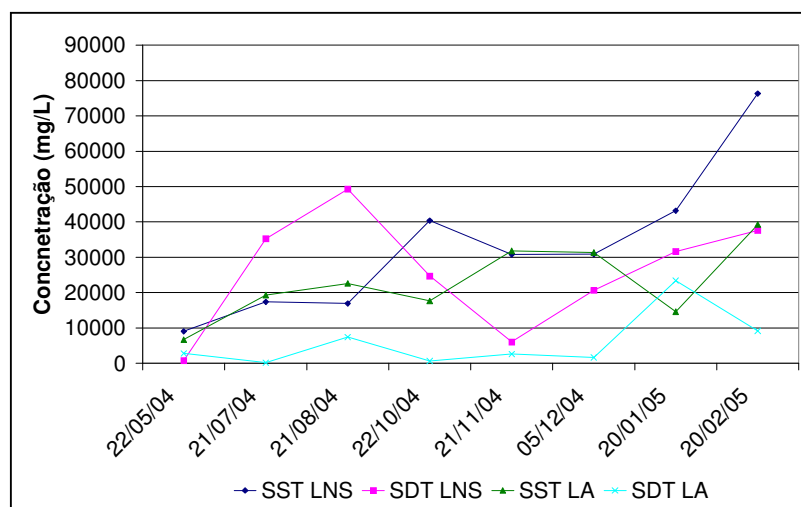


Figura 5.47 – Concentrações de SST e SDT no LA e no LNS

Com relação a DQO, excetuando-se a amostra do dia 5/12/04, o LA e o LNS apresentaram valores de DQO bem próximos, sendo do LA ligeiramente superior – figura 5.48. O pH do LA foi superior ao do LNS. O pH médio do LA foi 7,2. O pH médio final do LNS após acidificação de LA gerado de sulfato de alumínio, foi de 3 e o LNS, após a acidificação de LA gerado de cloreto férrico, foi de 1,1.

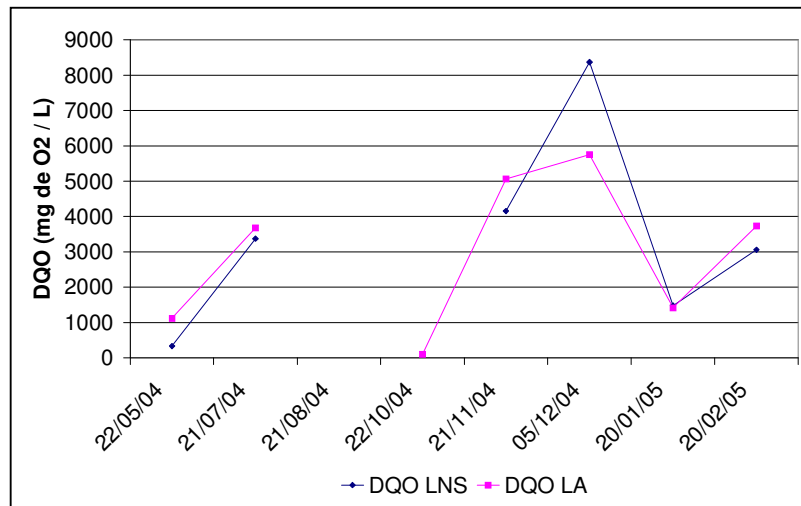


Figura 5.48 – DQO do LA e do LNS

Com referência aos metais, o LNS apresentou-se, na maioria das vezes, mais concentrado do que o LA. O LNS gerado de cloreto férrico apresentou concentrações bem maiores de Fe e Mn que o LA- figura 5.49. Os outros metais comportaram-se da mesma maneira, com concentrações maiores no LNS – figura 5.50. Concluí-se que a solubilização não foi completa, provavelmente em pH de solubilização mais baixo, obteríamos menores concentrações no LNS.

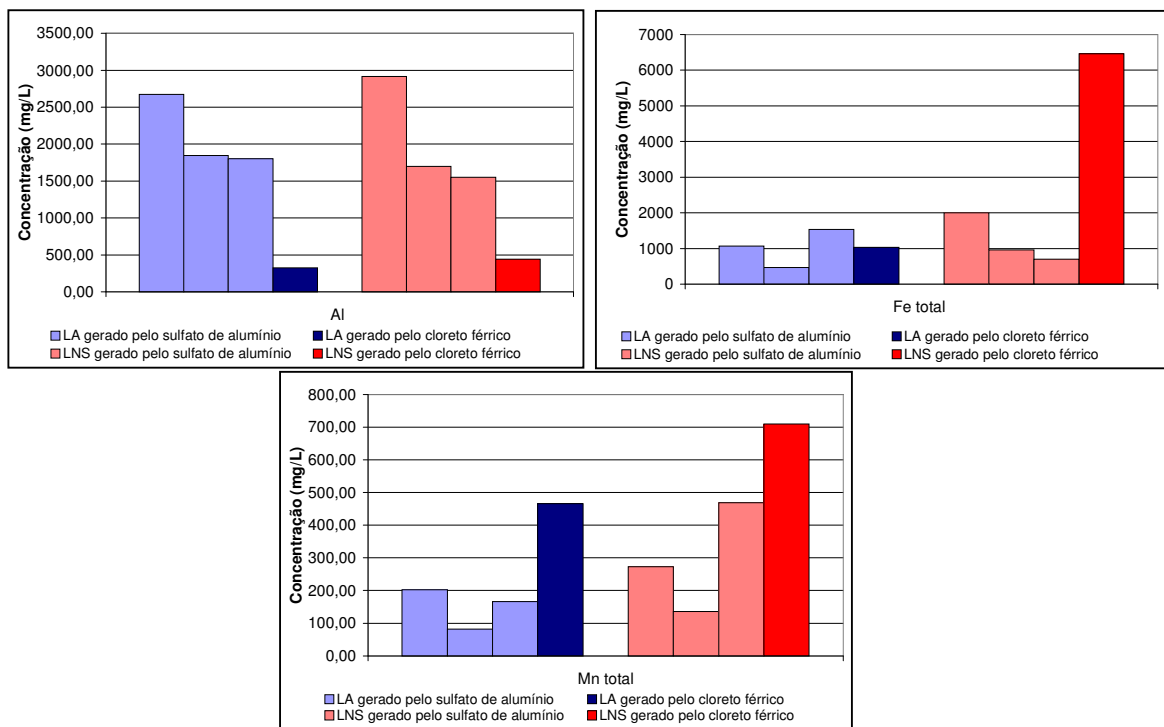


Figura 5.49 – Concentração de Al, Fe e Mn no LA e LNS

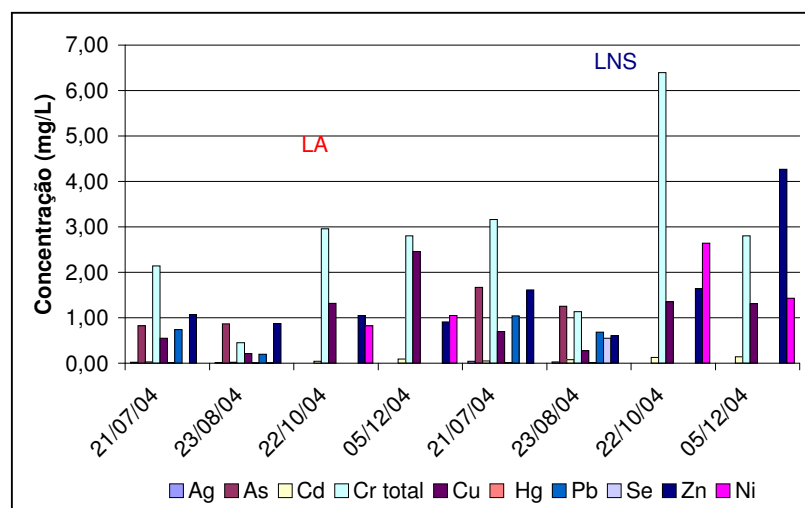


Figura 5.50- Concentrações de metais, As e Se no LA e no LNS

Os dados representados em gráficos neste capítulo estão apresentados nos apêndices C e G.

5.6 Caracterização do coagulante recuperado

A concentração média de Al_2O_3 no sulfato de alumínio recuperado é de cerca de 1,1%, enquanto que a concentração exigida no coagulante comercial é maior que 7,5% - figura 5.51. O cloreto férrico recuperado teve concentração média de Fe^{+3} , expresso como $FeCl_3$ de 1,97%, enquanto no comercial é exigido concentração superior a 38% - figura 5.52. Essa situação teve como consequência a necessidade de volumes mais elevados de coagulante recuperado que de coagulante comercial, para obtenção de dosagens no tratamento de água com mesma eficiência para remoção de cor e turbidez. Esse fato será discutido no item 5.7.

Os outros parâmetros analisados no coagulante recuperado são compatíveis ao exigido para coagulante comercial, exceto a basicidade do sulfato de alumínio recuperado, que na amostra do dia 20/02/05, foi um pouco superior ao máximo exigido para o sulfato de alumínio comercial. A tabela 5.2 apresenta as características médias do coagulante recuperado (sulfato de alumínio e cloreto férrico), comparados a características exigidas pela COPASA para o coagulante comercial. Os dados apresentados, neste capítulo, estão contidos no apêndice H.

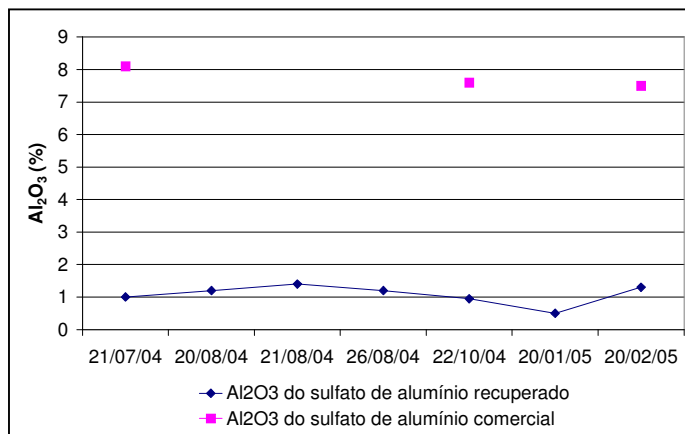


Figura 5.51- Concentração de Al₂O₃ no coagulante comercial e no coagulante recuperado

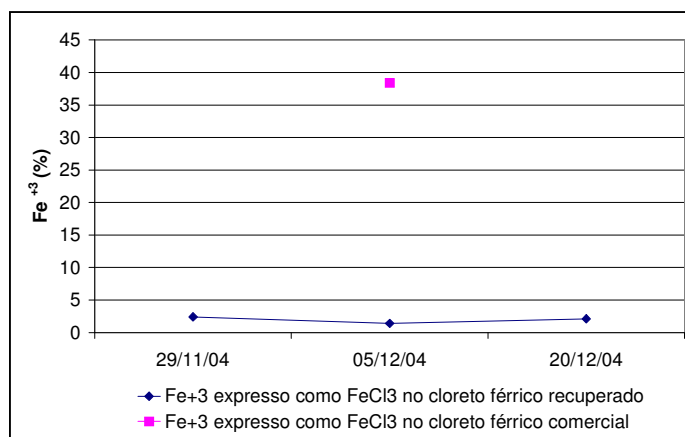


Figura 5.52- Concentrações de Fe⁺³ expresso como FeCl₃ no cloreto férrico recuperado e no cloreto férrico comercial

Tabela 5.2- Características médias do coagulante recuperado e do coagulante comercial

Parâmetro	Sulfato de alumínio		Cloreto férrico	
	unidade	recuperado	unidade	comercial
Acidez livre	%	0,3	%	<1
Al ₂ O ₃ (Al total solúvel)	%	1,08	%	<1
Resíduo insolúvel em água	%	0,19	%	<1
Fe ₂ O ₃ (Fe total solúvel)	%	0,1	%	<1
Basicidade	%	0,2	%	<1
Massa específica	g/cm ³	1,04	g/cm ³	1,42
Resíduo insolúvel em água Fe ⁺³ expresso como FeCl ₃	%	<0,2	%	>38
Fe ⁺² como Fe ⁺² / Fe total	%	<1,2	%	<2,2
Massa específica	g/cm ³	1,0	g/cm ³	1,42

5.7 Avaliação dos Ensaios de Jarreste com coagulante Recuperado

Para cada ensaios em jarreste foram preparadas 100 mL de solução de coagulantes recuperado e coagulante comercial com concentração de 1%. Para determinação do volume de coagulante necessário para preparação da solução foi determinado a massa específica dos produtos utilizados e medido a concentração de Al_2O_3 no sulfato de alumínio comercial e recuperado ou a concentração de Fe^{+3} expresso como FeCl_3 para o cloreto férrico comercial e recuperado. O volume foi determinado conforme a equação (3) para o sulfato de alumínio e a equação (4) para o cloreto férrico.

$$\text{Volume} = \frac{1000 \text{ mL} \times \text{massa molecular do } \text{Al}_2\text{O}_3}{\text{massa molecular do } \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O} \times \text{concentração de } \text{Al}_2\text{O}_3 \times \text{massa específica}} \quad (3)$$

$$\text{Volume} = \frac{1000 \text{ mL} \times \text{massa molecular do } \text{FeCl}_3}{\text{massa molecular do } \text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O} \times \text{concentração de } \text{FeCl}_3 \times \text{massa específica}} \quad (4)$$

Tendo em vista que no sulfato de alumínio recuperado a concentração média de Al_2O_3 foi de 1,1% e a massa específica média de $1,04 \text{ g/cm}^3$ e no sulfato de alumínio a concentração média de Al_2O_3 foi de 7,5% e a massa específica média de $1,32 \text{ g/cm}^3$, foram necessários cerca de 9 vezes mais coagulante recuperado para obtenção do mesmo volume de solução de sulfato com concentração de 1%. O cloreto férrico recuperado teve concentração média de Fe^{+3} , expresso como FeCl_3 , de 1,97% e massa a específica média de $1,0 \text{ g/cm}^3$, inferiores a concentração média de Fe^{+3} , expresso como FeCl_3 de 38% e densidade de $1,42 \text{ g/cm}^3$ do cloreto férrico comercial, sendo, portanto, necessário cerca de 27 vezes mais coagulante recuperado para obtenção do mesmo volume de solução de cloreto com concentração de 1%.

As melhores dosagens de coagulante definidas em jarreste foram coincidentes com as praticadas na ETA RM em 3 dos 4 ensaios realizados. Os resultados dos ensaios jarreste para definição de dosagens estão apresentados no apêndice I.

Em termos de remoção de turbidez e cor aparente, o sulfato de alumínio e o cloreto férrico recuperado apresentaram a mesma eficiência que os produtos comerciais, conforme pode ser visto na tabela 5.3. O ensaio do dia 20/02/05 não apresentou bons resultados nem no ensaio com o coagulante comercial, nem no ensaio com o coagulante recuperado. Isto pode ter ocorrido pelo fato do ensaio ter sido realizado em faixa de pH de coagulação inadequada, maior do que o pH utilizado nos ensaios anteriores. Ao invés de ser descartado esse ensaio,

foram coletadas amostras de água filtrada para verificação da concentração de metais. Esse procedimento teve como objetivo a verificação da introdução de contaminantes no tratamento da água caso os coagulantes recuperados fossem aplicados fora das condições adequadas para coagulação. Os resultados das análises da água filtrada foram discutidos no item 5.8.

Tabela 5.3- Resultado da remoção de cor aparente e turbidez em ensaios jarteste com coagulante recuperado e coagulante comercial

Ensaio	Dosagem de coagulante mg/L	pH	Dosagem de cal mL/L	Água decantada		Água filtrada	
				Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)
28/07/04							
sulfato de alumínio recuperado	24	6,9	7	8,5	60	0,3	8
sulfato de alumínio comercial	24	6,9	5,5	9,5	60	0,2	8
02/11/04							
sulfato de alumínio recuperado	9	6,9	4,5	0,8	10	0,3	5
sulfato de alumínio comercial	9	6,9	4,5	0,7	9	0,3	5
20/02/05							
sulfato de alumínio recuperado	25	7,6	22,4	9,8	23	10	1
sulfato de alumínio comercial	25	7,6	20,6	20	70	35	7
22/12/04							
cloreto férrico recuperado	7	6,9	4,2	2,6	62	0,3	<1
cloreto férrico comercial	7	6,9	4,2	2,8	63	0,15	<1

5.8 Caracterização da Água Filtrada

Conforme relatado no item anterior, a água filtrada atendeu as recomendações da Portaria 518 do Ministério da Saúde (Brasil,2004) no que se refere a cor aparente e a turbidez após jarteste com coagulante recuperado. Ou seja, a turbidez da água filtrada esteve sempre abaixo de 1uT e a cor aparente abaixo de 15 uH.

A água filtrada, após ensaios jarteste com sulfato de alumínio recuperado não apresentou problemas em relação a aumento de concentração de metais. Dos elementos analisados, foram encontradas concentrações acima dos limites de detecção apenas para Fe, Mn e Zn. As concentrações desses elementos estiveram abaixo do valor máximo permitido (VMP), estipulado pela Portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004): Fe-0,3 mg/L; Mn-0,1 mg/L e Zn-5 mg/L. A figura 5.53 apresenta as concentrações encontradas na água filtrada.

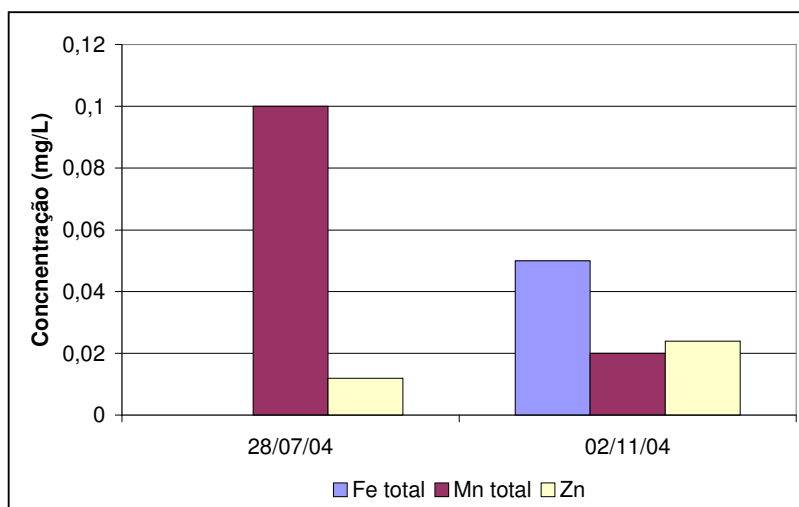


Figura 5.53 – Concentração de Fe total, Mn total e Zn encontradas nas amostras filtradas após jarteste com sulfato de alumínio recuperado.

Com relação a amostra de água filtrada do jarteste realizado no dia 20/02/05, cujo ensaio não atingiu as condições desejáveis de remoção de cor aparente e turbidez, foi detectado Al na água filtrada em concentração superior ao VMP da Portaria 518 (BRASIL, 2004) que é 0,20 mg/L. Este fato, provavelmente, ocorreria também no ensaio onde foi aplicado, nas mesmas condições, sulfato de alumínio comercial. Isto se deve ao pH inadequado para coagulação com o sulfato de alumínio. Foi encontrado também Fe, Mn e Zn. A concentração de Fe e Mn estiveram acima do VMP estabelecido pelo Ministério da Saúde e a de Zn abaixo, conforme

apresentado na figura 5.54. Os outros elementos pesquisados estiveram abaixo do limite de detecção.

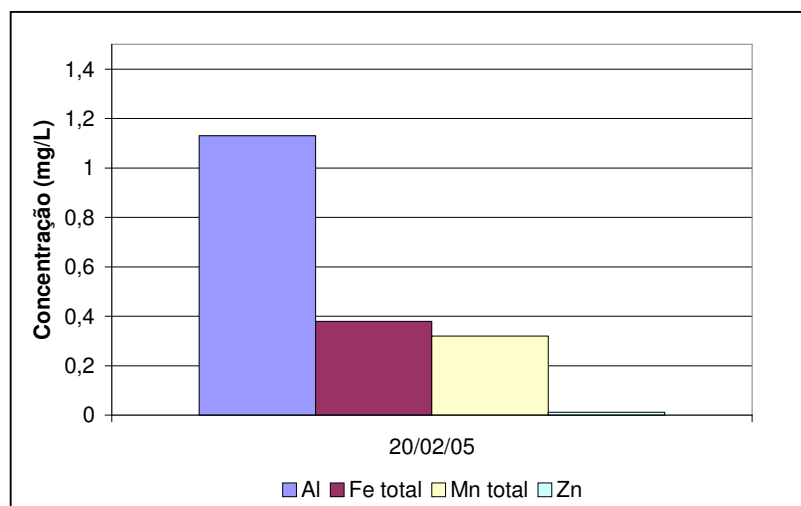


Figura 5.54 – Concentração de Al, Fe total, Mn total e Zn encontradas nas amostras filtradas após jarteste com sulfato de alumínio recuperado em condições inadequadas.

Já a amostra de água filtrada após jarteste com cloreto férrico recuperado apresentou concentração acima do VMP estipulado pela portaria de potabilidade para Al – 0,20 mg/L e Pb – 0,01 mg/L, entretanto não houve possibilidade de se realizar réplicas dos ensaios para confirmação de resultados. Foi encontrado também Fe, Mn e Zn em concentrações abaixo do estipulado na Portaria. A figura 5.55 mostra as concentrações desses metais. Todos os outros elementos pesquisados estiveram abaixo do limite de detecção do equipamento.

O apêndice J apresenta os dados analisados neste item.

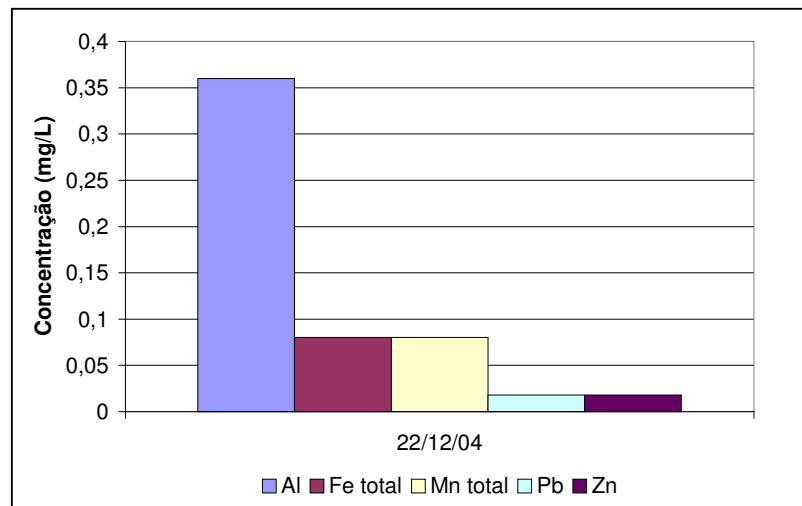


Figura 5.55– Concentração de Al, Fe total, Mn total, Pb e Zn encontradas nas amostras filtradas após jarteste com cloreto férrico recuperado.

5.9 Estimativa de custos envolvidos no processo

Neste capítulo, será estimado separadamente o custo envolvido na recuperação de sulfato de alumínio com a adição de ácido sulfúrico e o custo envolvido na recuperação de cloreto férrico com a adição de ácido clorídrico. Os custos de transporte e disposição do lodo não foram contemplados neste trabalho. Também não se levou em consideração a limitação do número de vezes que se pode recuperar sucessivamente o coagulante de lodo gerado pela aplicação de coagulante recuperado. Esses temas devem ser alvo de futuras pesquisas.

5.9.1 Estimativa de custos envolvidos na recuperação de sulfato de alumínio

A produção média mensal de LA na ETA RM, em 2004, foi de 3.037 m³, ou seja, 3.037.000L. No cálculo da média de produção de LA foram desconsiderados os meses de novembro e dezembro de 2004, quando utilizou-se na ETA sulfato de alumínio e cloreto férrico.

Conforme ensaios de solubilização do lodo de sulfato de alumínio, após sua acidificação e sedimentação, em média 43,2% do volume do LA acidificado solubilizam-se em sulfato de alumínio recuperado. Considerando-se que para acidificação do lodo em pH 2 foi necessário a aplicação de H₂SO₄ na dosagem média de 13,8 mL/L, para solubilização dos 3.037.000 L mensais de LA seriam adicionados 41.911 L de ácido, gerando assim 3.078.911 L/mês de lodo acidificado. Após sedimentação seriam produzidos 1.330.090 L mensais de coagulante recuperado. Sabendo-se que o ácido sulfúrico à 98% e densidade de 1,84 tem o custo de

R\$437,92 /tonelada (referência Morro Velho, março de 2005), o ácido utilizado no processo de acidificação teria um custo mensal de R\$ 33.770,74.

O sulfato de alumínio recuperado apresentou baixa concentração de Al_2O_3 disponível, conforme relatado no item 5.7 e para a mesma concentração de solução do coagulante comercial é necessário em média, volumes 9 vezes maiores do coagulante recuperado. Assim sendo, o volume de 1.330.090 L mensais de sulfato de alumínio recuperado equivaleria a 147.788 L de coagulante comercial. Como o custo do sulfato de alumínio é de R\$ 0,44 /L (referência COPASA, março de 2005), deixariam de ser gastos mensalmente R\$ 65.026,62 na compra do produto.

Como para recuperação de coagulante seriam gastos mensalmente R\$ 33.770,74 com H_2SO_4 , a economia gerada pelo processo seria de R\$ 31.255,88 /mês. Sabendo-se que o consumo médio mensal de sulfato de alumínio no ano de 2004 foi de 375.308 kg, ou seja, 284.324 L, ao custo de R\$ 125.102,56, a recuperação geraria um redução nos gastos com o produto de 25%.

Estudos realizados por Demattos *et al* (2001) verificaram, para LA gerado pelo cloreto férrico uma redução do volume de até 80% após filtragem a vácuo em funil Buchner. Isso leva a inferir que a implantação de sistema de desidratação mecânica, no caso, filtro prensa, para tratamento do LNS após acidificação de LA gerado pelo sulfato de alumínio, reduziria o volume de LNS na mesma proporção, permitindo uma recuperação de maior volume de sulfato de alumínio. Considerando que a filtragem do LNS do sulfato permita a transformação de 80% do volume de LNS em sulfato de alumínio recuperado, o volume do produto atingiria 2.729.147 L (1.330.090 L por sedimentação e 1.399.057 L após filtração do LNS). Esse volume de sulfato de alumínio recuperado equivaleria a 303.239 L do sulfato comercial, deixando, então, de ser gastos mensalmente R\$ 133.424,69 na compra do produto. Descontando-se os gastos com o ácido sulfúrico a economia seria de R\$ 99.654,22 / mês, ou seja, cerca de 80% dos gastos com coagulante.

5.9.2 Estimativa de custos envolvidos na recuperação de cloreto férrico

Para avaliação do volume médio mensal de lodo gerado pela aplicação de cloreto férrico, foi considerado a produção média mensal de LA na ETA RM em 2003, quando foi aplicado o produto de janeiro a setembro daquele ano. A produção média de LA foi de 4.466 m³, ou

seja, 4.466.000 L. No cálculo da média de produção de LA foram desconsiderados os meses de outubro a dezembro de 2003, quando a ETA RM passou a utilizar sulfato de alumínio .

Conforme ensaios de solubilização do lodo gerado pelo cloreto férrico, após sua acidificação e sedimentação em média 42,5% do volume do LA acidificado solubilizam-se em cloreto férrico recuperado. Considerando-se que para acidificação do lodo em pH 1,5 foi necessário a aplicação de HCl na dosagem média de 36,2 mL/L, seriam necessários por mês 161.669 L de ácido clorídrico. Para solubilização dos 4.466.000 L mensais de LA seriam adicionados 161.669 L de ácido, gerando assim 4.627.669 L / mês de lodo acidificado. Após sedimentação seriam produzidos 1.966.759 L mensais de coagulante recuperado. Sabendo-se que o ácido clorídrico à 33% e densidade de 1,15 tem o custo de R\$ 668,30 / T (referência Carbocloro, janeiro de 2005), o ácido utilizado no processo de acidificação teria um custo mensal de R\$ 124.249,90.

O cloreto férrico recuperado apresentou baixa concentração de $FeCl_3$, conforme relatado no item 5.7, e para obter a mesma concentração de $FeCl_3$ que o coagulante comercial é necessário, em média, volumes 27 vezes maiores do cloreto recuperado. Assim sendo, o volume de 1.966.759 L mensais de cloreto férrico recuperado equivaleria a 72.843 L de coagulante comercial. Como o custo do cloreto férrico é de R\$ 0,72 / L (referência COPASA, março de 2004), deixariam de ser gastos mensalmente R\$ 52.446,96 na compra do produto.

Como para recuperação de coagulante seriam gastos mensalmente R\$ 124.249,90 de HCl, haveria um déficit para a obtenção da recuperação de cloreto férrico de R\$ 71.802,94/ mês. Sabendo-se que o consumo médio mensal de cloreto férrico no ano de 2003 foi de 352.355 kg, ou seja 248.137 L, ao custo de R\$ 178.658,64, a recuperação aumentaria os gastos com o produto em 40,2%.

Da mesma maneira que realizado com o sulfato de alumínio, considerando a implantação de sistema de desidratação mecânica, no caso filtro prensa, para tratamento do LNS de cloreto férrico, com redução de volume de LNS e permitindo a transformação de 80% do LNS em cloreto férrico recuperado, o volume do produto atingiria 4.095.487 L (1.966.759 L por sedimentação e 2.128.728 L após filtração do LNS). Esse volume de cloreto férrico recuperado equivaleria a 151.685 L do cloreto férrico comercial, deixando de ser gastos mensalmente R\$ 109.213,00 na compra do produto. Descontando-se os gastos com o ácido

clorídrico haveria um déficit de R\$ 15.036,70 / mês, ou seja, cerca de 8,4% dos gastos com coagulante comercial. Entretanto, deve-se salientar que a redução de lodo, em mais de 80% de seu volume, tem como consequência direta a redução dos custos com transporte e disposição do resíduo, custos esses não considerados neste trabalho.

6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos nesta pesquisa no estudo do lodo gerado na Estação de Tratamento de água do Rio Manso, conclui-se:

- A qualidade da água bruta interfere na qualidade do lodo adensado. Verificou-se que quanto maior foi a turbidez da água bruta, maior foi a concentração de sólidos totais no lodo adensado. A mesma tendência não foi verificada em relação a cor aparente. O aumento das dosagens de sulfato de alumínio aplicadas no tratamento de água acompanharam o aumento da concentração de sólidos totais no lodo adensado;
- Para solubilização dos resíduos adensados, o pH de acidificação exerce papel fundamental para eficiência do processo. Os resíduos ricos em alumínio solubilizaram abaixo do pH 3. Entretanto, a redução do volume de lodo só foi significativa em $\text{pH} < 2$. Outro fato importante é que a concentração de Al_2O_3 do coagulante recuperado foi similar nos coagulantes recuperados em pH 1, 2 e 3. Para os lodos ricos em ferro, a solubilização ocorreu apenas abaixo do pH 2, sendo mais eficiente em relação a redução de volume de lodo em $\text{pH} < 1,5$. A concentração de Fe^{+3} , expressa como FeCl_3 , para o cloreto férrico recuperado em pH 1,5 e 1 foi praticamente a mesma;
- A mistura do lodo durante o processo de acidificação deve ser feita com critério, uma vez que demasiada agitação do resíduo acarreta a formação de espumas e contribui para flotação de partículas do resíduo. O fenômeno ocorre com mais intensidade nos lodos gerados pelo sulfato de alumínio que nos lodos gerados pelo cloreto férrico. O tempo de agitação teve pouca influência no processo de solubilização. Após acidificados, os resíduos não solubilizados sedimentaram em maior volume nos primeiros 20 minutos nos lodos contendo alumínio e nos primeiros 30 minutos no lodos contendo ferro. A sedimentação estabilizou por volta dos 50 minutos nos lodos contendo alumínio, e dos 60 minutos, nos lodos contendo ferro;
- Os ensaios de solubilização reduziram o volume de lodo e recuperaram o coagulante similarmente nos lodos contendo alumínio e nos lodos contendo ferro. A redução média do volume nos lodos contendo alumínio foi de 43,2% e nos lodos contendo ferro de 42,5%;

- As dosagens de ácido necessárias para atingir as condições definidas nesta pesquisa para solubilização do lodo adensado são em média 2,6 vezes maiores para acidificação de lodos gerados pelo cloreto férrico com HCl (33%) quando comparadas às dosagens de H₂SO₄ (98%) utilizadas para acidificação dos lodos gerados pelo sulfato de alumínio;
- O lodo não solubilizado apresentou pH próximo de 3 e concentração de sólidos totais de 6%, ou seja, o dobro da concentração média obtida no lodo adensado. A maior porção dos sólidos totais encontrados no lodo não solubilizado foram de sólidos totais fixos. O lodo não solubilizado apresentou, na maioria das vezes, concentrações mais elevadas de metais do que o lodo adensado, principalmente de Fe e Mn;
- O coagulante recuperado apresentou aproximadamente a mesma eficiência que o coagulante comercial com relação à remoção de cor aparente e turbidez em jarreste. A água filtrada após jarreste, no caso da utilização do sulfato de alumínio recuperado, atendeu aos padrões de potabilidade em relação à concentração dos metais pesquisados. A água, tratada com cloreto férrico recuperado, apresentou valores acima do VMP estipulado pela Portaria 518 (BRASIL, 2004) para Al e Pb, situação que não pode ser confirmada visto que não foi possível a realização de réplica;
- No sulfato de alumínio recuperado, a concentração de Al₂O₃ foi no mínimo 7 vezes menor que a exigida para o coagulante comercial. Por sua vez, o cloreto férrico recuperado apresentou concentração de Fe⁺³, expressa como FeCl₃, 19 vezes menor que do coagulante comercial. Essa situação teve como consequência direta a demanda de maiores volumes de coagulante recuperado para obtenção de eficiência similar ao do coagulante comercial no tratamento da água;
- Apesar das menores concentrações de Al₂O₃, estimou-se que a recuperação de sulfato de alumínio com a aplicação do recuperado na própria ETA, pode reduzir os gastos com o sulfato de alumínio comercial em torno de 25% na ETA RM. Já a recuperação de cloreto férrico é deficitária. Caso o lodo não adensado seja desidratado em filtro prensa, permitindo a recuperação de coagulante de 80% do volume, os gastos com sulfato de alumínio podem ser reduzidos em 80% , entretanto a recuperação do cloreto ainda seria deficitária em 8,4%.

7 RECOMENDAÇÕES

A realização deste trabalho permitiu vislumbrar novas pesquisas e recomendar:

- Ampliar os estudos de recuperação de coagulantes, avaliando-se a recuperação de sulfato férrico a partir da acidificação de lodos contendo ferro, com a aplicação de ácido sulfúrico tendo em vista as altas demandas de ácido clorídrico necessárias para recuperação de cloreto férrico;
- Realizar ensaios de jarreste com cloreto férrico recuperado de modo a verificar o aumento da concentração de metais na água filtrada;
- Avaliar o efeito e definir critérios de projeto para mistura do lodo com ácido utilizando ar comprimido durante o processo de acidificação;
- Ampliar a estimativa de custos referentes a recuperação de coagulantes, incluindo custos de transporte e disposição do resíduo não solubilizado;
- Ampliar os estudos do lodo não solubilizado de modo a classificá-lo de acordo com as disposições da NR-10.004 (ABNT,2004) e avaliar alternativas de disposição final;
- Ampliar os estudos para verificação da filtrabilidade do lodo não solubilizado e da redução de lodo;
- Avaliar o impacto da aplicação do coagulante recuperado no tratamento de água em termos de aumento de carbono orgânico total e subprodutos da oxidação;
- Avaliar outras aplicações para o coagulante recuperado como por exemplo, no tratamento de esgotos;
- Avaliar o limite da recuperação de coagulante, ou seja, o número de vezes que se pode recuperar sucessivamente o coagulante de um lodo gerado pela aplicação do coagulante recuperado.
- Investigar a origem da presença de metais no lodo adensado considerando além da qualidade da água bruta, a inserção de elementos pela aplicação dos produtos químicos utilizados no tratamento de água.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALDEEB, A. A., QASIM, S. R., PUPPALA, A. J., ANDERSON, C.F. Physical and engineering properties of treatment plant residuals and disposal. *Journal AWWA*, Denver, v.8, P. 127-137, august 2003.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for examination of water and wastewater. 20th edition. Washington, DC. American Public Health Association, 1999.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION RESEARCH FOUNDATION. *Guidance Manual for coagulant changeover*. Denver, USA. 1 ed. AWWA Research Foundation, 2003. 185p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *MB-3124*: Sulfato de alumínio-Determinação de resíduo insolúvel em água – Rio de Janeiro, Brasil, 1989.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *MB-3125*: Sulfato de alumínio-Determinação de alumínio total solúvel – Rio de Janeiro, Brasil, 1989.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *MB-3126*: Sulfato de alumínio-Determinação do ferro total solúvel em água – Rio de Janeiro, Brasil, 1989.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *MB-3127* Sulfato de alumínio-Determinação de acidez livre e basicidade – Rio de Janeiro, Brasil, 1989.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10.004*: Resíduos Sólidos – São Paulo, Brasil, 2004.
- BARBOSA, R. M. *Avaliação do Impacto de lodos de estações de tratamento de água à biota aquática através de estudos ecotoxicológicos*. 2000, 223 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BIDONE, F, SILVA, A. P., MARQUES, D. M. Lodos produzidos nas estações de tratamento de água (ETAs): desidratação em leitos de secagem e codisposição em aterros sanitários. In: ANDREOLI, C.V (coordenador), *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. PROSAB, 1 ed. RIMA, 2001. Cap.9 P.215-244.
- BISHOP, M. M.,ROLAN, A. T., BAILEY, T. L., CORNWELL, D. A. A. Testing of alum recovery for solids reduction and reuse. *Journal AWWA*, Denver, v.6, P. 76-83, jun. 1987.
- BRANDÃO, J.T. *Recuperação de coagulantes através de solubilização pela via ácida de lodos de diversas ETAs no Espírito Santo com posterior reutilização no tratamento de águas para abastecimento e águas residuárias*. 1998, 140 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Espírito Santo.
- BRASIL. Congresso Nacional. Lei n. 9605 de abril de 1998. Dispõe sobre Sanções Penais e Administrativas Derivadas de Condutas e Atividades Lesivas ao Meio Ambiente. *Diário Oficial da República*, Brasília, 1998.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n.357. Classifica das águas doces, salobras e salinas no território nacional. *Diário Oficial da República*, Brasília, 2005.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 518. Normas de Qualidade da Água para Consumo Humano. *Diário Oficial da República*, Brasília, 2004.

- BRATBY, J. *Coagulation and flocculation with a emphasis on water and wastewater treatment*. 1 ed. Croydon, England. Uplands Press Ltd, 1980.354 p.
- CHEREMISINOFF, N. P. Liquid filtration, Butterworth-Heinemann, Boston, 1998, apud RICHTER, C.A. *Tratamento de lodos de estações de tratamento de água*. 1 ed. São Paulo. Editora Edgard Blucher Ltda, 2001. 102 p.
- CLEASBY, J.L., LOGSDON, G.S., Granular bed and precoat filtration. In:LETTERMAN, R.D., *Water quality and treatment: a handbook of community water supplies*. 5 ed. American Water Works Association, Mc Grall-Hill, New York,1999. Cap. 8 p. 8.1-8.99.
- COPASA - Relatório Mensal de Operação de ETA SRM (01 a 12/2004)
- COPASA - Relatório Mensal de Tratamento de Resíduo – UTR SRM (01 a 12/2004)
- COPASA. *Norma técnica T.093/1- Cloreto Férrico. Sistema de Normalização Técnica-SINORTE*, Belo Horizonte,1990.
- COPASA. *Norma técnica T.094/1- Cloreto Férrico: Determinação da composição química. Sistema de Normalização técnica SINORTE*, Belo Horizonte, 1986.
- COPASA. *Norma técnica T.141/0- Sulfato de Alumínio. Sistema de Normalização Técnica-SINORTE*, Belo Horizonte,1993.
- CORDEIRO, J. S. Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs. In: REALI, M. A. P., SOUZA, A. G., BARRETO, E., CARVALHO, E. H., BRANDÃO, J., PATRIZZI, L. J., DI BERNARDO, L., SCALIZE, P. S., GONÇALVES, R. F., PIOTTO, Z. *Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de Estações de Tratamento de água*. PROSAB, 1 ed. Rima, 1999. Cap.1. P. 1-19.
- CORNWELL, D.A, WESTERHOFF, G.P. Management of water treatment plant sludges. In: BORCHARDT, J. A. *Sludge and its ultimate disposal*., Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, USA, 1981.
- CORNWELL, D.A., Water treatment plant residuals. In: LETTERMAN, R.D., *Water quality and treatment: a handbook of community water supplies*. 5 ed. American Water Works Association, Mc Grall-Hill, New York,1999. Cap. 16 p. 16.1-16.51.
- COSTA, E. H. *Relatório Técnico Final – Estudo da tratabilidade da Estação de Tratamento de água do Rio Manso*. COPASA, Belo Horizonte, 2003
- DEGRÈMONT. Water treatment handbook, vol 2, 6 ed. Degrémont, Rueil-Malmaison Cedex, France, 1991.
- DEMATOS, M, COSTA, J. G., FONSECA, D. F., BRAGA, J. P. C., JANSEN, W. Redução do volume de lodo gerado em estações de tratamento de água – A proposta de recuperação do coagulante pelo processo de acidificação no Sistema Rio Manso. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa, 2001.
- DI BERNARDO, L. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. Rio de Janeiro, ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1993. 498p. Vol.2
- DI BERNARDO, L., SCALIZE, P.S., SOUZA FILHO, A.G. Água de lavagem de filtros rápidos. In: REALI, M. A. P., SOUZA, A. G., BARRETO, E., CARVALHO, E. H., BRANDÃO, J, PATRIZZI, L. J., DI BERNARDO, L., SCALIZE, P. S.,

- GONÇALVES, R. F., PIOTTO, Z. *Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de Estações de Tratamento de água*. PROSAB, 1 ed. Rima, 1999. Cap.7. P. 143-168.
- DI BERNARDO,L, DI BERNARDO,A., CENTURIONE FILHO, P. L. *Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em Estações de Tratamento de Água*. 1 ed.São Carlos: Rima, 2002. 237p.
- DOE,P.W., Water treatment plant waste management. In: PONTIUS,F.W., *Water quality and treatment: a handbook of community water supplies*. 4 ed. American Water Works Association, Mc Grall-Hill, New York,1990.
- FULTON, G.P. Recover alum to reduce waste-disposal costs. In: *Processing Water treatment Plant Sludge*. AWWA, 1974. P103-118.
- GONÇALVES, R. F., BRANDÃO, J. T., BARRETO, E. M. S. Viabilidade econômica da regeneração do sulfato de alumínio de lodos de Estações de Tratamento de Água. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., Rio de Janeiro, 1999.
- GRADIN, S.R. – *Desidratação de lodos produzidos nas estações de tratamento de água*. 1992, 456 p. Dissertação (Mestrado) –Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- HSIEH, H.N., RAGHU, D. Criteria dewatering for water treatment plant residual monofill. Denver, AWWARF, 199p., 1997 *apud* CORDERO, J.S. Processamento de lodos de Estações de tratamento de água. In: ANDREOLI, C.V (coordenador), *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. PROSAB, 1 ed. RIMA, 2001. Cap.5 P.121-141.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional de Saneamento 2000. Rio de Janeiro, Brasil, 2002. 431p.
- KAWAMURA, S. *Integrated design of water treatment facilities*. John Wiley & sons, New York, 658 p. 1991
- LETTERMAN, R. D., AMIRTHARAJAH, A., O'MELIA, C. R., Coagulation and flocculation In: LETTERMAN, R.D., *Water quality and treatment: a handbook of community water supplies*. 5 ed. American Water Works Association, Mc Grall-Hill, New York,1999. Cap.6 P 6.1-6.66.
- LI, C. W., LIN, J. L., KANG, S.F., LIANG,C.L. Acidification and alkalization of textile chemical sludge: volume/solid reduction, dewaterability, and Al (III) recovery. *Separation and Purification Technology*. June, 2004.
- MASIDES, J., SOLEY, J. MATA- ALVAREZ, J. A feasibility study of alum recovery in wastewater treatment plants. *Water Research*. Vol.22 n.4 P 399-405. Inglaterra, 1988.
- MASSCHELIN, W. J., DEVLEMINCK, R., GENOT, J. The feasibility of coagulant recycling by alkaline reation of aluminium hidroxide sludges. *Water Research*. Vol.19 n.11 P 1363-1368. Inglaterra, 1985.
- MINAS GERAIS. Comissão de Política Ambiental. *Deliberação Normativa n.10/86*. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas e dá outras providencias. *Diário Oficial*, Belo Horizonte, 16 de dezembro de1986.

- MIRATECH, TEM CATE NICOLON, Catálogo Técnico – Containment and dewatering with geotextile containment technology.
- MONTGOMERY, J. M. *Water Treatment Principles and Design*, 1 ed. John Wiley & sons – New York, 1985, 696p.
- NETZSCH, Catálogo Técnico – Sistema de desaguamento.
- NSF INTERNATIONAL STANDARD/ AMERICA NATIONAL STANDARD. *NSF/ANSI 60-2002- Drinking water treatment chemicals –Health effects*. NSF International, Michigan, USA,2002.
- O' CONNOR, J. T. Management of water- treatment plant residues. In: *Water Quality and Treatment: a handbook of Public Water supplies*. 3 ed. American Water Works Association. Mc Grall-Hill, New York, 1971. P.625-646
- PETRUZZELLI,D.,VOLPE,A., LIMONI,R. Coagulants Removal and recovery from water clarifier sludge. *Water Research*. Vol.34, nº7. P-2177-21882, 2000.
- PIOTTO,Z.C. *Regeneração do potencial de coagulação de lodos químicos de estações de tratamento de água para reutilização no tratamento físico químico de diferentes tipos de águas residuárias*. 1995.103p.Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- PRAKASH, P., HOSKINS, D., SENGUPTA, A.K. Application of homogeneous and heterogeneous caution-exchange membranes in coagulant recovery from water treatment plant residuals using Donnan membrane process. *Journal of Membrane Science*, P. 1-14, mar 2004.
- REALI, M.A.P. Principais características quantitativas e qualitativas do lodo de ETAs. In: REALI, M. A. P., SOUZA, A. G., BARRETO, E., CARVALHO, E. H., BRANDÃO, J., PATRIZZI, L. J., DI BERNARDO, L., SCALIZE, P. S., GONÇALVES, R. F., PIOTTO, Z. *Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de Estações de Tratamento de água*. PROSAB, 1 ed. Rima, 1999. Cap.2. P. 21-39.
- RICHTER , C.A. *Tratamento de lodos de estações de tratamento de água*. 1 ed. São Paulo. Editora Edgard Blucher Ltda, 2001. 102 p.
- SALES,A, CORDEIRO, S. J. Imobilização da fase sólida de lodos de estações de tratamento de água (ETAs). In: ANDREOLI, C.V. (coordenador), *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. PROSAB, 1 ed. RIMA, 2001. Cap.10 P.245-257.
- SAUNDERS, F.M, ROEDER, M. L., RIVERS, R. B., CAMP, C., MAGARA, Y. Coagulant recovery: a critical assessment, USA. AWWA research Foundation, 1991. 294p.
- SCALIZE, P.S. *Disposição de Resíduos gerados em estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto*, 2003, p.148. Tese (Doutorado) –Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SCALIZE, P.S., DI BERNARDO, L., Caracterização de água de lavagem de filtros rápidos de estações de tratamento de água e dos sobrenadantes e sedimentos obtidos após ensaio de clarificação utilizando polímero aniônico. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, Porto Alegre, RS. Brasil, 2000. Anais eletrônicos II-023, 11 p. Rio de janeiro. ABES, 2000.

- SECKLER, S., ALÉM SOBRINHO, P. Considerações sobre o tratamento de despejos líquidos gerados em estações de tratamento de água. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. ABES, nº 3 e 4, Rio de Janeiro, Brasil, P. 128-136,1998.
- SILVA, M, BRANDÃO, C.C.S. Aplicação de lodo de estações de tratamento de água como coagulante no polimento final para remoção de fósforo em unidades de tratamento de esgoto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22. Joinville, SC, 2003.
- SMOLLEN, M., KAFAAR, A. Electroosmotically Enhanced Sludge Dewatering: Pilot-Plant Study, *Water Science Technology*, IAWQ, 1994, V. 30, n.8 P. 159-168, 1997 *apud* REALI, M.A.P. Principais Características Quantitativas e Qualitativas do Lodo de ETAs. In: REALI, M. A. P., SOUZA, A. G., BARRETO, E., CARVALHO, E. H., BRANDÃO, J, PATRIZZI, L. J., DI BERNARDO, L., SCALIZE, P. S., GONÇALVES, R. F., PIOTTO, Z. *Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de Estações de Tratamento de água*. PROSAB, 1 ed. Rima, 1999. Cap.2 P.21-39.
- WESTERHOFF, G.P, DAILY, M.P. Water – treatment - plant wastes Disposal. In: *Processing Water treatment Plant Sludge*. AWWA, 1974. P119-150.
- WREN, C. D., STEPHENSON, G. L. The effect of acidification on the accumulation and toxicity of metals to freshwater invertebrates. *Environmental Pollution*, 1991 V.71, P.205-241.

APÊNDICE A

DADOS OPERACIONAIS DA ETA RM, FORNECIDOS PELA COPASA

Tabela A.1- Qualidade água bruta em 2004

mês	cor aparente (uH)			Turbidez (uT)		
	mín	média	máx	mín	média	máx
janeiro	10	50	90	3,5	17	30
fevereiro	60	80	100	20	25	29
março	25	60	90	7,9	20	32
abril	30	41	52	5,7	10	15
maio	22	29	35	3	5,4	7,8
junho	20	35	50	6,8	7,0	7,1
julho	17	42	67	1,5	6,8	12
agosto	12	19	25	1,5	6,8	12
setembro	7	12	17	1	1,5	1,9
outubro	5	10	15	0,80	1,2	1,5
novembro	5	11	17	0,70	1,2	1,6
dezembro	5	27	49	0,80	6,5	12

mês	Fe total (mg/L)			Mn total (mg/L)		
	mín	média	máx	mín	média	máx
janeiro	0,54	0,78	1,02	0,12	0,50	0,88
fevereiro	0,63	0,94	1,24	0,17	0,42	0,67
março	0,29	0,67	1,04	0,1	0,51	0,92
abril	0,38	0,65	0,91	0,14	0,32	0,49
maio	0,22	0,34	0,46	0,07	0,20	0,32
junho	0,16	0,34	0,51	0,08	0,27	0,45
julho	0,22	0,51	0,8	0,05	0,21	0,36
agosto	0,16	0,57	0,98	0,05	0,24	0,42
setembro	0,05	0,21	0,37	0,05	0,12	0,18
outubro	0,05	0,14	0,22	0,05	0,09	0,12
novembro	0,05	0,55	1,04	0,05	0,21	0,36
dezembro	0,08	0,35	0,62	0,05	0,21	0,36

Tabela A.2 – Dosagens de sulfato de alumínio na ETA RM em 2004

mês	Dosagem de sulfato de alumínio (mg/L)		
	mín	média	máx
janeiro	8	11	14
fevereiro	14	18	21
março	21	22	22
abril	20	21	22
maio	15	18	20
junho	15	17	18
julho	13	17	22
agosto	9	18	27
setembro	7	8	9
outubro	7	8	8
novembro	8	8	8
dezembro	9	13	17

Tabela A.3 – Consumo de coagulante nos anos de 2003 e 2004 na ETA RM

2003			2004		
mês	produto	Quantidade (kg)	mês	produto	Quantidade (kg)
janeiro	cloreto férrico	448.913	janeiro	sulfato de alumínio	247.333
fevereiro	cloreto férrico	603.692	fevereiro	sulfato de alumínio	379.225
março	cloreto férrico	499.805	março	sulfato de alumínio	539.819
abril	cloreto férrico	285.440	abril	sulfato de alumínio	524.115
maio	cloreto férrico	243.086	maio	sulfato de alumínio	420.669
junho	cloreto férrico	248.293	junho	sulfato de alumínio	397.349
julho	cloreto férrico	381.050	julho	sulfato de alumínio	382.301
agosto	cloreto férrico	294.507	agosto	sulfato de alumínio	498.321
setembro	cloreto férrico	168.123	setembro	sulfato de alumínio	169.536
outubro	cloreto férrico	90.909	outubro	sulfato de alumínio	194.407
	sulfato de alumínio	67.765	novembro	cloreto férrico	55.402
novembro	sulfato de alumínio	172.397		sulfato de alumínio	92.711
dezembro	sulfato de alumínio	209.846	dezembro	cloreto férrico	78.046
				sulfato de alumínio	156.242

Tabela A.4 –Médias mensais da duração das carreiras de filtração da ETA RM no ano de 2004

Mês	Carreira média (horas)	Mês	Carreira média (horas)
janeiro	61	julho	42
fevereiro	62	agosto	44
março	46	setembro	44
abril	47	outubro	50
maio	45	novembro	49
junho	37	dezembro	39

Tabela A.5 –Volume mensal afluyente à UTR , volume mensal de água recuperada e percentual de água recuperada relativos ao volume afluyente no ano de 2004

Mês	Volume Afluyente (m ³)	Volume Recuperado		Mês	Volume Afluyente (m ³)	Volume Recuperado	
		(m ³)	%			(m ³)	%
janeiro	88.746	85.712	96,6	julho	98.099	94.847	96,7
fevereiro	93.054	89.314	96,0	agosto	90.481	87.378	96,6
março	96.171	91.843	95,5	setembro	75.827	74.375	98,1
abril	88.888	84.470	95,0	outubro	71.750	70.382	98,1
maio	93.026	87.655	94,2	novembro	77.610	76.098	98,1
junho	104.634	101.203	96,7	dezembro	96.486	94.411	97,8

Tabela A.6– Volume de água afluyente a ETA RM e volume de água de lavagem

Mês	Volume afluyente à ETA	Volume de água de Lavagem	%
Janeiro	9913696	57.831	0,6
Feveireiro	9247128	54.943	0,6
Março	9965212	66.435	0,7
Abril	9596455	63.258	0,7
Maiο	9895836	65.421	0,7
Junho	9375296	81.022	0,9
Julho	9794341	73.945	0,8
Agosto	9954489	67.829	0,7
Setembro	9618668	63.403	0,7
Outubro	10111612	58.678	0,6
Novembro	9657519	61.685	0,6
Dezembro	9839651	81.253	0,8
Média mensal	9747492	66.309	0,7

Tabela A.7– Volumes mensais e concentração de sólidos totais nos resíduos provenientes dos decantadores e filtros da ETA e adensadores da UTR no ano de 2004

Mês	Decantadores da ETA		Filtros da ETA		Adensador UTR	
	Volume (m ³)	ST (%)	Volume (m ³)	ST (%)	Volume (m ³)	ST (%)
Janeiro	30.915	0,42	57.831	0,12	2.398	3,80
Fevereiro	38.111	0,74	54.943	0,20	3.740	5,26
Março	29.736	0,62	66.435	0,17	4.328	5,26
Abril	25.630	0,61	63.258	0,13	4.418	3,54
Maiο	27.605	0,64	65.421	0,14	5.371	3,54
Junho	23.612	0,61	81.022	0,10	3.431	3,70
Julho	24.154	0,46	73.945	0,13	3.252	3,30
Agosto	22.652	0,63	67.829	0,17	3.103	3,40
Setembro	12.424	0,49	63.403	0,17	1.452	3,35
Outubro	13.072	0,48	58.678	0,17	1.368	3,50
Novembro	15.925	0,41	61.685	0,17	1.512	3,32
Dezembro	15.233	0,61	81.253	0,18	2.075	3,89
Média mensal	23.256	0,56	71.747	0,15	3.037	3,82

APÊNDICE B

CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA

Tabela B.1– Cor aparente, turbidez, pH das amostras de água bruta e respectiva dosagem de coagulante aplicada na ETA.

Data	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	dosagem de coagulante (mg/L)
22/05/04	25	3,2	7,5	14*
21/07/04	18	1,8	7,1	13*
21/08/04	20	3,2	6,8	18*
22/10/04	10	1,4	6,5	8*
21/11/04	18	1,7	6,5	5**
05/12/04	15	2,1	6,7	7**
11/12/04	8	1,1	6,6	9**
20/01/05	67	12	6,6	19*
20/02/05	65	20	6,7	25*

* sulfato de alumínio

** cloreto férrico

Tabela B.2– Análise da série sólidos e DQO nas amostra de água bruta

Data	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	SSE (mg/L)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)
22/05/04	93	60	33	0	57	42	15
21/07/04	34	24	10	0	10	4	6
21/08/04	44	24	20	0	14	<2	13
22/10/04	18	6	12	0	17	6	11
21/11/04	50	4	46	0	16	<2	15
05/12/04	54	34	20	0	6	4	2
20/01/05	52	12	40	0	40	3	37
20/02/05	42	32	10	0	7	4	3

Data	SDT (mg/L)	SDF (mg/L)	SDV (mg/L)	DQO (mg/L O)
22/05/04	36	18	18	-
21/07/04	24	20	4	5
21/08/04	30	23	7	-
22/10/04	<2	<2	<2	7
21/11/04	34	2	32	<5
05/12/04	48	30	18	14
20/01/05	12	9	3	<5
20/02/05	35	28	7	5

Tabela B.3– Análise de metais, As, Se e Cianetos na AB

Data	Ag (mg/L)	Al (mg/L)	As (mg/L)	Ba (mg/L)	Cd (mg/L)	Cr total (mg/L)	Cu (mg/L)	Cianetos (mg/L)
22/05/04	<0,024	<0,20	<0,003	-	<0,003	<0,05	<0,010	-
22/07/04	<0,024	<0,20	<0,003	-	<0,003	<0,05	<0,010	-
25/10/04	<0,024	<0,20	<0,003	<0,10	<0,003	<0,05	<0,010	<0,005
05/12/04	<0,024	<0,20	<0,003	<0,10	<0,003	<0,05	<0,010	<0,005

Data	Fe total (mg/L)	Hg (mg/L)	Mn total (mg/L)	Pb (mg/L)	Sb (mg/L)	Sn (mg/L)	Se (mg/L)	Zn (mg/L)
22/05/04	0,21	<0,0002	0,03	<0,010	-	<0,035	<0,0003	0,011
22/07/04	0,24	<0,0002	0,02	<0,010	-	<0,035	<0,0003	0,016
25/10/04	0,10	<0,0002	0,03	<0,010	<0,0037	<0,035	<0,0003	0,015
05/12/04	0,28	<0,0002	0,18	<0,010	<0,0037	<0,035	<0,0003	0,016

APÊNDICE C

CARACTERIZAÇÃO DO LODO ADENSADO

Tabela C.1– Variação de pH no lodo adensado

Data	pH
22/05/04	6,9
21/07/04	7,1
21/08/04	7,3
22/10/04	7,5
21/11/04	6,9
05/12/04	7,1
11/12/04	6,6
20/01/05	7,5
20/02/05	7,4

Tabela C.2– Análise da série sólidos e DQO nas amostra de LA

Data	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	SSE (mg/L)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)
22/05/04	9790	6892	2898	750	6665	4188	2807
21/07/04	19467	13988	5479	850	19300	13888	5412
21/08/04	29966	22012	7954	1000	22586	16006	6580
22/10/04	18304	14052	4252	800	17656	14002	3654
21/11/04	34430	25682	8748	1000	31800	23080	8720
05/12/04	32960	25304	7656	970	31336	25224	6112
20/01/05	38874	28308	9666	855	14574	10556	4018
20/02/05	48408	29418	18990	998	39270	23500	15770

Data	SDT (mg/L)	SDF (mg/L)	SDV (mg/L)	DQO (mg O ₂ /L)
22/05/04	2795	2704	91	1119
21/07/04	167	100	67	3679
21/08/04	7380	6006	1374	-
22/10/04	648	50	598	99
21/11/04	2630	2602	28	5066
05/12/04	1624	80	1544	5751
20/01/05	23400	17752	5648	1417
20/02/05	91138	5918	3220	3735

Tabela C.3– Análise de metais, As, Se no LA

Data	21/07/04*	23/08/04*	22/10/04**	05/12/04**
Parâmetro				
Ag (mg/L)	0,02	0,02	-	-
Al (mg/L)	2673,61	1847,22	1803,85	325,05
As (mg/L)	0,83	0,87	-	-
Cd (mg/L)	0,03	0,02	0,04	0,09
Cr total (mg/L)	2,14	0,45	2,96	2,8
Cu (mg/L)	0,55	0,21	1,32	2,46
Fe total (mg/L)	1068,75	471,08	1537,11	1029,26
Hg (mg/L)	0,01	0,01	<4	<4
Mn total (mg/L)	202,68	81,36	166,52	465,7
Ni (mg/L)	-	-	0,82	1,05
Pb (mg/L)	0,74	0,20	<0,20	<0,20
Sn (mg/L)	-	-	<10	<10
Se (mg/L)	0,001	0,006	-	-
Zn (mg/L)	1,07	0,88	1,05	0,91

* Análise realizada em laboratório particular

** Análise realizada no DESA/UFMG

No dia 05/12/2004, o lodo foi gerado pela aplicação de cloreto férrico na ETA, nos demais, foi gerado pela aplicação de sulfato de alumínio.

APÊNDICE D

AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS PARA ENSAIOS DE SOLUBILIZAÇÃO COM SULFATO DE ALUMÍNIO

D.1- Avaliação do pH de solubilização

Foram realizados ensaios com LA acidificados com ácido sulfúrico em jarreste misturando-se as amostra a 250 rpm durante 5 minutos. Após acidificado o lodo foi mantido em repouso por 50 minutos para sedimentação do resíduo não solubilizado.

Tabela D.1- Avaliação do pH de solubilização

Primeiro ensaio (dia 19/08/2004)								
pH	Dosagem ácido sulfúrico (mL/L)	Recuperado (mL)	%	Não solubilizado (mL)	%	Flotado (mL)	%	Al ₂ O ₃ %
6	0,1	0	0	2000	100	0	0	-
5	0,5	0	0	2000	100	0	0	-
4	1,5	0	0	2000	100	0	0	-
3	11,2	470	23,4	1542	76,6	0	0	0,9
2	14	885	45,2	1000	51,1	72	3,7	1,2
1	25	1450	72,1	560	27,9	0	0	1,1
Segundo ensaio (dia 21/08/2004)								
6	0,2	0	0	0	100	0	0	-
5	0,5	0	0	0	100	0	0	-
4	2,0	0	0	0	100	0	0	-
3	14,5	360	17,8	1350	66,8	310	15,3	1,6
2	18	870	43,0	1050	52,0	100	5	1,4
1	30	1350	67,2	660	32,7	0	0	1,7
Terceiro ensaio (dia 26/08/2004)								
6	0,1	0	0	0	100	0	0	-
5	0,3	0	0	0	100	0	0	-
4	1,7	0	0	0	100	0	0	-
3	11,3	225	11,3	1420	71,2	350	17,5	1
2	14,7	720	36,4	1090	55,0	170	8,6	1,2
1	26,8	1200	57,7	790	38	90	4,3	1,1

D.2- Avaliação da influência da rotação e do tempo de mistura na recuperação de coagulante

Foram realizados ensaios com LA acidificados até pH igual a 2. Após dosagem de ácido o LA foi misturado em jarreste nas rotações 100, 250, e 500 rpm, durante 5, 10 e 15 minutos para cada valor de rotação.

Tabela D.2 - Avaliação da influência da rotação e do tempo de mistura na recuperação do coagulante

Rotação 100 rpm e 50 minutos de decantação						
Tempo de agitação	Recuperado		Não solubilizado		Flotado + espuma	
	(mL)	%	(mL)	%	(mL)	%
Primeiro ensaio (26/08/2004)						
5 minutos	350	17,4	1570	77,9	95	0,7
10 minutos	380	19,2	1550	78,5	45	2,3
15 minutos	350	17,5	1600	80,0	50	0,9
Segundo ensaio (03/09/2004)						
5 minutos	870	46,4	920	49,1	85	4,5
10 minutos	895	44,3	960	47,5	165	8,2
15 minutos	745	38,5	970	50,1	220	11,4
Rotação 250 rpm e 50 minutos de decantação						
Tempo de agitação	Recuperado		Não solubilizado		Flotado + espuma	
	(mL)	%	(mL)	%	(mL)	%
Primeiro ensaio (21/08/2004)						
5 minutos	880	46,2	935	49,1	90	4,7
10 minutos	870	47,0	840	45,4	140	7,6
15 minutos	890	45,9	940	48,5	110	5,7
Segundo ensaio (26/08/2004)						
5 minutos	975	50,6	860	44,7	90	4,7
10 minutos	765	38,2	1045	52,1	165	9,7
15 minutos	900	46,0	850	43,5	205	10,5
Rotação 500 rpm e 50 minutos de decantação						
Tempo de agitação	Recuperado		Não solubilizado		Flotado + espuma	
	(mL)	%	(mL)	%	(mL)	%
Primeiro ensaio (21/08/2004)						
5 minutos	410	20,5	810	40,5	780	39
10 minutos	360	18,0	820	41,0	820	41
15 minutos	270	13,5	780	39,0	950	47,5
Segundo ensaio (26/08/2004)						
5 minutos	680	33,3	700	64,3	660	32,3
10 minutos	320	16,1	760	38,2	910	45,7
15 minutos	360	18,0	870	43,5	770	38,5

D.3 – Avaliação do tempo de sedimentação do lodo acidificado

Tabela D.3 - Monitoramento da sedimentação do lodo acidificado em balão de sedimentação graduado

Primeira amostra (dia 26/08/2004)		Segunda amostra (dia 03/09/2004)		Terceira amostra (dia 21/10/2004)	
Tempo (minutos)	Resíduo (mL)	Tempo (minutos)	Resíduo (mL)	Tempo (minutos)	Resíduo (mL)
5	650	5	0	5	425
10	575	10	700	10	375
15	540	15	700	15	350
20	500	20	675	20	330
25	475	25	625	25	325
30	460	30	600	30	315
35	450	35	600	35	300
40	450	40	600	40	300
45	430	45	600	45	290
50	425	50	600	50	290
55	425	55	600	55	290
60	400	60	600	60	290

APÊNDICE E

AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS PARA ENSAIOS DE SOLUBILIZAÇÃO COM CLORETO FÉRRICO

E.1- Avaliação do pH de solubilização

Foram realizados ensaios com LA acidificados com ácido clorídrico em jarreste misturando-se as amostras a 250 rpm, durante 5 minutos. Após acidificados, o lodo foi mantido em repouso por 50 minutos para sedimentação do resíduo não solubilizado.

Tabela E.1 - Avaliação do pH de solubilização

Primeiro ensaio (dia 29/11/2004)								
pH	Dosagem ácido clorídrico (mL/L)	Recuperado (mL)	%	Não solubilizado (mL)	%	Flotado (mL)	%	Fe ⁺³ %
6	2	0	0	0	100	0	0	-
5	3	0	0	0	100	0	0	-
4	4,5	0	0	0	100	0	0	-
3	6,8	0	0	0	100	0	0	-
2	14,5	560	56	440	44	desprezível	0	2,4
1,5	45	540	54	460	46	desprezível	0	2,4
1	69	1150	62	710	38	desprezível	0	2,9
Segundo ensaio (dia 05/12/2004)								
6	-	-	-	-	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-	-	-	-
4	-	-	-	-	-	-	-	-
3	-	-	-	-	-	-	-	-
2	20	165	8	1910	92	desprezível	0	-
1,5	33,5	655	32	1370	68	desprezível	0	1,4
1	58	1020	51	980	49	desprezível	0	2,8
Terceiro ensaio (dia 26/08/2004)								
6	-	-	-	-	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-	-	-	-
4	-	-	-	-	-	-	-	-
3	-	-	-	-	-	-	-	-
2	6,2	50	5	950	95	0	0	-
1,5	30	440	44	510	51	50	5	2,1
1	50	510	51	440	44	50	5	2,4

E.2- Avaliação da influência da rotação e do tempo de mistura na recuperação de coagulante

Foram realizados ensaios com LA acidificados até pH igual a 1,5. Após dosagem de ácido o LA foi misturado em jarreste nas rotações 100, 250, e 500 rpm, durante 5, 10 e 15 minutos para cada valor de rotação.

Tabela E.2 - Avaliação da influência da rotação e do tempo de mistura na recuperação do coagulante

Rotação 100 rpm e 50 minutos de decantação						
Tempo de agitação	Recuperado		Não solubilizado		Flotado + espuma	
	(mL)	%	(mL)	%	(mL)	%
Primeiro ensaio (05/12/2004)						
5 minutos	300	32	600	63	50	5
10 minutos	350	35	600	60	50	5
15 minutos	350	35	600	60	50	5
Rotação 250 rpm e 50 minutos de decantação						
Tempo de agitação	Recuperado		Não solubilizado		Flotado + espuma	
	(mL)	%	(mL)	%	(mL)	%
Primeiro ensaio (05/12/2004)						
5 minutos	400	38	600	57	50	5
10 minutos	450	43	550	52	50	5
15 minutos	350	33	650	62	50	5
Segundo ensaio (11/12/2004)						
5 minutos	450	45	500	50	50	5
10 minutos	400	40	550	55	50	5
15 minutos	400	40	550	55	50	5
Rotação 500 rpm e 50 minutos de decantação						
Tempo de agitação	Recuperado		Não solubilizado		Flotado + espuma	
	(mL)	%	(mL)	%	(mL)	%
Primeiro ensaio (05/12/2004)						
5 minutos	250	29	500	58	150	18
10 minutos	300	33	450	50	150	17
15 minutos	300	30	450	50	250	28
Segundo ensaio (11/12/2004)						
5 minutos	350	30	650	57	150	13
10 minutos	375	29	675	53	225	18
15 minutos	350	29	650	52	250	20

E.3 – Avaliação do tempo de sedimentação do lodo acidificado

Tabela E.3- Monitoramento da sedimentação do lodo acidificado em balão de sedimentação graduado

Primeira amostra (dia 05/12/2004)			Segunda amostra (dia 11/12/2004)		
Tempo (minutos)	Resíduo (mL)	Redução (%)	Tempo (minutos)	Resíduo (mL)	Redução (%)
5	750	25,0	5	850	15,0
10	700	30,0	10	800	20,0
15	675	32,5	15	750	25,0
20	650	35,0	20	700	30,0
25	640	36,0	25	650	35,0
30	625	37,5	30	640	36,0
35	600	40,0	35	600	40,0
40	600	40,0	40	600	40,0
45	590	41,0	45	575	42,5
50	590	41,0	50	550	45,0
55	575	42,5	55	550	45,0
60	550	45,0	60	525	47,5
65	550	45,0	65	525	47,5

APÊNDICE F

AVALIAÇÃO DOS ENSAIOS DE SOLUBILIZAÇÃO

F.1- Ensaio de solubilização de lodos gerados pelo sulfato de alumínio

Tabela F.1 - Separação de LNS, REC e FLO na coluna de sedimentação após solubilização de lodos gerados pelo sulfato de alumínio

amostra	data	LNS (%)	REC (%)	FLO (%)
1	22/05/04	42,5	57,5	-
2	22/05/04	50,0	50,0	-
3	21/07/04	55,7	33,1	11,2
4	21/07/04	53,5	33,9	12,6
5	21/07/04	49,7	38,0	12,3
6	21/07/04	45,7	44,3	10,0
7	21/07/04	48,6	41,5	9,9
8	21/07/04	45,1	44,6	10,3
9	19/08/04	51,1	45,2	3,7
10	21/08/04	52,0	43,0	5,0
11	21/08/04	49,1	46,2	4,7
12	26/08/04	55,0	36,4	8,6
13	22/10/04	27,5	69,0	3,5
14	20/01/05	57,7	36,9	5,4
15	20/02/05	72,0	28,0	0
média		50,3	43,2	7,5

F.2- Ensaio de solubilização de lodos gerados pelo cloreto férrico

Tabela F.2 - Separação de LNS, REC e FLO na coluna de sedimentação após solubilização de lodos gerados pelo cloreto férrico

amostra	data	LNS (%)	REC (%)	FLO (%)
1	29/11/04	44,0	56,0	0,0
2	29/11/04	46,0	54,0	0,0
3	05/12/04	57,0	38,0	5,0
4	05/12/04	68,0	32,0	0,0
5	05/12/04	67,7	32,3	0,0
6	05/12/04	61,0	33,0	6,0
7	11/12/04	51,0	44,0	5,0
8	11/12/04	65,1	34,5	0,4
9	11/12/04	50,0	45,0	5,0
média		55,4	42,5	2,1

F.3- Dosagens de H₂SO₄ e HCL utilizadas nos ensaios de solubilização

Tabela F.3 - Dosagens praticadas de H₂SO₄ e HCl nos ensaios de solubilização do lodo

Dosagens de H ₂ SO ₄		Dosagens de HCl	
Data	mL/L	Data	mL/L
22/05/04	5,5	29/11/04	45,0
21/07/04	11,0	05/12/04	33,5
19/08/04	14,0	11/12/04	30,0
21/08/04	18,0		
26/08/04	14,7		
22/10/04	11,0		
20/01/05	14,0		
20/02/05	22,0		
média	13,8	média	36,2

F.4- Redução do lodo em função das concentrações de sólidos

Tabela F.4 - Redução média do volume de lodo e concentração de sólidos

Data	Redução média do volume (%)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	SST (mg/L)	SDT (mg/L)
22/05/04	53,8	9790	9790	2898	6665	2795
21/07/04	39,2	19467	13988	5479	19300	167
21/08/04	44,6	29966	22012	7954	22586	7380
22/10/04	69,0	18304	14052	4252	17656	648
05/12/04	34,1	34430	25682	8748	31800	2630
11/12/04	41,2	32960	25304	7656	31336	1624
20/01/05	36,9	38874	28308	9666	14574	23400
20/02/05	28,0	48408	29418	18990	39270	9138

APÊNDICE G

CARACTERIZAÇÃO DO LODO NÃO SOLUBILIZADO

Tabela G.1 – Variação de pH no lodo não solubilizado

Data	pH
22/05/04	2,85
21/07/04	3,05
21/08/04	-
22/10/04	2,7
21/11/04*	-
05/12/04*	1,12
11/12/04*	-
20/01/04	3,4
20/02/05	2,58

* LNS gerado por cloreto férrico

Tabela G.2 – Análise da série sólidos e DQO nas amostras de lodo não solubilizado

Data	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	SSE (mg/L)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)
22/05/04	9778	8520	1258	0	9038	7983	1055
21/07/04	52579	27706	24873	950	17354	7195	10159
21/08/04	66196	31514	34682	900	16898	9338	7560
22/10/04	65062	38690	26372	850	40358	26812	13546
21/11/04	36832	26298	10534	1000	30780	23320	7460
05/12/04	51476	30052	21424	990	30840	19364	11476
20/01/05	74810	45502	29308	825	43182	30676	12506
20/02/05	113886	65830	48056	950	76305	52285	24020

Data	SDT (mg/L)	SDF (mg/L)	SDV (mg/L)	DQO (mg O ₂ /L)
22/05/04	740	537	203	333
21/07/04	35225	20511	14714	3371,98
21/08/04	49298	22176	27122	
22/10/04	24704	11878	12826	
21/11/04	6052	2978	3074	4153
05/12/04	20636	10688	9948	8370
20/01/05	31628	14826	16802	1476,54
20/02/05	37581	13545	24036	3.059

Tabela G.3 – Análise de metais, As, Se no LNS

Data	21/07/04*	23/08/04*	22/10/04**	05/12/04**
Parâmetro				
Ag (mg/L)	0,041	0,026	-	-
Al (mg/L)	2917	1701	1549,4	442,10
As (mg/L)	1,67	1,25	-	-
Cd (mg/L)	0,05	0,08	0,13	0,14
Cr total (mg/L)	3,2	1,1	6,4	2,8
Cu (mg/L)	0,70	0,27	1,35	1,31
Fe total (mg/L)	2006	958	703,57	6462,44
Hg (mg/L)	0,01	0,01	<4	<4
Mn total (mg/L)	272,43	136,01	468,65	709,77
Pb (mg/L)	1,04	0,69	<0,20	<0,20
Sn (mg/L)	-	-	<10	<10
Se (mg/L)	0,0013	0,5479	-	-
Zn (mg/L)	1,61	0,60	1,64	4,27
Ni (mg/L)	-	-	2,64	1,43

*Análise realizada em laboratório particular

**Análise realizada no DESA/UFMG

No dia 05/12/2004, o lodo foi gerado pela aplicação de cloreto férrico na ETA

APÊNDICE H

CARACTERIZAÇÃO DO COAGULANTE RECUPERADO E COAGULANTE COMERCIAL

Tabela H.1 - Características do sulfato de alumínio recuperado

Data	21/07/04	20/08/04	21/08/04	26/08/04	22/10/04	20/01/05	20/02/05	Média
Acidez (%)	-	0,3	-	-	-	-	-	0,3
Al total solúvel	1,0	1,2	1,4	1,2	0,95	0,5	1,3	1,08
Al ₂ O ₃ (%)								
Resíduo insolúvel (%)	-	-	-	-	0,18	-	0,2	0,19
Fe total solúvel (%)	<0,1	<0,1			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Basicidade (%)	-	-	-	-	0,12	0,17	0,3	0,2
Massa específica (g/cm ³)	1,0	-	-	-	1,03	1,05	1,05	1,04

Tabela H.2 - Características do cloreto férrico recuperado

Data	29/11/04	05/12/04	20/12/04	Média
Acidez (%)	0,2	<0,1	<0,1	0,15
Resíduo insolúvel (%)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fe ⁺³ (%)	2,4	1,40	2,1	1,97
Fe ⁺² (%)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Massa específica (g/cm ³)	1,0	1,0	1,0	1,0

Tabela H.3 - Características do sulfato de alumínio e cloreto férrico comercial

Data	Sulfato de alumínio			Cloreto férrico	
	21/07/04	22/10/04	20/02/05	05/12/04	
Acidez (%)	-	0,2	0,1	Acidez (%)	0,5
Al total solúvel	8,1	7,6	7,5	Resíduo insolúvel (%)	<0,1
Al ₂ O ₃ (%)				Fe ⁺³ (%)	38,4
Resíduo insolúvel (%)	-	<0,1	0,01	Fe ⁺² (%)	0,4
Fe total solúvel (%)	0,9	1,1	1,2	Massa específica (g/cm ³)	1,42
Basicidade (%)	-	-	-		
Massa específica (g/cm ³)	1,32	1,32	1,32		

APÊNDICE I

ENSAIOS JARTESTE

I-1 Ensaios de jarteste para definição das dosagens de coagulante recuperado e comercial

Tabela I.1 – Ensaio jarteste realizado em 28/07/2004

jarro	H ₂ SO ₄	Dosagem		pH	Cal mL	Água decantada			Água tratada	
		mg/L	mL			Turbidez (uT)	Cor (uH)	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)
1	comercial	22	4,4	6,9	6,4	9,0	53	6,9	0,25	7,5
2	comercial	24	4,8	6,9	7,0	8,5	60	6,8	0,29	7,5
3	comercial	26	5,2	6,9	7,6	9,6	70	6,8	1	10
4	Recuperado	22	4,4	6,9	5,0	9,0	70	6,9	0,65	10
5	Recuperado	24	4,8	6,9	5,5	9,5	60	6,9	0,20	7,5
6	Recuperado	26	5,2	6,9	6,0	9,4	60	6,9	0,4	10

Foi definida a dosagem de 24 mg/L para realização dos ensaios. A dosagem utilizada na ETA era 22 mg/L.

Tabela I.2 – Ensaio jarteste realizado em 02/11/2004

jarro	H ₂ SO ₄	Dosagem		pH	Cal mL	Água decantada		
		mg/L	mL			Turbidez (uT)	Cor (uH)	pH
1	comercial	7	1,4	6,9	4,5	1,4	14	6,7
2	comercial	9	1,8	6,9	4,5	1,4	13	6,8
3	comercial	11	2,2	6,9	4,5	1,3	13	6,8
4	Recuperado	7	1,4	6,9	4,5	1,6	20	6,9
5	Recuperado	9	1,8	6,9	4,5	1,4	10	6,9
6	Recuperado	11	2,2	6,9	4,5	1,0	10	6,9

Foi definida a dosagem de 9 mg/L para realização dos ensaios a mesma aplicada na ETA.

Tabela I.3 – Ensaio jarteste realizado em 22/12/2005

jarro	H ₂ SO ₄	Dosagem		pH	Cal mL	Água decantada		
		mg/L	mL			Turbidez (uT)	Cor (uH)	pH
1	comercial	5	1,0	6,9	3,0	2,8	48	6,9
2	comercial	7	1,4	6,9	4,2	2,8	62	6,9
3	comercial	3	0,6	6,9	1,8	3,0	53	6,9
4	Recuperado	5	1,0	6,9	3,0	2,9	65	6,9
5	Recuperado	7	1,4	6,9	4,2	2,6	63	6,9
6	Recuperado	3	0,6	6,9	1,8	3,3	58	6,9

Foi definida a dosagem de 7 mg/L para realização dos ensaios, a mesma aplicada na ETA.

Tabela I.4 – Ensaio jarreste realizado em 20/02/2005

jarro	FeCl ₃	Dosagem		pH	Cal mL	Água decantada		
		mg/L	mL			Turbidez(uT)	Cor (uH)	pH
1	comercial	21	4,2	7,5	18,8	9,7	20	7,5
2	comercial	23	4,6	7,5	20,6	12	40	7,4
3	comercial	25	5,0	7,5	22,4	9,1	30	7,5
4	Recuperado	21	4,2	7,5	18,8	23	70	7,5
5	Recuperado	23	4,6	7,5	20,6	22	80	7,7
6	Recuperado	25	5,0	7,5	22,4	21	80	7,8

Foi definida a dosagem de 25 mg/L para realização dos ensaios, apesar de nenhuma dosagem ter possibilitado boa coagulação/floculação.

APÊNDICE J

CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA FILTRADA APÓS JARTESTE

Tabela J.1 – Análise de metais, As, Se e Cianetos na AF

Data	Ag (mg/L)	Al (mg/L)	As (mg/L)	Ba (mg/L)	Cd (mg/L)	Cr total (mg/L)	Cu (mg/L)	Cianetos (mg/L)
28/07/04	<0,024	<0,20	<0,003	-	<0,003	<0,05	<0,010	-
02/11/04	<0,024	<0,20	<0,003	<0,10	<0,003	<0,05	<0,010	<0,005
22/12/04	<0,024	0,36	<0,003	<0,10	<0,003	<0,05	<0,010	<0,005
20/02/05	<0,024	1,13	<0,003	<0,10	<0,003	<0,05	<0,010	<0,005

Data	Fe total (mg/L)	Hg (mg/L)	Mn total (mg/L)	Pb (mg/L)	Sb (mg/L)	Sn (mg/L)	Se (mg/L)	Zn (mg/L)
28/07/04	<0,039	<0,0002	0,1	<0,010	-	<0,035	<0,0003	0,012
02/11/04	0,05	<0,0002	0,02	<0,010	<0,0037	<0,035	<0,0003	0,024
22/12/04	0,08	<0,0002	0,08	0,018	<0,0037	<0,035	<0,0003	0,018
20/02/05	0,38	<0,0002	0,32	<0,010	<0,0037	<0,035	<0,0003	0,012