



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

***FABIO ROEHRS***

Tratamento Físico - Químico de Lixiviado de Aterro Sanitário por  
Filtração Direta Ascendente

Florianópolis, outubro de 2007

**FABIO ROEHRS**

Tratamento Físico - Químico de Lixiviado de Aterro Sanitário por  
Filtração Direta Ascendente

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal de  
Santa Catarina, para  
Obtenção do título de Mestre  
em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Armando Borges de Castilhos Jr., Dr.

Co-Orientador: Prof. Ramon Lucas Dalsasso., Dr

Florianópolis, 2007

Roehrs, Fabio

Tratamento Físico - Químico de Lixiviado de Aterro Sanitário por Filtração Direta Ascendente. Fabio Roehrs – Florianópolis, 2007.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental.

1. Resíduos Urbanos. 2. Aterro Sanitário. 3. Lixiviado. 4. Tratamento Físico-Químico. 5. Filtração Direta Ascendente.

## **TERMO DE APROVAÇÃO**

**FABIO ROEHRS**

Tratamento Físico - Químico de Lixiviado de Aterro Sanitário por  
Filtração Direta Ascendente

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre  
no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade  
Federal de Santa Catarina

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Maurício Luiz Sens  
Departamento de Engenharia Ambiental, UFSC.

---

Prof. Dr. Ramon Lucas Dalsasso  
Departamento de Engenharia Ambiental, UFSC.

---

Prof. Dr. Luis Augusto dos Santos Madureira  
Departamento de Química, UFSC.

Florianópolis, 28 de Outubro de 2007

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a todos aqueles que, direta ou indiretamente, participaram da elaboração deste trabalho, seja dividindo conhecimento, seja me apoiando nos momentos difíceis.

Agradeço a minha mãe, Lora e o meu pai Nelson(em memória) por terem me dado a vida e me ensinado a ser o homem que sou.

Agradeço ao meu orientador Armando Borges de Castilho Jr. por aceitar me orientar e por ter acompanhado toda a execução do trabalho, pela amizade e paciência e principalmente pela confiança depositada em mim.

Ao co-orientador Ramon Lucas Dalsasso, pelo projeto da instalação piloto, pela compreensão e pelos conhecimentos transmitidos.

Aos meus amigos Denyo Silva, João Renato de Mendonça Strelau e José Julio Barrios Restrepo, pela ajuda na construção do piloto e pela troca de idéias.

Aos amigos Ângelo Adolfo Ruzza, Fabio Faquim, Paulo Dutra.

Agradeço ao pessoal do LIMA pela ajuda e amizade, permitindo a realização dos ensaios e análises.

A Ana Paula Bortoloso e Karina da Silva pela realização da análises.

Aos meus amigos do mestrado e ao pessoal do Lareso. Agradeço a Cláudia pela grande ajuda prestada.

A minha namorada Solange Junkes, por estar presente, me apoiando nos momentos difíceis e acreditando sempre.

Ao CNPq pelo financiamento concedido.

## RESUMO

A disposição dos resíduos sólidos tem sido um grande problema em virtude da preocupação crescente da preservação ambiental.

A rápida industrialização e urbanização resultaram num incremento do consumo de produtos ou materiais diversos, conseqüentemente, aumentando a geração de resíduos sólidos, principalmente nas grandes cidades e regiões metropolitanas.

Uma das alternativas mais utilizadas para dispor os resíduos sólidos são os aterros sanitários. Mas esta técnica requer cuidados na sua execução para que atenda às normas ambientais, como a impermeabilização da camada de base e a cobertura do aterro.

Os lixiviados gerados pela degradação biológica dos resíduos contidos no seu interior e pela ação das chuvas que infiltram pelo mesmo podem contaminar os recursos hídricos.

Os lixiviados caracterizam-se pela sua composição complexa e sua variabilidade em relação à quantidade e qualidade gerada. Sua composição e a concentração de substâncias poluidoras são influenciadas pelos tipos de resíduos depositados no aterro. Em geral os lixiviados, ou chorume como são comumente denominados, apresentam altas concentrações de contaminantes orgânicos representados pela demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), e também com altas concentrações de amônia.

Diversos tratamentos são utilizados a fim de minimizar o impacto do lixiviado de aterros no meio ambiente. De forma básica os tratamentos se dividem em biológicos e físico-químicos, com maior ênfase no tratamento biológico. O lixiviado de lixo é um líquido com elevado potencial poluente, os métodos convencionais utilizados em seu tratamento têm descartado-o com intensa coloração e alta toxicidade. Este trabalho teve como objetivo implantar em escala piloto um sistema de filtração direta ascendente, para o tratamento do lixiviado "in natura", proveniente do aterro sanitário da cidade de Biguaçu - SC.

O estudo foi desenvolvido em duas etapas utilizando cloreto férrico, sulfato de alumínio e sulfato ferroso como coagulantes principais, a primeira com o objetivo da otimização dos parâmetros operacionais através dos ensaios de bancada utilizando o equipamento Jar Test, a segunda etapa já com os parâmetros ótimos conhecidos (Gradientes de velocidade para a mistura rápida, tempo da mistura e dosagem de coagulante) partiu-se para os ensaios no piloto, como acompanhamento da eficiência do tratamento foram utilizadas rotinas analíticas para a determinação da sua eficiência.

O filtro ascendente foi construído com tubos de PVC de 150 mm de diâmetro e 4,2 m de altura tendo como meio filtrante pedregulho e areia com diversas granulometrias. A taxa de filtração aplicada foi de  $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ .

O tratamento do lixiviado por filtração direta ascendente teve redução significativa da maioria dos parâmetros analisados, destacando a redução de aproximadamente 90% de cor aparente, DQO 65%, DBO 45% e amônia 33%.

Palavras-chave: Resíduos Urbanos, Aterro Sanitário, Lixiviado, Tratamento Físico-Químico, Filtração Direta Ascendente.

## ABSTRACT

The disposition of solid residues has been a great problem due to the growing preoccupation of environmental preservation.

The quick industrialization and urbanization resulted in an increase of consumption of products or diverse materials, consequently increasing the generation of solid residues, especially in the large cities and metropolitan areas.

One of the most used alternatives to dispose of solid residues is the sanitary landfill. However, this technique requires detailed care in its execution in order to attend environmental norms, such as the waterproofing of the base layer and the cover of the landfill.

The leachates generated by biological degradation of the residues contained in the interior of the landfill and by action of rains that infiltrate it may contaminate water resources.

Leachates are characterized by their complex composition and their variability related to the quantity and quality generated. Their composition and the concentration of polluting substances are influenced by the types of residues deposited in the landfill.

Leachates or manure, as they are commonly denominated, present high concentrations of organic contaminants represented by the chemical demand of oxygen (CDO) and by the biochemical demand of oxygen (BDO), and also with high concentrations of ammonia.

Several treatments are used in order to minimize the impact of leachates of landfills on the environment. They basically are divided in biological and physical-chemical, with a greater emphasis on biological treatment. The garbage leachate is a liquid with a high polluting potential, and the conventional methods used in its treatment have discarded it with intense coloration and high toxicity. This study had the objective to implant, on a pilot scale, a direct ascending filtration system for the treatment of "in natura" leachates coming from the sanitary landfill of the city of Biguaçu, SC.

The study was developed in two phases using ferric chloride, aluminum sulphate and ferrous sulphate as the main coagulants, the first with the objective of optimizing the operational parameters through tests of bench using the Jar Test equipment, and the second phase, with the optimum parameters already known (Gradients of velocity for the fast mixture, time of mixture and dosage of coagulant), parted for the tests on the pilot, as a follow-up of the efficiency of the treatment analytical routines were used for the determination of its efficiency.

The ascending filter was built with PVC tubes of 150 mm diameter and 4.2 meters of height, having as a filtration environment small rocks and sands of several granulometries. The rate of filtration applied was of  $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ .

The treatment of leachates by direct ascending filtration had a significant reduction of most of the parameters analyzed, point out to the reduction of approximately 90% of the apparent color, CDO 65%, BDO 45% and ammonia 33%.

Key-words: Urban residues, Sanitary Landfill, Leachates, Physical-Chemical Treatment, Direct Ascending Filtration.

## ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1 - Fenômenos físicos e químicos de dissolução dos minerais	14
FIGURA 2 - Seqüências metabólicas e principais grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbica	19
FIGURA 3 - Desenho esquemático de um Aterro Sanitário	25
FIGURA 4 - Variação nas taxas de poluentes significantes frente ao aumento da idade do aterro Sanitário	29
FIGURA 5 - Configuração esquemática da dupla camada elétrica	37
FIGURA 6 - Variantes da tecnologia da FDA	44
FIGURA 7 – Esquema geral da instalação piloto	46
FIGURA 8 - Distribuição granulométrica nos filtros	47
FIGURA 9 - Reservatório do lixiviado capacidade 5.000 L	48
FIGURA 10 - Sistema de bombeamento	48
FIGURA 11 - Câmara de nível constante	48
FIGURA 12 - Sistema de taxa constante e injeção de coagulante	49
FIGURA 13 - Câmara de mistura rápida e agitador mecânico	49
FIGURA 14 - Bomba dosadora tipo diafragma	50
FIGURA 15 - Injetor de polieletrólito	51
FIGURA 16 – Piezômetros	51
FIGURA 17 - Procedimento para descarga de fundo intermediária (DFI)	53
FIGURA 18 - Esquema para lavagem dos filtros	54
FIGURA 19 - Diagrama esquemático da metodologia dos ensaios de bancada e no piloto	57
FIGURA 20 - Variação da cor aparente em função da variação do tempo de mistura rápida utilizando sulfato ferroso 300mg/L	65
FIGURA 21 – Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação do tempo de mistura rápida utilizando sulfato ferroso 300mg/L	65
FIGURA 22- Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação da concentração de sulfato ferroso	66
FIGURA 23- Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação do gradiente de mistura rápida para sulfato ferroso	66
FIGURA 24 – Variação turbidez, pH e condutividade em função da variação do tempo de mistura rápida utilizando cloreto férrico 300mg/L	68
FIGURA 25 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação da concentração de cloreto férrico	68

FIGURA 26 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação do gradiente de mistura rápida para cloreto férrico	69
FIGURA 27 – Variação turbidez, pH e condutividade em função da variação do tempo de mistura rápida utilizando sulfato de alumínio 300mg/L	71
FIGURA 28 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação da concentração de sulfato de alumínio	71
FIGURA 29 - Variação cor aparente em função da variação da concentração de sulfato de alumínio	72
FIGURA 30 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação do gradiente de mistura rápida para sulfato de alumínio	72
FIGURA 31 – Evolução da perda de carga no filtro 1	75
FIGURA 32 - Evolução da perda de carga no filtro 2	75
FIGURA 33 – Cisalhamento dos flocos no leito de pedregulho	76
FIGURA 34 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação da concentração de sulfato de alumínio	77
FIGURA 35 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da adição de ácido clorídrico 15%	78
FIGURA 36 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação do gradiente de mistura rápida com adição de ácido clorídrico 15%	79
FIGURA 37 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da adição de polímero catiônico Tanfloc Pa 0823	80
FIGURA 38 - Variação da cor aparente, DQO e amônia em função da adição de polímero catiônico Tanfloc Pa 0823	80
FIGURA 39 -Perda de carga relativa à 300 mg/L de sulfato de alumínio e 6 mg/L de polieletrólito	84
FIGURA 40 - Distribuição dos piezômetros e a granulometria aplicada no filtro 1	84
FIGURA 41 – Perda de carga relativa à 600 mg/L de sulfato de alumínio e 1 mg/L de polieletrólito	85
FIGURA 42 – Perda de carga relativa à 900mg/L de sulfato de alumínio e 1mg/L de polieletrólito	86
FIGURA 43 - Turbidez versus concentração de alumínio	87
FIGURA 44 – Tempo de duração da carreira de filtração em função da dosagem de coagulante aplicada nos teste em escala piloto	88
FIGURA 45 – Desempenho na remoção de cor aparente no tratamento por filtração direta ascendente	89
FIGURA 46 – Desempenho na remoção de cor aparente no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo	89

FIGURA 47 – Redução de cor aparente, tratamento com 900mg/L de sulfato de alumínio + 1mg/L polieletrólito	90
FIGURA 48 - Desempenho na remoção da DQO no tratamento por filtração direta ascendente	91
FIGURA 49 – Desempenho na remoção da DQO no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo	91
FIGURA 50 - Desempenho na remoção da DBO no tratamento por filtração direta ascendente	92
FIGURA 51 – Desempenho na remoção da DBO no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo	92
FIGURA 52 - Desempenho na remoção de sólidos totais no tratamento por filtração direta ascendente	93
FIGURA 53 – Desempenho na remoção de sólidos totais no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo	94
FIGURA 54 - Desempenho na remoção de sólidos voláteis no tratamento por filtração direta ascendente	94
FIGURA 55 – Desempenho na remoção de sólidos voláteis no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo	95
FIGURA 56 - Desempenho na remoção de sólidos suspensos totais no tratamento por filtração direta ascendente	95
FIGURA 57 – Desempenho na remoção de sólidos suspensos totais no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo	96
FIGURA 58 - Desempenho na remoção de amônia no tratamento por filtração direta ascendente	97
FIGURA 59 – Desempenho na remoção de amônia no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo	97
FIGURA 60 - Desempenho na remoção da alcalinidade no tratamento por filtração direta ascendente	98
FIGURA 61 – Desempenho na remoção da alcalinidade no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo	98
FIGURA 62 - Desempenho na remoção da condutividade no tratamento por filtração direta ascendente	99
FIGURA 63 – Desempenho na remoção da condutividade no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo	100
FIGURA 64 – Remoção de metais alcançados utilizando filtração direta ascendente	101

## INDICE DE TABELAS

TABELA 1 - Componentes comuns da composição gravimétrica	12
TABELA 2 - Produtos intermediários da degradação dos RSU	17
TABELA 3 - Produtos finais da degradação dos RSU	17
TABELA 4 - Características do lixiviado nas fases Acidogênica e Metanogênica em Aterros Sanitários	28
TABELA 5 - Comparação entre a caracterização do lixiviado de aterros sanitários da Ásia, Europa e EUA	30
TABELA 6 – Parâmetros sugeridos das variantes da tecnologia da FDA	43
TABELA 7 - Composição físico-químicas do lixiviado	62
TABELA 8 – Titulação do lixiviado com ácido clorídrico e sulfúrico 15%	78
TABELA 9 – Variações do pH	99
TABELA 10 – Valores de remoção de metais	102
TABELA 11 – Resultados analíticos em função do tempo de filtração	103

## **LISTA DE ABREVIATURAS**

CO<sub>2</sub> – Dióxido de carbono

CH<sub>4</sub> – Metano

pH – Potencial hidrogeniônico

RSU - resíduos sólidos de origem urbana

kg/m<sup>3</sup> – Kilograma por metro cúbico

NBR – Associação Brasileira de Normas Técnicas

kg/cm<sup>2</sup> - Kilograma por centímetro quadrado

C/N – Relação carbono nitrogênio

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

DFI – Descarga de Fundo Intermediária

FDA – Filtração Direta ascendente

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1</b>	1
<b>INTRODUÇÃO</b>	1
<b>1.1 – OBJETIVOS</b>	5
1.1.1 – Geral	5
1.1.2 – Específicos	5
<b>1.2 – JUSTIFICATIVA DE ESTUDO</b>	5
<b>CAPÍTULO 2</b>	8
<b>2.1 – DEFINIÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS</b>	8
<b>2.2 – CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS</b>	8
2.2.1 – Quanto aos riscos potenciais de contaminação ao meio ambiente	9
2.2.2 – Quanto à natureza ou origem	10
2.2.3 – Quanto à degradabilidade	11
<b>2.3 – CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS</b>	11
<b>2.4 – CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS</b>	13
<b>2.5 – CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS</b>	13
<b>2.6 – PROCESSOS DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)</b>	13
2.6.1 – Processos físico-químico de degradação dos RSU	14
2.6.2 – Processos biológicos de degradação dos RSU	16
<b>2.7 – TÉCNICAS DE TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS</b>	21
2.7.1 – Redução, reutilização e reciclagem	22
2.7.2 – Compostagem	22
2.7.3 – Incineração	23
2.7.4 – Aterro sanitário	23
<b>2.8 – ASPECTOS QUALITATIVOS E QUANTITATIVOS DOS LIXIVIADOS</b>	26
<b>2.8.1 – COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO</b>	27
<b>2.9 – TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO</b>	31
2.9.1 – Coagulação	32
2.9.2 – Mecanismo de coagulação	34
2.9.3 – Sistema coloidal	35

2.9.4 – Partículas coloidais	35
2.9.5 – Estabilidade dos colóides	35
2.9.6 – Mistura rápida	37
2.9.7 – Coagulantes	38
2.9.8 – Floculação	40
<b>2.10 – TEORIA DA FILTRAÇÃO DIRETA</b>	40
2.10.1 – Processo de Filtração Direta Ascendente	41
2.10.2 - Parâmetros sugeridos para as variantes da tecnologia da filtração direta ascendente	43
2.10.3 – Variantes da tecnologia da filtração direta ascendente	44
<b>2.11 – CRITÉRIOS PARA O PROJETO DE INSTALAÇÕES DE FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE</b>	45
<b>CAPÍTULO 3</b>	45
<b>3.1 MATERIAIS E MÉTODOS</b>	45
<b>3.2 SISTEMA PILOTO</b>	45
3.2 OPERAÇÃO DO SISTEMA PILOTO	48
3.2.1 – Alimentação	48
3.2.2 – Controle de vazão	49
3.2.3 - Mistura rápida	49
3.2.4 - Produtos químicos	50
3.2.5 – Filtros	51
3.2.5.1 Regime de operação	51
3.2.5.2 Encerramento das carreiras de filtração	51
3.2.5.3 Descargas de fundo Intermediária (DFIs)	52
3.2.5.3.1 – Taxa da descarga de fundo intermediária	52
3.2.5.3.2 Procedimento para realizar a DFI	52
3.2.5.4 - Lavagem dos filtros	53
<b>3.3 - EFLUENTE DE ESTUDO</b>	54
<b>3.4 – 1º FASE DOS ENSAIOS DE BANCADA: JAR TEST</b>	55
<b>3.5 – TESTE PRELIMINAR EM ESCALA PILOTO</b>	56
<b>3.6 – 2º FASE DOS ENSAIOS DE BANCADA: JAR TEST</b>	56
<b>3.7 – TESTE EM ESCALA PILOTO</b>	56
<b>3.8 - MÉTODOS ANALÍTICOS</b>	57

3.8.1 - Determinação do pH e condutividade	58
3.8.2 - Determinação da alcalinidade total	58
3.8.3 - Determinação da DQO	58
3.8.4 - Determinação da Turbidez	59
3.8.5 - Determinação da cor aparente	59
3.8.6 – Determinação da amônia	59
3.8.7 - Determinação de sólidos totais (ST) e voláteis (SV)	60
3.8.9 - Determinação de sólidos suspensos totais (SST)	60
3.8.10 - Determinação de metais	60
<b>CAPÍTULO 4</b>	<b>61</b>
<b>4.1 - RESULTADOS E DISCUSSÕES</b>	<b>61</b>
<b>4.2 - CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO EM ESTUDO</b>	<b>61</b>
<b>4.3 – ENSAIOS DE COAGULAÇÃO EM JAR TEST</b>	<b>64</b>
4.3.1 – 1º etapa Determinação do melhor tempo de mistura rápida (sulfato de ferroso)	65
4.3.2 - 2º Etapa estudo da dosagem ótima de coagulante	66
4.3.3 - 3º Etapa variação do gradiente de mistura rápida	66
4.3.4 – 1º Etapa determinação do melhor tempo de mistura rápida (cloreto férrico)	68
4.3.5 - 2º Etapa estudo da dosagem ótima de coagulante	68
4.3.6 - 3º Etapa variação do gradiente de mistura rápida	69
4.3.7 – 1º Etapa determinação do melhor tempo de mistura rápida (sulfato de alumínio)	71
4.3.8 - 2º Etapa estudo da dosagem ótima de coagulante	71
4.3.9 - 3º Etapa variação do gradiente de mistura rápida	72
<b>4.4 – Resultados do teste preliminar nos filtros piloto</b>	<b>74</b>
<b>4.5 – Teste complementares de coagulação</b>	<b>77</b>
4.5.1 – 1º Teste variação da concentração de sulfato de alumínio	77
4.5.2 – 2º Teste variação do pH (adição de ácido clorídrico Pa 15%)	78
4.5.3 - 3º Teste variação do gradiente de mistura rápida em função da adição de ácido clorídrico 15%	79
4.5.4 - 4º teste variação da concentração de polímero Pa 0823	80
<b>4.6 – Experimentos de filtração em escala piloto</b>	<b>82</b>
4.6.1 – Perdas de cargas	82

4.6.2 – Resultados de turbidez versus concentração de alumínio	86
4.6.3 - Comparação de eficiência de remoção entre as dosagens de coagulantes aplicadas nos testes em escala piloto	87
4.6.4 – Remoção de metais	100
4.6.5 – Eficiência de remoção em função do tempo de filtração	102
<b>CAPITULO 5</b>	104
<b>5.1 – CONCLUSÕES</b>	104
<b>5.2 – DIFICULDADES</b>	105
<b>5.3 – RECOMENDAÇÕES</b>	105
<b>REFERÊNCIAS</b>	107
<b>ANEXOS</b>	114

## CAPÍTULO I

### INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos apresentam grande diversidade e complexidade. As suas características físicas, químicas e biológicas variam de acordo com a sua fonte ou atividade geradora. Fatores econômicos, sociais, geográficos, educacionais, culturais, tecnológicos e legais afetam o processo de geração dos resíduos sólidos, tanto em relação à quantidade gerada quanto à sua composição qualitativa. Uma vez gerado o resíduo, a forma como é manejado, tratado e destinado pode alterar suas características de maneira, que em certos casos, os riscos à saúde e ao ambiente são potencializados (ZANTA et al., 2006).

O crescimento acentuado da geração de resíduos sólidos e a sua concentração espacial devido à urbanização diminuem as chances de assimilação dos resíduos pelo meio ambiente, sem que haja alterações, muitas vezes significativas, na qualidade da água, do solo e ar, ou seja, do meio físico.

A poluição destes compartimentos ambientais pode atingir níveis de contaminação, afetando o meio antrópico (homem) e biológico (fauna e flora).

As características físicas dos resíduos podem ser associados a vários impactos negativos no meio físico como alteração da paisagem pela poluição visual, a liberação de maus odores ou substância químicas voláteis pela decomposição dos resíduos. Ainda, materiais particulados podem ser dispersos pela ação do vento ou serem liberados juntos com gases tóxicos quando os resíduos são queimados (FELLENBERG, 1980).

A intensa industrialização e a urbanização resultaram em uma imensa degradação ambiental. O crescimento da população, a mudança nas características dos resíduos sólidos nos últimos anos, devido ao aumento de consumo e mudanças nos hábitos da população, bem como as práticas de gerenciamento ambiental inadequadas conduziu à degradação da qualidade ambiental na maioria dos países desenvolvidos.

Nos últimos anos, o gerenciamento dos resíduos sólidos ganhou o foco em muitos países. A redução, o reuso e a reciclagem na fonte, compostagem, incineração e o aterro sanitário são algumas das práticas de gerenciamento de

resíduos praticadas em diferentes países. A aplicabilidade destas difere de lugar para lugar. A disposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários é a prática mais comum, seja devido aos custos mais reduzidos como na prática de seu manejo amplamente difundida. Entretanto, o aterro sanitário requer uma preocupação na impermeabilização da base do aterro para evitar que o lixiviado gerado não atinja os recursos hídricos nas proximidades do aterro.

As principais razões para a elevada aceitação e uso de aterros sanitários em muitas partes do mundo, são: (a) estudos comparativos em muitos países, entre os vários métodos alternativos de disposição, para os resíduos sólidos urbanos, têm mostrado que esta é a opção mais econômica e (b) além das vantagens financeiras, os aterros sanitários permitem que a maioria dos resíduos sólidos seja decompostos em condições mais ou menos controladas, até sua eventual transformação em material estabilizado e relativamente inerte (LEMA et al., 1988, ZOUBOULIS et al., 2002).

Entretanto, o aterro sanitário requer um monitoramento ambiental desde o projeto até a sua operação. A decomposição desses resíduos gera lixiviados, cuja composição é variada e complexa. A presença de diversos poluentes no lixiviado impõe a necessidade de tratamento adequado antes de seu lançamento no corpo receptor. O lixiviado é gerado principalmente pela infiltração da água, que passa pelos resíduos preenchendo seus vazios e facilitando a transferência dos contaminantes da fase sólida à fase líquida.

Devido ao risco de impactos decorrentes da liberação de lixiviado no meio ambiente ser preocupante, torna-se fundamental o estudo de técnicas que visem à redução da sua geração ou adequação de conteúdo orgânico, inorgânico e biológico. Ressalta-se que tanto em termos quantitativos quanto qualitativos o lixiviado varia ao longo do tempo acompanhando a evolução da decomposição anaeróbica dos resíduos (ZANTA et al., 2006)

SILVA, (2005) descreve que a degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, de maneira geral, consiste na dissolução dos elementos minerais presentes, no transporte de partículas finas e do material solúvel pela água de percolação e, principalmente, na conversão biológica da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. Esta degradação em aterros sanitários convencionais, ocorre em uma curta fase de degradação aeróbica, em função do oxigênio presente na massa do resíduo sólido, seguida por uma longa fase de degradação anaeróbica.

Até poucos anos atrás a água era vista como um recurso ilimitado, a generosidade da natureza fazia crer em inesgotáveis mananciais, abundantes e renováveis. Atualmente, o mau uso, aliado à crescente demanda deste recurso, tem sido motivo de preocupação, pelo evidente decréscimo da disponibilidade de água potável em todo planeta.

Em virtude desta evidência os recursos hídricos passam a ser considerado um recurso natural de valor econômico, estratégico e social à existência e bem estar do homem e à manutenção dos ecossistemas, conseqüentemente, a água é um bem comum a toda humanidade. O manejo inadequado dos resíduos sólidos urbanos pode comprometer a qualidade dos recursos hídricos de uma forma intensa, sobretudo quando o é permitido que o lixiviado seja disposto diretamente, sem tratamento ou com tratamento inadequado nos recursos hídricos.

Diante da necessidade de um sistema de tratamento que possibilite uma redução da concentração dos principais compostos orgânicos, inorgânicos, metais pesados e amônia que possam a vir comprometer um posterior tratamento biológico do lixiviado, o estudo do tratamento físico-químico por coagulação-floculação seguido por filtração se faz necessário, não só por estes aspectos levantados, mas pela ampla aplicação deste processo de tratamento das águas de abastecimento, efluentes domésticos e industriais. Para tanto houve a necessidade da utilização da metodologia de tratamento baseada no tratamento de água de abastecimento (DI BERNARDO, 1993 apud HASSEMER, 2000) com algumas modificações com o objetivo de adaptar às características do lixiviado.

Constitui-se, portanto, como objetivo deste trabalho, investigar a técnica de tratamento físico-químico por coagulação-floculação e filtração do lixiviado utilizando cloreto férrico, sulfato de alumínio e sulfato ferroso como coagulantes e determinar a sua eficiência na redução de parâmetros físico-químicos, como cor, turbidez, DQO, DBO, sólidos, metais, amônia, entre outros.

Este trabalho está estruturado da seguinte forma:

No Capítulo I encontram-se os objetivos, geral e específico, bem como a justificativa de estudo.

No capítulo II foi realizada uma revisão na literatura sobre resíduos sólidos e filtração direta ascendente com o objetivo de proporcionar a fundamentação teórica da pesquisa no que diz respeito aos resíduos sólidos, quanto suas definições

classificação, legislação, características, processos de degradação e tratamento, bem como a caracterização e tipos de tratamento para os lixiviados.

No capítulo III, encontram-se os materiais e métodos, que descrevem todos os ensaios para determinação dos parâmetros físicos-químicos, bem como a metodologia utilizada para a otimização dos parâmetros operacionais.

E por fim, são comentados no capítulo IV, os resultados, discussões e no capítulo V as conclusões, dificuldades e recomendações da pesquisa.

## 1.1 Objetivos

### 1.1.1 - Geral

O objetivo geral do presente trabalho é estudar a técnica de filtração direta ascendente seguida de adsorção em colunas de carvão ativo como tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

### 1.1.2 - Específicos

- Determinar as condições ideais de coagulação do lixiviado para o seu encaminhamento a unidade de filtração;
- Estudo do comportamento do lixiviado na unidade de filtração direta ascendente;
- Estudo da eficiência dos filtros e colunas de carvão ativo, através da análise físico-química dos compostos presentes no lixiviado.

## 1.2. JUSTIFICATIVA DE ESTUDO

O crescimento populacional dos últimos anos tem sido um dos grandes responsáveis pelos problemas ambientais do nosso século. Uma parte significativa desse problema está associada aos resíduos sólidos, produzidos diariamente nos grandes centros urbanos. Nos aterros sanitários, esses resíduos passam por processos físicos, químicos e biológicos de decomposição, gerando uma fração gasosa (composta principalmente por  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ ) e uma fase líquida, conhecida como chorume, lixiviado ou percolado de aterro sanitário. Esse resíduo é um líquido com intensa coloração e odor nauseante, que percola pelo interior do aterro sanitário carregado pelo excesso de água da chuva, apresenta elevada carga orgânica e variabilidade composicional, assim como elevado potencial poluente.

Diversas técnicas vêm sendo desenvolvidas para tratar lixiviado de modo que seu impacto possa ser minimizado. O tratamento de lixiviado e a minimização da sua

geração são em princípio, as duas opções disponíveis para o gerenciamento do lixiviado no aterro.

A eliminação do lixiviado na rede coletora é uma opção atrativa, mas a variação na qualidade do esgoto e do lixiviado bem como a distância dos aterros torna esta opção difícil na prática, principalmente pelos custos elevados na sua coleta até a estação de tratamento mais próxima.

O tratamento do lixiviado tornou-se inevitável e uma exigência muito mais difundida em aterros, essa tecnologia foi desenvolvida em 1980 no Reino Unido, mas avançou rapidamente sendo aplicada em grande escala (ROBINSON et al, 1992).

Um dos principais problemas ambientais vivenciados na operação de aterros são as perdas do lixiviado (infiltração) no local do aterro resultando na contaminação do subsolo e das águas circunvizinhas.

Os avanços nas técnicas de engenharia dos aterros permitem a redução na geração do lixiviado, onde é coletado e tratado antes da disposição e limitando, desse modo, a infiltração do lixiviado no solo (FARQUHAR, 1989). Porém existe ainda uma necessidade de desenvolvimento de outras opções confiáveis, sustentáveis para controlar a geração e tratamento do lixiviado.

Existem algumas dificuldades relacionadas com o tratamento do lixiviado. Primeiramente, a sua variabilidade e a concentração têm uma grande importância do tratamento do mesmo. Em segundo, devido às características únicas encontradas em diferentes aterros são tais que a tecnologia do tratamento dos resíduos aplicável em um local nem sempre pode ser diretamente transferível à outra posição. Terceiro, as flutuações na qualidade do lixiviado que ocorre tanto em intervalos curtos como longos devem ser estimados dentro do projeto do tratamento principalmente a longo prazo.

No projeto do sistema de tratamento do lixiviado, o processo deve adequar o quanto for possível de acordo com a variabilidade do lixiviado ao longo do tempo, pois o sistema de tratamento que seja eficiente para um lixiviado jovem pode ser tornar completamente inadequado na medida em que a idade do aterro aumenta (WICHITSATHIAN, 2004).

Vários métodos de tratamento biológico foram empregados para o tratamento do lixiviado em aterros municipais. Os sistemas de aeração prolongados, combinando grupos seqüenciais de reatores e lagoas aeradas podem ser eficientes,

estáveis e confiáveis para tratar o lixiviado. No entanto, estes sistemas de tratamento podem ser ineficientes para o tratamento de lixiviado que contêm altas concentrações de substâncias não biodegradáveis e amônia. Além disso, a concentração de matéria orgânica e o pH são significativos e, influenciam o crescimento de bactérias no processo de nitrificação (ABERLING et al, 1992; BAE et al, 1997; KABDASLI, et al, 2000 apud WICHITSATHIAN, 2004). Adicionalmente, a alta concentração da amônia com aproximadamente 1.000 mg/L no lixiviado podem influenciar diretamente a toxicidade nos efluentes (ROBINSON et al., 1992).

Os sistemas de tratamento físicos usados para o tratamento do lixiviado incluem a adsorção com carvão ativado, filtração, evaporação; etc. Os métodos químicos incluem a coagulação a precipitação, e a oxidação dos orgânicos.

O tratamento físico-químico é necessário para remover os metais pesados e hidrolisar alguns dos materiais orgânicos para o tratamento biológico, que é necessário para a estabilização e a degradação da matéria orgânica. Diante destes aspectos, o tratamento do lixiviado requer técnica avançada do tratamento, para estarem de acordo com os padrões de lançamento de efluente nos corpos receptores.

Existem duas razões para a baixa eficiência na remoção do sistema de tratamento individual: a alta porcentagem matéria orgânica com alto peso molecular, a amônia e os metais pesados. A alta concentração de amônia e metais tóxicos pode causar a inibição biológica.

Desse modo, o objetivo deste estudo é a utilização de tecnologia amplamente difundida e fundamentada no tratamento de águas de abastecimento, buscando uma metodologia que possibilite o tratamento do lixiviado ou a minimização da composição química responsável pela inibição biológica. Os experimentos foram conduzidos em unidade piloto de filtração direta ascendente com o objetivo de simular o tratamento físico-químico do lixiviado bem como a otimização necessária para a melhor performance do filtro e as condições ideais para sua utilização.

## **CAPITULO 2**

### ***2.1. DEFINIÇÃO DE LIXO E RESÍDUOS SÓLIDOS***

Segundo ZANTA e FERREIRA(2003), os resíduos sólidos de origem urbana (RSU) são aqueles gerados pelas variadas atividades desenvolvidas nas áreas densamente povoadas e urbanizadas do município. Os resíduos gerados nessas regiões são oriundos de várias fontes, como residenciais, comerciais, de estabelecimentos de saúde, industriais, da limpeza pública (varrição, capina, poda e outros), da construção civil e, finalmente, os agrícolas.

Dentre os resíduos acima mencionados os resíduos de origem domiciliar ou aqueles com características similares, como os comerciais, e os resíduos da limpeza pública são normalmente encaminhados para a disposição em aterros sob responsabilidade do poder municipal.

De acordo com os autores, os resíduos comerciais podem ser aceitos para coleta e disposição no aterro desde que autorizado pelas instituições responsáveis pelo gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos. Entretanto, o gerenciamento de resíduos de origem não domiciliar, como os resíduos de serviço de saúde ou da construção civil, é igualmente, de responsabilidade do gerador, estando sujeitos à legislação específica vigente.

### ***2.2. CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS***

Os resíduos sólidos podem ter várias formas de classificação. As mais comuns são quanto aos riscos potenciais de contaminação ao meio ambiente e quanto à natureza ou origem.

### 2.2.1. QUANTO AOS RISCOS POTENCIAIS DE CONTAMINAÇÃO DO MEIO AMBIENTE

A norma NBR 10004, de 2004 trata da classificação de resíduos sólidos quanto a sua periculosidade, ou seja, as características apresentadas pelos resíduos em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, que podem representar potencial de risco à saúde pública e ao meio ambiente. De acordo com sua periculosidade os resíduos sólidos podem ser enquadrados em duas categorias:

Resíduos Classe I - Perigosos

Resíduos Classe II - Não Perigosos

IIA – Não Inertes

IIB - Inertes

- **Os resíduos classe I – Perigosos** - são os que apresentam, pelo menos, uma das seguintes características: inflamabilidade; corrosividade; reatividade; toxicidade; patogenicidade. A patogenicidade é a característica inerente aos RSU pela potencialidade em apresentar, em sua composição, agentes infectantes, como microorganismos ou toxinas por estes produzidos, que possam afetar principalmente a saúde humana.

- **Os resíduos da Classe II A – Não Inertes** – pode ter propriedades como a solubilidade em água, combustibilidade e biodegradabilidade, e não se enquadram na Classe I (Perigosos) nem na Classe II B (Inertes), nesta categoria, enquadra-se os papéis, papelão, matéria vegetal e outros.

- **Os resíduos da Classe II B – Inertes** – são aqueles que, submetidos aos ensaios de solubilização, não tenham nenhum de seus constituintes solubilizados, em concentrações superiores aos padrões de potabilidade de águas, excetuando-se os padrões: aspecto, cor, turbidez e sabor. Como exemplo destes materiais, pode-se citar rochas, tijolos, vidros e certos plásticos e borrachas que não são decompostos prontamente.

## 2.2.2. QUANTO À NATUREZA OU ORIGEM

A origem é o principal elemento para a caracterização dos resíduos sólidos. Segundo JARDIM *et al* (1995) este critério, os diferentes tipos de resíduos podem ser agrupados, a saber:

- **Domiciliar:** aquele originado das residências, constituído por restos de alimentos (cascas de frutas, verduras etc.), produtos deteriorados, jornais, revistas, garrafas, embalagens em geral, papel higiênico, fraldas descartáveis e uma grande diversidade de outros materiais. Podem conter, ainda, alguns resíduos que podem ser tóxicos.

- **Comercial:** aquele proveniente dos estabelecimentos comerciais e de serviços, tais como: supermercados, estabelecimentos bancários, lojas, bares etc.

- **Público:** originados dos serviços da limpeza pública urbana (limpeza das vias públicas, praias, galerias, córregos e de terrenos, restos de podas de árvores etc.), e de limpeza de áreas de feiras livres, constituídos por restos de vegetais diversos, embalagens, etc.

- **De serviços de saúde e hospitalar:** são constituídos de resíduos sépticos, ou seja, que contêm, ou potencialmente podem conter agentes patogênicos. São produzidos em serviços de saúde como hospitais, clínicas, laboratórios, farmácias, clínicas veterinárias, postos de saúde.

- **De portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários:** constituem os resíduos sépticos, que contêm, ou potencialmente podem conter agentes patogênicos trazidos dos portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários. Basicamente, originam-se de material de higiene, de asseio pessoal e de restos de alimentação que podem veicular doenças provenientes de outras cidades, Estados e países. Também nestes locais, os resíduos assépticos são considerados domiciliares.

- **Industrial:** são aqueles originados nas atividades da indústria metalúrgica, química, petroquímica, papelaria, alimentícia, entre outros. O resíduo sólido industrial é bastante variado, podendo ser representado por cinzas, lodos, óleos, resíduos alcalinos ou ácidos, plásticos, papel, madeira, fibras, borracha, metal,

escórias, vidros, cerâmicas etc. Nesta categoria, inclui-se a grande maioria dos resíduos sólidos considerados tóxicos.

- **Agrícola:** são os resíduos sólidos das atividades agrícolas e da pecuária, como embalagens de adubos, defensivos agrícolas, ração, restos de colheita etc.

- **Resíduos da construção civil (entulho):** demolições e restos de obras, solos de escavações, entre outros.

### **2.2.3. QUANTO À DEGRADABILIDADE**

A classificação dos resíduos sólidos segundo BIDONE & POVINELLI, 1999 *apud* SOUZA (2005) também pode ser feita de acordo com o grau de degradabilidade, conforme apresentada a seguir:

- Facilmente degradáveis: a matéria orgânica presente nos resíduos sólidos de origem urbana;
- Moderadamente degradáveis: são os papéis, papelão e material celulósico;
- Dificilmente degradáveis: pedaços de pano, retalhos, aparas e serragens de couro, borracha e madeira;
- Não degradáveis: podem-se citar os vidros, metais, plásticos, pedras, terra, entre outros.

### **2.3. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS**

Composição gravimétrica traduz o percentual de cada componente em relação ao peso total da amostra de resíduos sólidos analisada. Os componentes mais utilizados na determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos encontram-se na Tabela 1.

A variedade e quantidade de fontes geradoras fazem com que os resíduos tenham uma composição muito variada e heterogênea.

Tabela 1 - Componentes comuns da composição gravimétrica.

<b>Componentes</b>
Matéria orgânica
Papel/papelão
Plástico rígido
Plástico maleável
PET
Metal ferroso
Metal não-ferroso
Alumínio
Vidro claro
Vidro claro
Vidro escuro
Madeira
Borracha
Couro
Tecido/trapos
Ossos
Cerâmica
Agregado fino

Fonte: MONTEIRO *et al* (2001)

A informação sobre a composição dos resíduos sólidos urbanos é importante, para dimensionar a quantidade de equipamentos necessários, sistemas de tratamento e os planos de gestão.

De acordo com MONTEIRO *et al* (2001), muitos técnicos tendem a simplificar, considerando apenas alguns componentes, tais como papel/papelão; plásticos; vidros; metais; matéria orgânica e outros. O autor comenta que este tipo de composição simplificada, embora possa ser usado no dimensionamento de uma usina de compostagem e de outras unidades de um sistema de limpeza urbana, não se presta, por exemplo, a um estudo preciso de reciclagem ou de coleta.

Peso específico aparente: é o peso dos resíduos sólidos soltos, em função do volume ocupado livremente, sem qualquer compactação, expresso em  $\text{kg/m}^3$ .

Teor de umidade: representa a quantidade de água presente nos resíduos sólidos, medida em percentual do seu peso. Este parâmetro se altera em função das estações do ano e da incidência de chuvas, podendo-se estimar um teor de umidade variando em torno de 40 a 60%.

Compressividade: é o grau de compactação ou a redução do volume que uma massa de resíduos sólidos pode sofrer quando compactada. Submetido a uma

pressão de 4 kg/cm<sup>2</sup>, o volume dos resíduos sólidos pode ser reduzido de um terço (1/3) a um quarto (1/4) do seu volume original.

#### **2.4. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS**

A composição química dos resíduos sólidos está relacionada principalmente, a componentes orgânicos, e engloba a quantificação de parâmetros como carbono, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, zinco, ferro, manganês, sódio e enxofre, que compõem o elenco básico de macro e micro nutrientes, a relação C/N, o pH e as concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis, poder calorífico entre outros.

#### **2.5. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS**

As características biológicas dos resíduos sólidos são aquelas determinadas pela população microbiana e dos agentes patogênicos presentes nestes materiais que, ao lado das suas características físicas e químicas, permitem que sejam selecionados os métodos de tratamento e disposição final mais adequado.

#### **2.6. PROCESSOS DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)**

Segundo CASTILHOS *et al.* (2003) os resíduos sólidos resultam de uma mistura de uma grande variedade química, que sob a influência de agentes naturais como a chuva e microrganismos sofrem evoluções complexas, constituídas pela superposição de mecanismos físicos, químicos e biológicos. Além da dissolução dos elementos minerais e da percolação da água pelo aterro carreando partículas finas e materiais solúveis, o principal responsável pela degradação dos resíduos é a bio-

conversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas, o que resulta em biogás e lixiviados.

### 2.6.1. PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS DE DEGRADAÇÃO DOS RSU

Os elementos minerais presentes na composição dos resíduos sólidos urbanos sofrem processos físico-químicos de dissolução, cujos fatores determinantes da solubilização dos compostos químicos podem ser representados esquematicamente conforme a Figura 1.

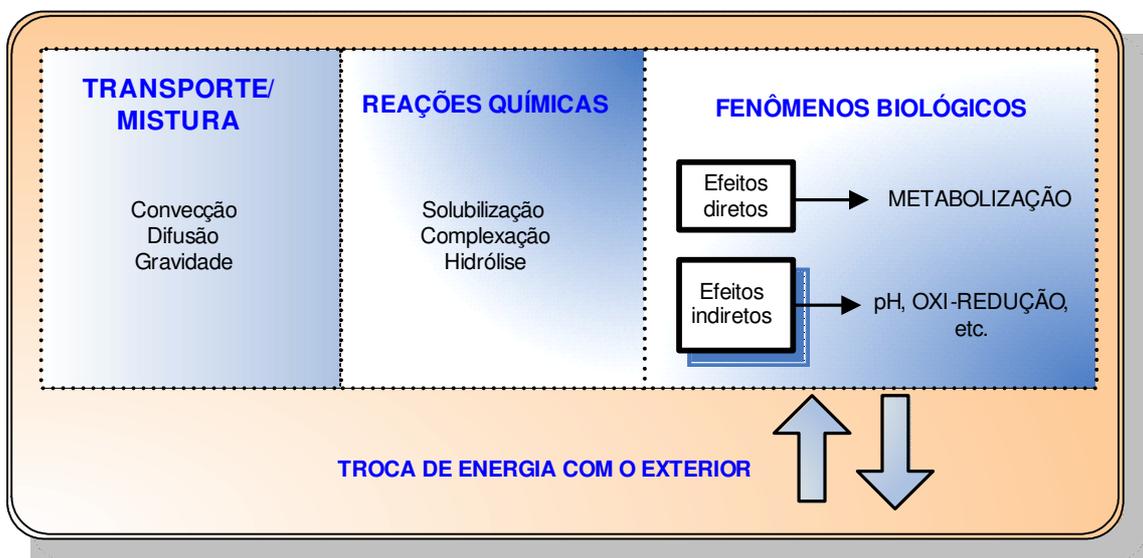
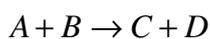


Figura 1 Fenômenos físicos e químicos de dissolução dos minerais.

Fonte: CASTILHOS *et al.*, 2003.

A dissolução dos compostos minerais é análoga a uma reação química descrita por uma equação estequiométrica, indicando de um lado os reagentes e de outro os produtos:



A velocidade global de dissolução será aquela de uma reação química de dissolução ou aquela de liberação dos produtos a partir da interface de reação sólido-líquido até a solução. Dois casos de cinética de dissolução podem ser observados: a controlada pela reação química e a controlada por fenômenos de transporte (CASTILHOS *et al.*, 2003).

- ***Cinética controlada pela reação química:*** é considerada a mais simples, porém menos freqüente. O fenômeno de dissolução é descrito pelas leis cinéticas da reação química correspondente, ou seja, pelo conhecimento das constantes que intervêm na expressão da equação cinética da reação. A velocidade de dissolução pode ser definida, portanto, como a velocidade de mudança de concentração de um composto químico determinado na solução em contato com o sólido.
- ***Cinética controlada por fenômenos de transporte:*** na medida em que a dissolução obedece a uma lei cinética expressa em função da concentração dos produtos em solução, pressupõe-se a liberação dos produtos da reação. À temperatura constante, a dissolução ocorre segundo duas modalidades: a etapa de dissolução propriamente dita e a difusão das espécies químicas da interface para a solução. Assim, a velocidade de uma dissolução congruente dependerá da cinética da reação heterogênea na superfície do mineral, da velocidade de transporte da matéria entre a interface mineral-solução, da massa da solução, da velocidade das reações homogêneas no interior do solvente e da formação de íons complexos.

CASTILHOS *et al.* (2003), descreve os principais fatores de influência sobre a cinética de dissolução:

- ***Características do sólido:*** a quantidade de material solubilizado ao final de um determinado tempo, é proporcional à superfície de interação entre o mineral e a solução. Em alguns casos, as características da superfície externa do material são diferentes das características de sua massa, alterando assim a cinética de dissolução.
- ***Composição da solução:*** dependendo da composição da solução, pode haver indução de reações paralelas em nível do sólido, podendo ocasionar a inibição da dissolução. Desse modo, a velocidade de dissolução pode ser severamente reduzida pela adsorção de íons minerais ou de moléculas orgânicas que se localizam na interface sólido-líquido. As características físico-químicas do meio desempenham também papel importante na solubilização de numerosas espécies minerais. Os principais fatores que afetam esse fenômeno são: pH, potencial de oxido-redução, complexação e temperatura.

## 2.6.2. PROCESSOS BIOLÓGICOS DE DEGRADAÇÃO DOS RSU

Além das transformações físicas e químicas que ocorrem, o lixiviado gerado também sofre uma série de transformações biológicas no interior de um aterro. Segundo CASTILHOS *et al.*, (2003) os mecanismos biológicos de degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário são iniciados a partir da presença de microrganismos heterótrofos, que para atender às suas necessidades energéticas oxidam substratos orgânicos. Os metabolismos predominantes são os metabolismos aeróbio e anaeróbio, os quais estão condicionados à disponibilidade de oxigênio gasoso de origem atmosférica nas camadas de resíduos.

As comunidades microbianas presentes em sistemas de disposição final de RSU incluem bactérias hidrolíticas e fermentativas, acidogênica, acetogênicas e *archeas* metanogênicas, além de bactérias redutoras de sulfato e protozoários. Consórcios microbianos presentes em sistemas anaeróbios de aterramento de resíduos são responsáveis pela degradação. De uma forma generalizada, um aterro sanitário funciona como um grande reator anaeróbio em regime de batelada. De acordo com EHRIG, 1983 *apud* SOUZA, 2005, em um aterro, onde a penetração do oxigênio no interior do aterro é baixa, com exceção da área da superfície, o mecanismo biológico predominante é o anaeróbio.

Na fase inicial, durante e logo após a deposição dos resíduos nos aterros, observam-se condições adequadas de crescimento de microrganismos aeróbios. Na etapa aeróbia predominam fungos, *streptomicetos* e bactérias fotossintéticas, que se desenvolvem em presença de oxigênio molecular ou excepcionalmente, incorporado a elementos minerais (nitratos). Os principais microrganismos são as bactérias, as leveduras e os fungos. LU *et al.* (1985) *apud* SOUZA (2005), afirmam também que a fase de decomposição aeróbica é geralmente curta, devido à alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) dos resíduos e função do oxigênio presente em um aterro.

O lixiviado produzido durante esta fase é caracterizado pelo arrastamento do material particulado, a alta dissolução de sais solúveis que inicialmente estão presentes no aterro sanitário e a presença relativamente pequena de substâncias de espécies orgânicas para a degradação aeróbia. Os lixiviados formados nessa fase

inicial são resultantes da umidade restante da compactação do resíduo durante a construção da célula.

A partir de substratos inicialmente presentes, há liberação no meio de uma série de metabólitos intermediários. Segundo as características dos substratos degradados, os metabólitos formados podem ser de diferentes espécies. Apresentam-se nas Tabelas 2 e 3, os principais produtos intermediários e finais do processo de degradação aeróbia e seus efeitos (CASTILHOS *et al.*, 2003).

Tabela 2 - Produtos intermediários da degradação dos RSU

<b>Natureza da Matéria Degradada</b>	<b>Principais Classes Intermediários</b>
Proteínas	Polipeptídeos, ácidos aminados.
Graxas	Ácidos graxos
Hidratos de Carbono	Polissacarídeos, açúcares, aldeídos
Hidrocarbonetos	Ácidos graxos, aldeídos.

Fonte: CASTILHOS *et al.*, 2003

Segundo os autores, os principais efeitos dos metabólitos intermediários são: poluição dos lixiviados, por meio das matérias orgânicas, globalmente medidas por intermédio da DQO, DBO<sub>5</sub> e COT; ação complexante de certos produtos (ácidos aminados e compostos aminocarboxílicos) sobre os metais; e estimulação da atividade biológica (contaminação bacteriana).

Tabela 3 - Produtos finais da degradação dos RSU

<b>Elementos da Matéria Orgânica</b>	<b>Constituintes</b>	<b>Produtos Finais da Biodegradação Aeróbia</b>
H		Água H <sub>2</sub> O
C		Gás carbônico CO <sub>2</sub> , bicarbonatos e Carbonatos
N		Nitratos NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
P		Fosfato PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
S		Sulfatos SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Metais		Seus hidróxidos ou carbonatos

Fonte: CASTILHOS *et al.*, 2003

Os principais efeitos dos metabólitos finais são: influência do CO<sub>2</sub>, dos carbonatos e dos bicarbonatos sobre o pH do meio aquoso e sua capacidade tampão ácido-base em função do pH insolubilização dos íons metálicos sob forma

de hidróxidos, fosfatos, carbonatos pouco solúveis ou solubilização desses metais; liberação de elementos eutrofizantes (nitratos e fosfatos) para as águas (CASTILHOS *et al.*, 2003 *apud* SOUZA, 2005).

LU *et al.* (1985) *apud* SOUZA (2005) comentam, que no início do processo de degradação anaeróbia há a prevalência da fermentação ácida, tendo como resultados lixiviados com baixo pH, alta concentração de ácidos voláteis e concentrações consideráveis de íons inorgânicos (por exemplo:  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Na}^+$ ). Nesta condição o pH geralmente diminui conforme a produção de ácidos graxos voláteis, o aumento parcial da pressão de  $\text{CO}_2$ , o aumento na concentração de cátions e ânions, provavelmente resulta da lixiviação de materiais rapidamente solúveis, incluindo aqueles originalmente disponíveis na massa do resíduo e aqueles gerados pela biodegradação da matéria orgânica.

No metabolismo anaeróbio, os microrganismos se desenvolvem na ausência de oxigênio, podendo, entretanto, ser tolerado (anaeróbios facultativos) ou não (anaeróbios estritos). Os principais microrganismos são as bactérias. Os principais gases gerados no processo biológico de decomposição dos resíduos em um aterro sanitário, de acordo com diversos pesquisadores do tema, são: dióxido de carbono, monóxido de carbono, hidrogênio, ácido sulfídrico, metano, nitrogênio e oxigênio, assim como ácidos graxos voláteis. O dióxido de carbono e o metano são os principais gases produzidos pela decomposição anaeróbia dos componentes sobre os resíduos sólidos (CASTILHOS *et al.*, 2003).

De acordo com BARROS (1995), dependendo dos valores de pH e de  $\text{DBO}_5$  é possível dizer em que fase de decomposição que se encontram os resíduos urbanos: a fase inicial, acidogênica, ou de fermentação ácida, caracteriza-se por valores de pH baixos e  $\text{DBO}_5$  elevados. A segunda fase de fermentação metanogênica caracteriza-se por valores de pH mais elevados e  $\text{DBO}_5$  menores. Nessa fase há decomposição dos produtos da fermentação ácida, sendo convertidos em metano ( $\text{CH}_4$ ), substâncias húmicas e água. A Figura 2 apresenta cinco fases de degradação dos resíduos sólidos, descritas por SOUZA (2005). As descrições das cinco fases de degradação dos resíduos sólidos são apresentadas a seguir:

- Fase I: Degradação aeróbica ou Hidrólise;
- Fase II: Hidrólise e Fermentação;

- Fase III: Acetogênica;
- Fase IV: Metanogênica;
- Fase V: Oxidação.

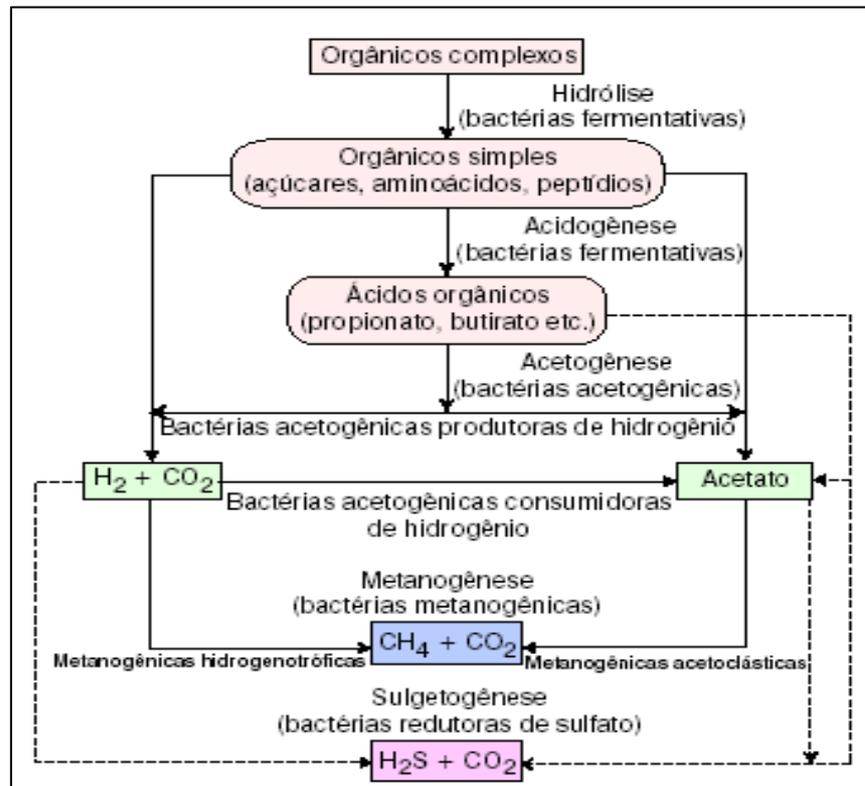


Figura 2 - Seqüências metabólicas e principais grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbica

Fonte: SOUZA (2005)

**Fase I - Degradação aeróbica ou Hidrólise:** ocorre em condições oxigenadas ou aeróbicas, sendo uma fase rápida podendo durar dias ou semanas, dependendo da disponibilidade de oxigênio. Os microrganismos são do tipo aeróbio e eles metabolizam o oxigênio disponível e uma fração orgânica dos resíduos para produtos simples como: hidrocarbonetos, dióxidos de carbonos, água e calor. O calor gerado pela reação de degradação exotérmica pode aumentar a temperatura dos resíduos para valores elevados. A água e o ácido carbônico são os principais produtos, com dióxido de carbono liberado como gás ou absorvido pelo resíduo para formar ácido carbônico que aumentam a acidez dos lixiviados. Os lixiviados produzidos durante esta fase inicial são provavelmente resultado de umidade aterrada com os resíduos sólidos durante a compactação e construção das células.

**Fase II - Hidrólise e Fermentação:** os microrganismos presentes nesta fase são facultativos, que podem tolerar a condição de redução do oxigênio. Carboidratos, proteínas e lipídios sendo hidrolisados para açúcares, que favorecem a decomposição do dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e ácidos orgânicos. Os lixiviados gerados contêm nitrogênio amoniacal em alta concentração. Os principais ácidos orgânicos são: acético, propiônico, butírico, láctico e fórmico e ácidos derivados. A temperatura varia entre 30 e 50 °C durante esta fase. As concentrações de DQO variam na faixa de 480 a 18.000 mgO<sub>2</sub>/l e ácidos orgânicos voláteis na faixa de 100 a 3.000 mg/l podem ser encontradas nos lixiviados.

**Fase III – Acetogênica:** O ácido orgânico formado na fase II é convertido por microrganismos acetogênicos para ácido acético e derivados, dióxido de carbono e hidrogênio durante as condições anaeróbicas. Outros organismos convertem hidrocarbonetos diretamente para ácido acético na presença de dióxido de carbono e hidrogênio. As condições ácidas desta fase aumentam a solubilização dos íons metálicos e aumentam as concentrações no lixiviado. A presença de ácidos orgânicos em geral deixa o pH na faixa de 4 ou menos. Altas concentrações de DBO<sub>5</sub> na faixa de 1.000 a 57.700 mg O<sub>2</sub>/l, DQO de 1.500 a 71.100 mg O<sub>2</sub>/l, ocorrem durante esta fase.

**Fase IV – Metanogênica:** Esta é a principal fase da produção de gás, onde gera aproximadamente 60 % de metano e 40 % de dióxido de carbono. Níveis baixos de hidrogênio são requeridos para manter os organismos, as bactérias metanogênicas, que geram dióxido de carbono e metano. O metano pode ser também resultado direto da conversão por microrganismos do hidrogênio e dióxido de carbono para metano e água.

Existem dois tipos de microrganismos envolvidos nesta fase, as bactérias mesofílicas, que são ativadas na faixa de temperatura de 30°C a 35°C e as bactérias termofílicas, que são ativadas na faixa de temperatura de 45°C a 65°C. Como as concentrações de ácidos caem, a faixa de pH sobe entre 7 a 8. Esta fase pode ser a mais longa ocorrida no aterro, variando entre seis meses até vários anos. Concentrações significantes de metano são geradas entre 3 e 12 meses, dependendo do desenvolvimento dos microrganismos e dos produtos da degradação dos resíduos. O gás continua a ser gerado por um período entre 15 e 30 anos depois da deposição dos resíduos sólidos, dependendo dos resíduos e das

características locais do aterro. Nesta fase, sulfatos e nitratos são reduzidos para sulfitos e amônia, e as concentrações de DBO5 e DQO declinam. Alguns metais são removidos por complexação e precipitação.

**Fase V – Oxidação:** Ocorre durante o estágio de estabilização final no aterro, os nutrientes e substratos disponíveis tornam-se limitados e a atividade biológica é reduzida. A produção de gás diminui e os lixiviados permanecem com concentrações mais baixas.

É importante ressaltar que, este é um modelo não reflete na prática o que ocorre no aterro, uma vez que o tempo para completar o enchimento de um aterro é muito longo, ou seja, as fases ocorrem simultaneamente nos diferentes setores do aterro. Setores mais antigos estarão numa fase de estabilização mais avançada comparando-se com outros com resíduos sólidos recém depositados.

## ***2.7. TÉCNICAS DE TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS***

O tratamento dos resíduos sólidos consiste em ações que procuram reduzir a quantidade e periculosidade do material que deve ser disposto num aterro sanitário. As vantagens são de ordem ambiental e econômica. No caso dos benefícios econômicos, a redução de custos na disposição final é a mais importante. Os fatores que reforçam a necessidade de tratamento dos resíduos são: a escassez de áreas para a disposição final dos resíduos sólidos; disputas pelo uso dos espaços disponíveis com a população vizinha aos espaços em questão; valorização dos componentes dos resíduos sólidos como forma de promover a conservação dos recursos e a inertização dos resíduos contaminados.

Os processos de tratamento de resíduos sólidos mais conhecidos são:

- Reutilização e reciclagem;
- Compostagem;
- Incineração;
- Aterros sanitários.

### **2.7.1. REDUÇÃO, REUTILIZAÇÃO E RECICLAGEM**

TEIXEIRA (1999) *apud* SOUZA (2005) define a redução da produção na origem como sendo a redução do peso e/ou do volume de resíduos, através de alterações de matéria prima, ou seja, mudando o material empregado ou sua composição. Segundo CASTILHOS (2003) *apud* SOUZA (2005), reciclagem é a incorporação do material residual num processo de fabricação para obtenção de um mesmo produto. Por outro lado, a reutilização é o prolongamento do período de utilização para obtenção de um outro produto.

### **2.7.2. COMPOSTAGEM**

A compostagem pode ser definida como o processo natural de decomposição biológica de materiais orgânicos (aqueles que possuem carbono em sua estrutura), podendo ser de origem animal e vegetal, através da ação de microorganismos. Para que ocorra esta decomposição não é necessária a adição de qualquer componente físico ou químico à massa do resíduo sólido. A compostagem pode ser aeróbia ou anaeróbia, dependendo da presença ou não de oxigênio no processo( MONTEIRO *et al.*, 2001).

Na compostagem anaeróbia a decomposição é realizada por microorganismos que sobrevivem em ambientes sem a presença de oxigênio; ocorre em baixa temperatura, com exalação de fortes odores, e leva mais tempo até que a matéria orgânica se estabilize.

Na compostagem aeróbia, processo mais adequado ao tratamento do resíduo sólido domiciliar, a decomposição é realizada por microorganismos que só vivem na presença de oxigênio. A temperatura pode chegar a até 70°C, os odores emanados não são agressivos e a decomposição é mais veloz.

### **2.7.3. INCINERAÇÃO**

De acordo com LORA (2000), este método de tratamento é baseado na decomposição térmica por oxidação, com o objetivo de tornar o resíduo menos volumoso, menos tóxico ou atóxico, ou em alguns casos, eliminá-los. Comparando a incineração com a disposição em aterros sanitários, a incineração não apresenta o problema da geração e tratamento de lixiviado, além das emissões gasosas permanentes que caracterizam os aterros sanitários. Porém, para que haja uma eficiência, há necessidade de uma separação prévia da matéria orgânica (que contém muita umidade) e de outros materiais que possam ser prejudiciais ao incinerador, além do investimento inicial e de manutenção do processo ser mais elevado. O autor afirma também que a incineração não é aplicável como um método universal de tratamento de resíduos, considerando que:

- Alguns materiais, como resíduos com alto conteúdo de umidade ou solo não combustíveis, não são incineráveis;
- O controle dos metais pesados (chumbo, cromo, cádmio, mercúrio, níquel, arsênio, etc.) no processo de incineração de resíduos inorgânicos é complexo;
- Pode existir a emissão de dioxinas e furanos com os gases de combustão;
- Necessita de combustíveis complementares para levar o incinerador até a temperatura de incineração e manter a mesma;
- Requer operários qualificados.

### **2.7.4. ATERRO SANITÁRIO**

O incremento do número de habitantes no planeta, associado à concentração de grande parcela da população nas cidades, acarretam vários problemas, além daqueles ligados à infra-estrutura urbana como o crescimento desordenado e falta de saneamento básico, há uma demanda de solução para o problema da destinação adequada dos resíduos sólidos, seja pelos aspectos ligados

à veiculação de doenças e, portanto à saúde pública; seja pela contaminação de cursos de água e lençóis freáticos, na abordagem ambiental.

Segundo SOUZA (2005), em algumas localidades ainda é utilizado o lixão como forma de disposição de resíduos. De acordo com pesquisa do IBGE no censo de 2000, observou-se que no Brasil cerca de 63,6 % dos municípios utilizavam os lixões para destinação dos resíduos. Entretanto, outras localidades evoluíram e passaram a ter os aterros sanitários, que são locais propriamente escolhidos e preparados para receber a destinação correta do resíduo, minimizando o impacto ambiental.

O aterro sanitário se destaca dentre as diferentes técnicas para tratamento dos resíduos sólidos de origem urbana, como um método tecnicamente e economicamente adequado para as condições do país SOUZA (2005). Segundo a NBR 8419 “o aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos no solo, sem causar danos à saúde pública e a sua segurança, minimizando os impactos ambientais”. BIDONE & POVINELLI (1999) *apud* SOUZA (2005) observam que o aterro sanitário é uma forma de disposição dos resíduos sólidos urbanos no solo, utilizando critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento adequado dos resíduos sólidos.

A localização de um aterro sanitário é estudada de forma que atenda a uma série de requisitos, incluindo geologia do terreno, localização e movimentação das águas subterrâneas, zoneamento da área, distância do ponto de coleta dos resíduos sólidos, custos fixos e operacionais, entre outros (MARTIN *et al.*, 1999 *apud* RITA (2002).

A Figura 3 apresenta uma representação gráfica das linhas gerais do projeto de um aterro sanitário onde o fundo do aterro recebe uma camada de argila compactada e uma camada extra, composta por manta plástica denominada de geomembrana, para promover a sua impermeabilidade, evitando infiltração do lixiviado no solo. Também são dispostos poços de coleta e bombeamento do lixiviado gerado. Os resíduos sólidos depositado no aterro são cobertos periodicamente por uma camada de terra, formando células (LIMA, 1986; MIMIDES e PERRAKI, 2000). Tubulações perfuradas são colocadas verticalmente, com o intuito de coletar os gases produzidos pela decomposição do material. Basicamente,

mais de 90% desse gás gerado é composto de metano e dióxido de carbono (EL-FADEL *et al.*, 1997).

Quando o aterro atinge a saturação, várias camadas de solo são colocadas sobre sua superfície com a finalidade de cobertura, impermeabilizando parcialmente, e promover o crescimento de vegetação. Poços de controle e monitoramento de contaminação do solo e das águas subterrâneas também são instalados nas redondezas do aterro (SWITZENBAUM, 1992).

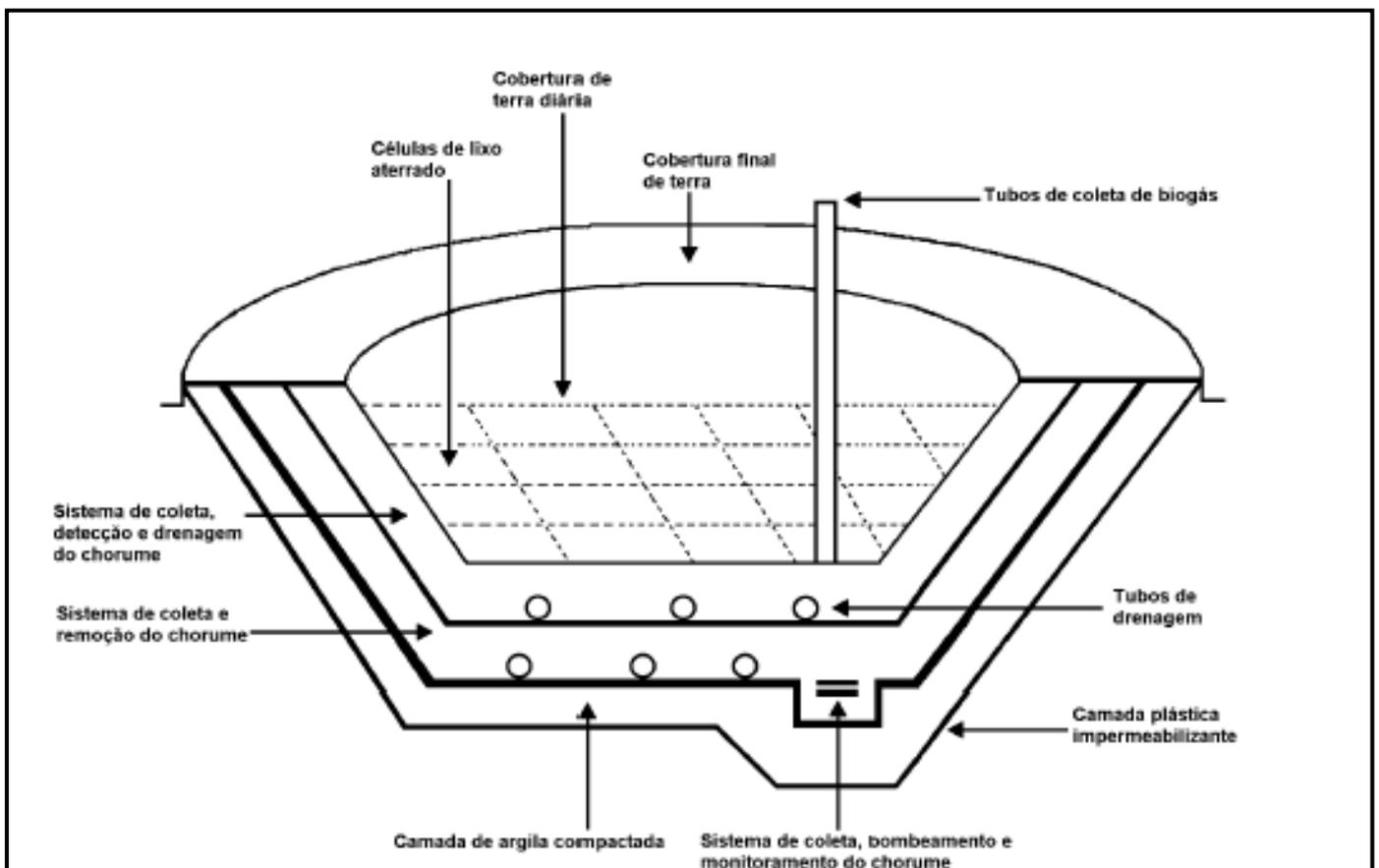


Figura 3 - Desenho esquemático de um Aterro Sanitário  
Fonte: SWITZENBAUM (1992).

REICHERT (2000) comenta que o monitoramento de um aterro sanitário pode ter como finalidade a avaliação da evolução do processo de decomposição dos resíduos sólidos do interior do aterro e avaliar a influência deste processo sobre o meio ambiente. Por meio do monitoramento podem ser avaliados os seguintes processos:

- As alterações causadas pelo aterro nas águas de superfície;
- Alteração na qualidade das águas subterrâneas, do aquífero livre;
- A vazão e características físico-químicas dos lixiviados que forneçam informações sobre os processos do interior do aterro;
- Avaliar a vazão e a produção de biogás em diferentes locais do aterro ao longo do tempo avaliando os estágios do processo de degradação;
- Obter dados sobre a degradação da matéria orgânica no aterro sanitário;
- Observar e controlar os recalques e deslocamento horizontal da massa de resíduos sólidos;
- Eficiência do sistema de tratamento de lixiviados, se esta em conformidade com os padrões de emissões definidos pelos Órgãos Ambientais.

Segundo SOUZA (2005) o monitoramento, no Brasil, se restringe ao aspecto ambiental ao redor do aterro e da qualidade do efluente final, sendo pouco monitorado o processo de degradação que ocorre no interior do aterro. Os estudos existentes nesta área do monitoramento do processo de degradação são pesquisas geralmente desenvolvidos por universidades e institutos de pesquisas.

## ***2.8. ASPECTOS QUALITATIVOS E QUANTITATIVOS DOS LIXIVIADOS***

Os lixiviados produzidos em aterros sanitários são líquidos de cor escura e elevados teores de turbidez, de odor desagradável, que apresentam em sua composição altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, nas formas dissolvida e coloidal, decorrentes do processo de degradação dos resíduos sólidos. Há uma grande contribuição das águas originadas das precipitações que penetram pela face superior do aterro, provocando lixiviação do material aterrado, desse modo contribuindo para o aumento do volume do lixiviado resultante da degradação dos resíduos e, conseqüentemente diminuindo a concentração de muitos íons presentes.

Segundo SILVA (2002), a composição do lixiviado está condicionada a uma série de fatores e sua composição química variável, dependendo muito dos tipos de

resíduos que são depositados no aterro. Para que se tenha um controle da situação, torna-se necessário o gerenciamento ambiental do lixiviado, monitorando-se, dentre outros fatores, a qualidade e a quantidade do efluente produzido.

De acordo com a autora a determinação do volume de lixiviado gerado no aterro não é uma tarefa fácil, para tanto, vários pesquisadores vem estimando a produção do lixiviado com aplicação de modelos matemáticos. Segundo SILVA (2002) esta ferramenta ainda apresenta imprecisões, decorrentes da diferença dos cenários para a aplicação do modelo e do grande número de variáveis envolvidas.

### **2.8.1. COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO**

Durante os cinco primeiros anos (< 5 anos), o aterro está na fase acidogênica e o lixiviado gerado é denominado lixiviado novo, com presença de alta concentração de carbono orgânico. Já os aterros com mais de dez anos são geralmente denominado lixiviado velho com altas concentrações de amônia (MAVINIC, 1998 *apud* WICHITSATHIAN, 2004).

A Tabela 4 apresenta as características presentes no lixiviado nas fases acidogênica e metanogênica. De acordo com WICHITSATHIAN (2004), as diferenças na qualidade do lixiviado se devem a várias razões, que podem ser categorizadas dentro de quatro divisões maiores, em outras palavras o resíduo (tipo, grau de decomposição e possível variação sazonal), o ambiente do aterro (fase de degradação, umidade, temperatura, etc.), técnica de disposição (peso das camadas do aterro, etc.) e amostragem (método de análise e amostras coletadas).

Tabela 4 - Características do lixiviado nas fases Acidogênica e Metanogênica em Aterros Sanitários.

Parâmetro	Fase Acidogênica			Fase Metanogênica	
	Unidade	Média	Variação	Média	Variação
pH	-	6,1	4,5 a 7,5	8	7,5 a 9
DBO <sub>5</sub>	mg/L	13000	4000 a 40000	180	20 a 550
DQO	mg/L	22000	6000 a 60000	3000	500 a 4500
DBO <sub>5</sub> /DQO	-	0,58	-	0,06	-
SO <sub>4</sub>	mg/L	500	70 a 1750	80	10 a 420
Ca	mg/L	1200	10 a 2500	60	20 a 600
Mg	mg/L	470	50 a 1150	180	40 a 350
Fe	mg/L	780	20 a 2100	15	3 a 280
Mn	mg/L	25	0,3 a 65	0,7	0,03 a 45
Zn	mg/L	5	0,1 a 120	0,6	0,03 a 4

Fonte: EHRIG, 1998 *apud* WICHITSATHIAN, 2004

O autor comenta que os fatores que influenciam a qualidade do lixiviado são interrelacionados e afetam geralmente as suas características. As mudanças na relação DBO/DQO, DQO/COT, SV/SF e ácidos graxos voláteis (AGV)/COT do lixiviado são dependentes em grande parte da idade do aterro (CHIAN *et al.*, 1995; KYLEFORS, 1997). A Figura 4 representa a tendência da variação e período de tempo no aterro.

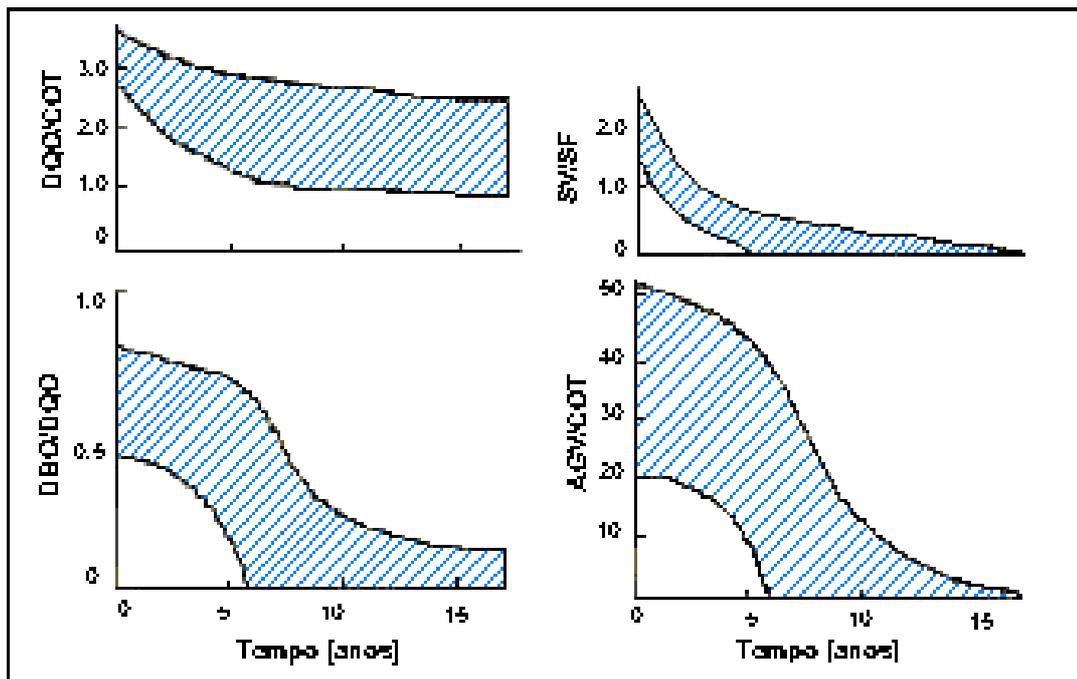


Figura 4 - Variação nas taxas de poluentes significantes frente ao aumento da idade do aterro Sanitário.

Fonte: CHIAN *et al*, 1995

Durante os estágios iniciais o aterro é aeróbio e rico em matéria orgânica biodegradável. Como a idade do aterro aumenta, os microorganismos presentes tendem a degradar os compostos orgânicos que estão contidos ou associados aos materiais inorgânicos. Quando a fase anaeróbia inicia um aumento decrescendo a relação DBO/DQO. Este decréscimo na razão DBO/DQO observada sugere uma mudança na biodegradabilidade do aterro com o tempo. Para aterros novos, a proporção é por volta de 0,5 a 0,8 enquanto que num aterro velho atinge quase 0,1. A razão para a baixa biodegradabilidade no aterro velho pode ser devido à presença de ácidos húmicos e fúlvicos.

Como se pode notar na Tabela 5 a amônia varia com a idade, no lixiviado novo observa-se uma concentração de DQO alta (> 5000) e baixa concentração de nitrogênio (<400 mg/L) enquanto no lixiviado velho observa-se uma concentração alta de amônia (> 400mg/L) e a presença de compostos recalcitrantes e baixa biodegradabilidade da fração orgânica ( $DBO_5/DQO = 0,1$ ). A caracterização do lixiviado depende da composição do resíduo sólido, a localização do aterro e o clima local. As concentrações de DBO e DQO diminuem com o aumento da idade do aterro (WICHITSATHIAN, 2004).

Tabela 5 - Comparação entre a caracterização do lixiviado de aterros sanitários da Ásia, Europa e EUA.

Cidades	Tailândia <sup>1,2</sup>				Malásia <sup>3</sup>				Hong-Kong <sup>4</sup>		EUA <sup>5</sup>		Europa <sup>6</sup>	
	Phitsanuklok	Pathumthami	Naklonpathom	Pathumtani	On-Nutch	Air Hitami	Sabak Bemam	Tamam Beringin						
Anos de operação	1	3	4	9	20	5	7	16	6	10	1	5	16	-
Alcalinidade (mg/L)	300 - 4700	918 - 4250	960 - 2740	6620	-	1540 - 9000	1200 - 1550	3750 - 9375	10700 - 11700	3230 - 4940	800 - 4000	5810	2250	300 - 11500
pH	7,1 - 8,3	8,2 - 8,9	8,2 - 8,5	8,1	7,5	7,6 - 8,8	8,0 - 8,01	7,8 - 8,7	8,1 - 8,6	7,6 - 8,1	5,2 - 6,4	6,3	-	5,3 - 8,5
Cloretos (mg/L)	-	1220 - 5545	655 - 2200	2530	-	1625 - 3200	420 - 1820	875 - 2875	2320 - 2740	522 - 853	600 - 800	1130	70	-
SS (mg/L)	1950	29 - 110	8,4 - 15,7	12,5	488	410 - 1250	111 - 920	420 - 1150	40 - 53	3 - 124	-	-	-	-
ST (mg/L)	6700	350 - 1598	274 - 1200	848	11320	13930 - 15380	-	10300 - 13680	-	-	100 - 700	-	-	-
DQO (mg/L)	4900 - 11000	1488 - 3200	800 - 3575	3200	1200	1724 - 7038	1250 - 2570	1960 - 5500	2460 - 2830	641 - 873	10000 - 40000	8000	400	150 - 100000
DBO (mg/L)	3000 - 7150	198 - 260	100 - 240	280	130	1120 - 1800	726 - 1210	562 - 1990	-	-	7500 - 28000	4000	80	100 - 90000
NTK (mg/L)	-	240 - 452	64 - 1260	1256	700	131 - 930	-	104 - 1014	2219 - 2860	889 - 1180	-	-	-	50 - 5000
NH <sub>3</sub> -N (mg/L)	150 - 1250	-	-	-	-	2 - 32	3 - 8	2 - 47	1190 - 2700	784 - 1156	56 - 482	-	-	1 - 1500
Ni (mg/L)	0,02 - 1,56	0,01 - 0,42	0,1	0,25	0,035	0,13 - 0,95	-	0 - 0,6	-	-	-	-	-	0,02 - 2,05
Cd (mg/L)	0,037	0,02	0,001	0,002	-	0 - 0,23	0 - 0,001	0 - 0,6	-	-	-	<0,05	<0,05	0,14
Pb (mg/L)	0,03 - 0,45	0,07	0,05	-	0,52	0 - 5,37	0 - 0,03	0 - 0,15	-	-	-	-	1,0	1,02
Cr (mg/L)	-	0,01 - 0,52	0,08 - 2,9	0,07	-	0,24 - 0,94	-	0 - 3,45	-	-	-	-	-	0,03 - 1,6
Hg (mg/L)	0,5 - 1,7	-	-	-	0,684	-	-	0,04 - 0,7	-	-	-	-	-	0,05

Fonte: WICHITSATHIAN, 2004

1. Pollution Control Department, 2000

2. Sivapornpun, 2000

3. Agamuthu, 1999

4. Robinson e Luo, 1991.

5. Qasim e Chiang, 1994

6. Andreottola e Cannas, 1992

## **2.9. TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS**

O tratamento do lixiviado através de sistemas biológicos e aeróbios é bastante efetivo quando o lixiviado é novo e quando a razão DBO/DQO é maior que a 0,4. Mas o tratamento biológico isoladamente pode ser ineficiente quando o lixiviado é originário de aterros de meia-idade e velho, neste caso, o efluente apresenta uma resistência à biodegradação e necessita de um tratamento que diminua a sua recalcitrância (FERREIRA et al, 2001).

O tratamento de lixiviados por processos físicos – químicos constitui-se em uma etapa primordial na busca de diminuição da carga poluente destes efluentes. A degradação ou separação dos componentes orgânicos no lixiviado depende da composição química dos compostos orgânicos presentes (estrutura e peso molecular) e das condições ambientais que podem modificá-los. Para isso, são vários os sistemas de tratamento possíveis (biológicos, coagulação/floculação, precipitação química, adsorção em carvão ativado, ozonização, membranas) (BAIG *et al.*, 1999, PETERS, 1998 *apud* BILA, 2000).

No Brasil, estes processos são pouco aplicados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, porém no tratamento de efluentes sanitários urbanos e industriais, estes processos encontram aplicações mais cotidianas. Segundo PACHECO (2004) de modo geral, não há tecnologia que, atuando isoladamente, consiga tratar resíduos tão recalcitrantes e com elevada carga orgânica como o lixiviado. Os processos convencionais são baseados em sistemas cujas preocupações fundamentais estão associadas principalmente ao custo desse tratamento. Os principais métodos de tratamento existentes para o lixiviado podem ser divididos em físico-químico, biológicos e alternativos.

### 2.9.1. COAGULAÇÃO

No processo de coagulação, quando o coagulante é adicionado ao efluente ocorre a hidrólise, polimerização e a reação com a alcalinidade, formando hidróxidos comumente chamados de gel, compostos de íons positivos. Como as partículas coloidais em suspensão possuem cargas negativas em sua superfície, os íons formados na hidrólise desestabilizam as cargas destas partículas, reduzindo o potencial zeta até próximo à zero, sendo denominado este ponto de isoelétrico, permitindo a aproximação e aglomeração das partículas e, como consequência à formação dos flocos. Desse modo, os flocos formados poderão ser separados na decantação, flotação ou filtração. A coagulação ocorre em um curto espaço de tempo, podendo variar de décimos de segundo a um período da ordem de 100 segundos.

O tratamento físico-químico por coagulação seguida de precipitação química envolve reações químicas, sendo a teoria dessas reações complexas tendo sido estudada e relatada em diversas publicações (PAVANELLI, 2001).

Segundo PAVANELLI (2001), a história da separação das impurezas em dispersões na água (coagulação) é antiga. No Egito farinhas de favas e amendoim já eram utilizadas na remoção de partículas coloidais. Na Índia, cascas moídas de nozes e, na China, o alume, um sulfato duplo de alumínio e potássio. Sendo este último (alume), um precursor dos coagulantes minerais. Em 1853, na Inglaterra, J. Simpson testou em larga escala o sulfato de alumínio. Mas somente em 1885 registrou-se a primeira patente nas instalações do Departamento de Água Potável nas cidades de Somerville e Ravedan, em Nova Jersey.

Na literatura, os termos coagulação e floculação são definidos sob formas diferentes. Dentre elas, pode-se destacar GREGOR *et al.* (1997) que definiram a coagulação como a formação de micro flocos e a floculação como o desenvolvimento de macro flocos. PAVANELLI (2001) define que a coagulação corresponde à desestabilização das cargas negativas por meio de produto químico apropriado, habitualmente sais de ferro ou alumínio ou de polímeros

sintéticos, seguidos de agitação rápida, com intuito de homogeneizar a mistura. Pode-se citar ainda MOFFETT (1968) que prefere definir a coagulação como a desestabilização das partículas coloidais pela neutralização das cargas presentes em sua superfície, por outro lado, o termo floculação pode ser entendido como a aglomeração dessas partículas dando origem a flocos maiores.

A coagulação, segundo DI BERNARDO (1993), “geralmente realizada com sais de alumínio ou ferro, resulta de dois fenômenos: o primeiro essencialmente químico consiste nas reações do coagulante com a água e de espécies hidrolisadas com carga positiva e depende da concentração do cátion e do pH final da mistura; o segundo, essencialmente físico, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja o contato com as impurezas presentes na água”. SANTOS (2001) comenta a utilização de coagulantes no tratamento de águas residuárias, bem como de alguns polieletrólitos, tem sido muito difundido, em virtude da potencialidade do uso de processos físico-químicos, principalmente quando associados aos processos biológicos anaeróbicos. Neste sentido a coagulação e floculação seguidas da sedimentação ou flotação podem ser utilizadas em diversos pontos de um sistema de tratamento de efluentes, desde um afluente bruto, até o pós-tratamento, precedendo a desinfecção.

De acordo com Ødegaard (1998), a formação dos flocos ocorre em três etapas distintas: coagulação/precipitação, floculação, e separação de partículas (sedimentação ou flotação e filtração). Após a coagulação as partículas, têm tamanhos variando entre 0,5 e 5  $\mu\text{m}$  e são chamadas de partículas primárias. Na etapa seguinte, na floculação, são formados flocos maiores capazes de sedimentar, com tamanho de 100 a 5000  $\mu\text{m}$ .

## 2.9.2. MECANISMOS DA COAGULAÇÃO

Segundo FERREIRA et al 2001 existem quatro mecanismos de coagulação: (1) compressão da camada difusa; (2) adsorção e neutralização da carga;(3) varredura; e (4) adsorção e formação de pontes.

### a) Compressão da camada difusa

Segundo PAVANELLI (2001), o mecanismo de coagulação ocasiona a desestabilização das partículas através da adição de íons de carga contrária. Já em 1900, SCHULZE e HARDY, por meio das teorias de DERJAGUIN, LANDAU e OVERBEEK, mostraram que quanto maior a carga do íon positivo, menor a quantidade requerida para a coagulação. Quando ocorre a desestabilização dos colóides negativos, as concentrações molares dos metais  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$  e  $\text{Al}^{+++}$  variam de 1000:10:1.

O fenômeno é observado devido à grande concentração de cargas positivas que causam excesso de íons na camada difusa, fazendo com que reduza o volume de sua esfera para manter-se eletricamente neutra, reduzindo o potencial elétrico (potencial zeta) e predominando a força de Van der Waals (DI BERNARDO, 1993).

### b) Adsorção e Neutralização de cargas

Ao adicionar o coagulante na dispersão coloidal ocorrem interações entre coagulante-colóide e colóide-solvente. MENDES *apud* PAVANELLI (2001), comenta que algumas espécies químicas são capazes de serem adsorvidas na superfície das partículas coloidais. Como tais espécies são de carga contrária à da superfície dos colóides, ocorrerá a desestabilização causada pelo coagulante em dosagens bem inferiores às da dupla camada.

### c) Varredura

De acordo com a quantidade de coagulante (sal metálico), do pH da mistura e da concentração de alguns íons presentes no lixiviado, poderá ocorrer a formação de precipitados como  $\text{Al}(\text{OH})_3$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  ou outros, dependendo do tipo de coagulante empregado. Em geral, os flocos formados são maiores do que aqueles formados pela adsorção e neutralização de

cargas, desse modo que as velocidades de sedimentação são maiores. (DI BERNARDO, 1993).

#### **d) Adsorção e Formação de pontes.**

Segundo PAVANELLI (2001), este mecanismo ocorre por intermédio de utilização de compostos orgânicos (polímeros) sintéticos ou naturais, utilizados como coagulantes; pode apresentar sítios ionizáveis ao longo de suas cadeias, podendo ser classificados como catiônicos, aniônicos e anfóteros.

### **2.9.3. SISTEMA COLOIDAL**

Segundo HASSEMER (2000), os sistemas coloidais podem ser classificados em hidrofóbicos ou instáveis (argilas, microrganismos e óxidos metálicos) e hidrófilos ou estáveis (proteínas, amidos, sabões, detergentes sintéticos), de acordo com a condição de permanência ou não dessa estabilidade. A estabilidade depende da resultante final das forças de atração e repulsão que agem entre as moléculas. Entre as propriedades dos colóides que influem na coagulação podemos citar: a hidrofobia, hidrofília e a mobilidade eletroforética.

### **2.9.4. PARTÍCULAS COLOIDAIS**

As partículas coloidais são classificadas de acordo com os seus tamanhos e podem variar de 1,0 nm a 1,0  $\mu\text{m}$ . No meio aquático as dispersões coloidais mais encontradas são as emulsões (dispersão líquido-líquido) e suspensões (dispersão sólido-líquido).

### **2.9.5. ESTABILIDADE DOS COLÓIDES**

A estabilidade dos colóides depende da resultante final de forças de atração e repulsão que agem entre as partículas coloidais. As forças de atração

são causadas pela interação de partículas dipolares permanentes ou induzidas, conhecidas como força de Van der Waals, e as forças de repulsão são fornecidas pelo potencial zeta (HASSEMER, 2000). Estas cargas elétricas presentes sobre as superfícies dos colóides responsáveis pela sua estabilidade, podem ser adquiridas através de imperfeições na estrutura cristalina, ou da adsorção de íons da solução na superfície das mesmas.

Como os colóides apresentam carga negativa na sua superfície, ocorre um balanço com íons de carga contrária presentes no líquido. Como a superfície da partícula é negativa há um acúmulo de íons positivos na região de interface sólido-líquido, formando desse modo a Dupla Camada Elétrica, também denominada Camada Compacta. Íons negativos se aproximam da camada compacta e atraem íons positivos, resultando a Camada Difusa, que engloba a primeira. Segundo HASSEMER (2000), a difusão de íons de carga contrária à da partícula, foi primeiramente introduzida por HELMOTZ, e reconhecida por GOUY CHAPMAN por volta de 1910, e por STERN, em 1924. O modelo proposto por STERN pode ser utilizado para descrever a distribuição do potencial elétrico na superfície coloidal, como mostra a Figura 5.

Existe uma concentração elevada de íons positivos próximos à superfície do colóide, também denominada Camada de Stern, a partir da qual se forma a camada difusa, na qual a concentração de íons é menor. O potencial elétrico criado pela presença do colóide diminui com a distância, a partir da superfície do mesmo, onde é máximo e denominado Potencial de Nerst.

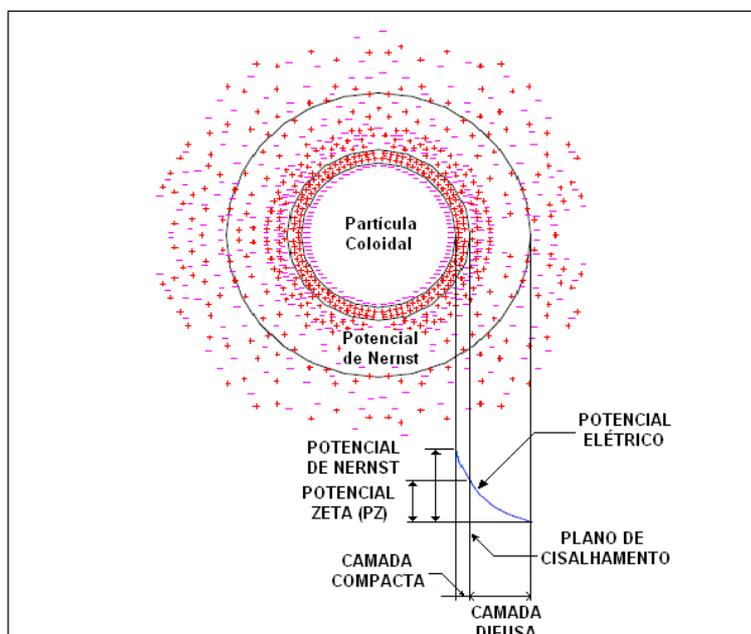


Figura 5 - Configuração esquemática da dupla camada elétrica  
 Fonte DI BERNARDO (1993) *apud* PAVANELLI (2001).

Segundo STERN existe uma distância mínima entre a superfície do colóide e os íons de carga contrária (positivos), no qual o potencial elétrico decresce linearmente; em seguida a diminuição resulta exponencial passando pela fronteira entre a camada compacta e a difusa, local denominada potencial Zeta, que está associado à aplicação da diferença de potencial em uma amostra de líquido contendo colóides negativos de tal forma que certa porção do meio, em torno da partícula, caminha junto com esta ao eletrodo positivo, caracterizando o Plano de Cisalhamento (DI BERNARDO, 1993 *apud* HASSEMER, 2000).

### 2.9.6. MISTURA RÁPIDA

O objetivo da mistura rápida é dispersar rapidamente os coagulantes no meio líquido, de forma que ocorra o contato entre coagulante e partículas coloidais. Ocorre sob forte agitação e altos gradientes de velocidade  $G$ , na ordem de  $350$  a  $750 \text{ s}^{-1}$  (padrão geralmente utilizado na mistura rápida). Segundo HASSEMER (2000), para a dispersão uniforme dos colóides num tempo de 1 ou 2 segundos, o potencial zeta dos mesmos deve ser reduzido. Se

a mistura for insuficiente, o coagulante não será uniformemente disperso e conseqüentemente, uma grande quantidade de massa líquida não será coagulada.

A eficiência da coagulação será em função do tipo de coagulante utilizado, da dosagem e de uma mistura rápida adequada. A adequação da mistura rápida é crítica porque os coagulantes sofrem hidrólise em segundos e as espécies de múltipla valência se transformam rapidamente em metais complexos que devem ser uniformemente dispersos no meio.

### 2.9.7. COAGULANTES

Os coagulantes mais empregados são os inorgânicos (sais de ferro e alumínio), como por exemplo, o sulfato de alumínio, cloreto férrico e o sulfato férrico. Também são utilizados coagulantes orgânicos com densidade de carga positiva, também chamados polímeros catiônicos, que podem ser sintéticos ou naturais (quitosana, por exemplo).

- **Comportamento químico do alumínio e do ferro**

No momento que um sal de alumínio ou ferro é adicionado no meio aquoso, ocorre inicialmente sua dissociação, seguida pela reação com a água, permitindo a formação de espécies mononucleares e polinucleares. A seguir serão mostradas algumas reações dos coagulantes:

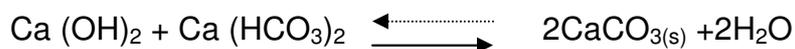
#### a) Formação de gel hidróxido insolúvel

Sulfato de Alumínio e sulfato ferroso com a alcalinidade natural de bicarbonato de cálcio:

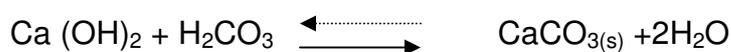


**b) Formação de carbonato de cálcio (insolúvel)**

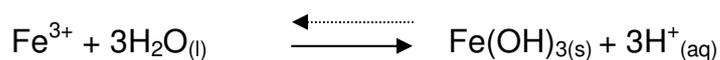
Cal e alcalinidade natural de bicarbonato de cálcio:



Cal e ácido carbônico:

**c) Formação de produtos de hidrólise**

Hidrolização do sulfato de alumínio, formando hidróxido de Alumínio:

**d) Hidrolização do Cloreto Férrico, formando hidróxido férrico:**

Com a formação de íons  $\text{H}^+$  no meio, há a tendência da diminuição do pH.

### **2.9.8 FLOCULAÇÃO**

Realizada após a coagulação, a floculação consiste na obtenção de agrupamento e compactação das partículas em suspensão em grandes conjuntos denominados flocos, que podem ser removidos por processos subseqüentes.

A floculação é efetuada através de agitação lenta, com objetivo de nela se criarem gradientes de velocidade que causam turbulência capaz de provocar choques ou colisões entre as partículas coaguladas e as existentes em suspensão e no estado coloidal na água. Tais gradientes, que produzem tensão cisalhante nos flocos existentes, são limitados para que não ultrapassem a capacidade de resistência ao cisalhamento dessas partículas.

Relações complexas existem entre os numerosos fatores que afetam o fenômeno de floculação, como pH, alcalinidade, heterogeneidade de uma suspensão com respeito ao tipo, tamanho, concentração e fração de volume de partículas, assim como o tipo de reator e a variação na intensidade da turbulência (AYOUB, 1996).

A eficiência da floculação depende da intensidade da agitação fornecida, que deve criar gradientes de velocidade tais que não conduzam a esforços cortantes, geradores de tensões cisalhantes superiores às tensões admissíveis do material coagulado. A floculação, conseqüentemente, além de uma função do gradiente de velocidade criado é também função do número, tamanho e concentração das partículas (LEME, 1990).

### **2.10 TEORIA DA FILTRAÇÃO DIRETA**

A filtração consiste na remoção de partículas suspensas e coloidais e de microorganismos presentes na água que escoam através de um meio granular.

A filtração pode realizar-se de muitas formas distintas: com baixa carga superficial (filtros rápidos), em meios porosos (pastas argilosas, papel filtro), em

meios granulares (areia, antracito, granada e combinados), com fluxos ascendentes, e descendentes e mistos. Por último, o filtro pode trabalhar a pressão por gravidade, conforme for a magnitude da carga hidráulica que existe sobre a camada filtrante. Nesse caso, os filtros devem, portanto, remover não somente as impurezas que causam a cor e a turbidez, mas também os produtos deixados pelos reagentes químicos empregados no processo.

### **2.10.1 PROCESSO DE FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE**

Segundo informações disponíveis, a primeira instalação de filtração ascendente foi executada na cidade de Greenock, na Escócia, por volta de 1827, com as unidades funcionando tanto no sentido descendente como no ascendente (DI BERNARDO, 1993).

A partir da metade do século XX, a filtração ascendente passou a ser muito difundida na Europa, notadamente na União Soviética e Holanda. As inovações que haviam sido propostas surgiram primeiramente na União Soviética, com o nome de Filtro AKX e, na Holanda, como filtro Immedium. Foi a partir de 1953 que se iniciou a construção das estações de tratamento de água, empregando a filtração ascendente, em cidades como Moscou, Leningrado, Cheliabinsk, Gorki, Kiev e Rostov, dentre outras.

No Brasil, a primeira experiência com esse filtro foi realizada em 1971, por Grinplasht, na cidade de Colatina (ES), onde o afluente ao filtro com escoamento ascendente podia ser água coagulada ou decantada, em função da turbidez da água bruta. As pesquisas sobre a filtração direta ascendente (FDA) iniciaram, no Brasil, somente em 1977, especialmente na ESSC-USP (Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo), com o objetivo de estudar aspectos teóricos e práticos e aprimorar essa tecnologia (DI BERNARDO, 1993).

Nos anos 80 e 90, vários estudos foram desenvolvidos pelo prof. Luiz Di Bernardo e colaboradores, de forma a tornar essa tecnologia ainda mais promissora pela técnica de descargas de fundo intermediárias. Estas possibilitaram o uso da filtração direta ascendente para águas com turbidez e

cor mais acentuada, aumentando significativamente a carreira de filtração e, assim, produzindo mais água.

No filtro ascendente, a água bruta é coagulada no mecanismo de neutralização de cargas introduzido na parte inferior da unidade filtrante, a qual deve ter fundo e sistema de drenagem apropriada, camada de pedregulho adequada e meio filtrante constituído unicamente de areia. Na camada de pedregulho, ocorre formação intensa de flocos que são responsáveis pela remoção de pelo menos 40% das impurezas. Devido às dificuldades na retirada das impurezas do interior da camada de pedregulho, torna-se imperiosa a execução de descarga de fundo intermediária antes da lavagem do filtro (DI BERNARDO, 2002).

A FDA apresenta vantagens e desvantagens em relação aos sistemas de tratamento completo ou convencional e em relação à filtração direta descendente. A avaliação desses aspectos, apresentada a seguir, é de fundamental importância antes de optar pelo emprego dessa tecnologia.

Podem-se considerar vantagens da FDA, em relação ao sistema de tratamento completo: a) custo da construção 50% menor, tendo em vista que não há necessidade de unidades adicionais de floculação e decantação; b) menor custo de operação e manutenção; e c) menor produção de lodo.

Como desvantagens em relação ao tratamento em ciclo completo, destacam-se: a) exige controle mais rigoroso da dosagem de produtos químicos; b) há limitação relativa à qualidade de água bruta, principalmente a biológica (como as totalidades dos sólidos ficam retidas no filtro, a qualidade da água limita sua aplicação), a presença de algas e outros organismos microscópicos é amplamente restrita ao uso dessa tecnologia; c) a mudança na qualidade da água afetará a carreira de filtração, como 100% dos sólidos ficam retidos no filtro, a variação em sua distribuição modifica a duração das carreiras de filtração, para mais ou para menos; d) o tempo de contato na unidade é relativamente curto, exigindo ação rápida nas dosagens de produtos químicos durante a mudança da qualidade da água bruta – como não há unidades de floculação nem de decantação, o tempo de detenção é bem menor; e) possibilidade de contaminação do reservatório de água filtrada após a lavagem do filtro – nos sistemas em que a mesma calha é usada para coleta da água filtrada e de lavagem, após recolocar o filtro em operação, é necessário

descartar por alguns minutos a água produzida, pois ela promoverá certa limpeza das superfícies que tiveram contato anterior com a água de lavagem; e f) necessidade de cobertura do filtro, pois a água filtrada fica exposta ao ar livre.

### 2.10.2 PARÂMETROS SUGERIDOS PARA AS VARIANTES DA TECNOLOGIA DA FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE

Os parâmetros sugeridos para as variantes da tecnologia da FDA são mostrados a seguir na tabela 6.

Tabela 6 – Parâmetros sugeridos das variantes da tecnologia da FDA

Discriminação	Tecnologia de tratamento			
	5	6	7	8
<b>Características da água bruta (*)</b>				
Turbidez (uT)	20	20	100	200
Cor Verdadeira (uC)	20	20	100	150
Ferro Total (mg/L)	2,5	2,5	15	15
Manganês (mg/L)	0,2	0,2	1,0	2,5
pH	5 a 9	5 a 9	5 a 9	5 a 9
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	5	5	5	10
NMP de coliformes totais (UFC/100mL)	2500	2500	5000	20000
NMP de coliformes totais (UFC/100mL)	500	500	1000	5000
Carbono Orgânico Total (mg/L)	2,0	2,0	3,0	5,0
Densidade algal (UPA/mL)	500	500	1000	5000
Substâncias potencialmente prejudiciais à saúde	Os valores máximos recomendados para água classe 2 do CONAMA			
Parâmetros do projeto e operação				
Taxa no filtro ascendente (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d)	200 (#)	240	240	300
Taxa no filtro descendente (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d)	-	-	-	400
Descarga de fundo intermediária	(^)	(^)	(+)	(+)
Mecanismo de coagulação				

Fonte: Di Bernardo, 1995.

Em relação à tabela 6:

(\*) = Valor máximo.

(#) = Taxa máxima de filtração igual a 280 ( $\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ ).

(^) = A descarga de fundo deve ser sempre realizada antes da lavagem.

(+) = O número de descargas de fundo intermediárias durante a carreira de filtração dependerá da qualidade da água bruta, sendo recomendável, no mínimo, quatro descargas com introdução na interface pedregulho/areia.

### 2.10.3 VARIANTES DA TECNOLOGIA DA FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE

As variantes da tecnologia da FDA são apresentadas na figura 6.

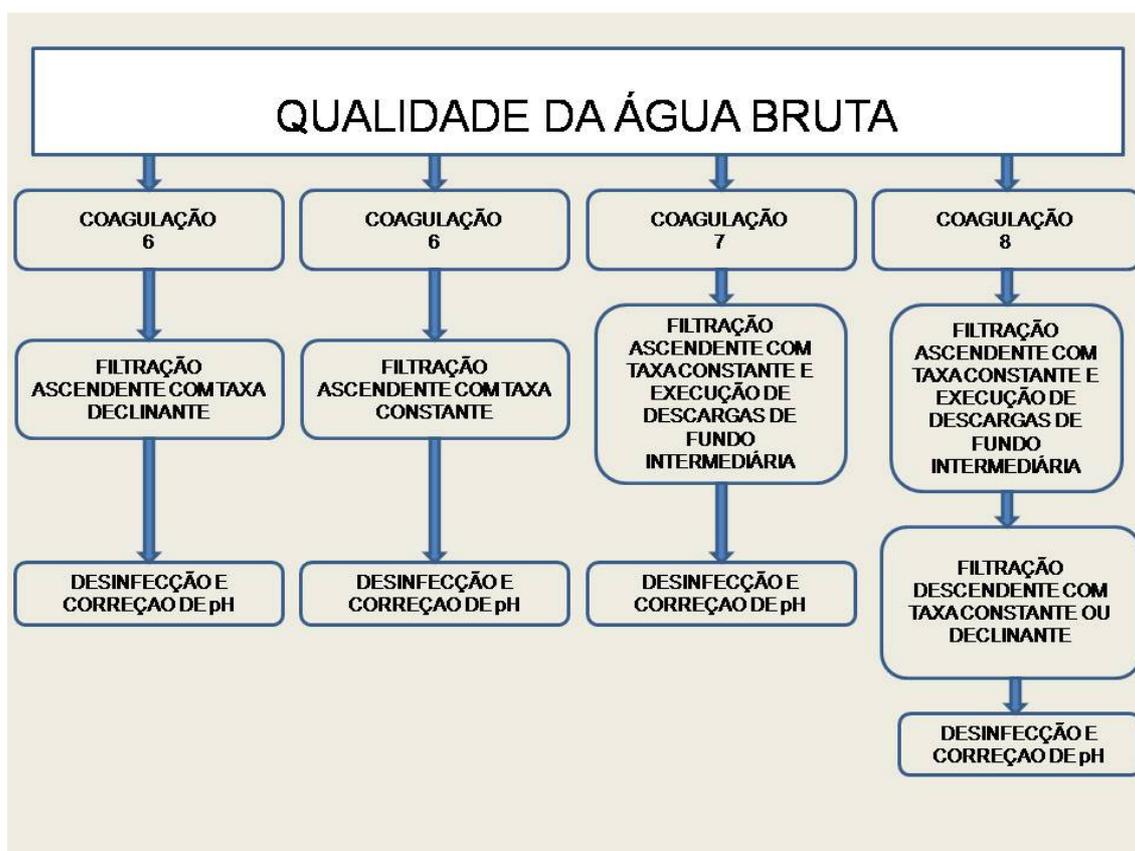


Figura 6 - Variantes da tecnologia da FDA  
Fonte: Di Bernardo, 1995.

## **CAPÍTULO 3**

### **3.1 MATERIAIS E MÉTODOS**

Neste capítulo serão apresentados os procedimentos e a metodologia utilizada na pesquisa, compreendendo os testes e ensaios de laboratório realizados com o efluente bem como os testes efetuados no sistema piloto e o controle dos parâmetros para a utilização da filtração direta ascendente e a sua eficiência.

O presente trabalho de pesquisa foi realizado utilizando-se as dependências de dois laboratórios, sendo os testes de bancada (jar test) no Laboratório de Experimentação de Resíduos Sólidos da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, bem como a construção e instalação dos filtros em escala piloto, e as análises físico-químicas, no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

### **3.2 SISTEMA PILOTO.**

Na figura 7 é apresentado um esquema da instalação piloto. Os filtros ascendentes foram construídos com tubos de PVC de 150 mm de diâmetro e 4,2 m de altura, os filtros F1 e F2 são constituídos de pedregulho na camada suporte com as seguintes granulometrias: base 12,1 a 19 mm (22 cm), 2º - 6,4 a 12,7 mm (7 cm), 3º - 3,2 a 6,4 mm (7 cm), 4º - 2,4 a 3,2 mm (10 cm), 5º - 3,2 a 9,5 mm (7 cm) e topo 12,7 a 19 mm (7 cm). O filtro F1 possui areia com as seguintes granulometria: base 1,68 a 2,3 mm (60 cm), 2º - 1,19 a 1,68 mm (54 cm), 3º - 0,83 a 1,19 mm (40 cm) e topo 0,59 a 0,83 mm (26 cm). O filtro F2 com as seguintes granulometrias: base 1,68 a 2,3 mm (102 cm), 2º - 1,19 a 1,68 mm (54 cm), e topo 0,83 a 1,19 mm (24 cm) (figura 8).

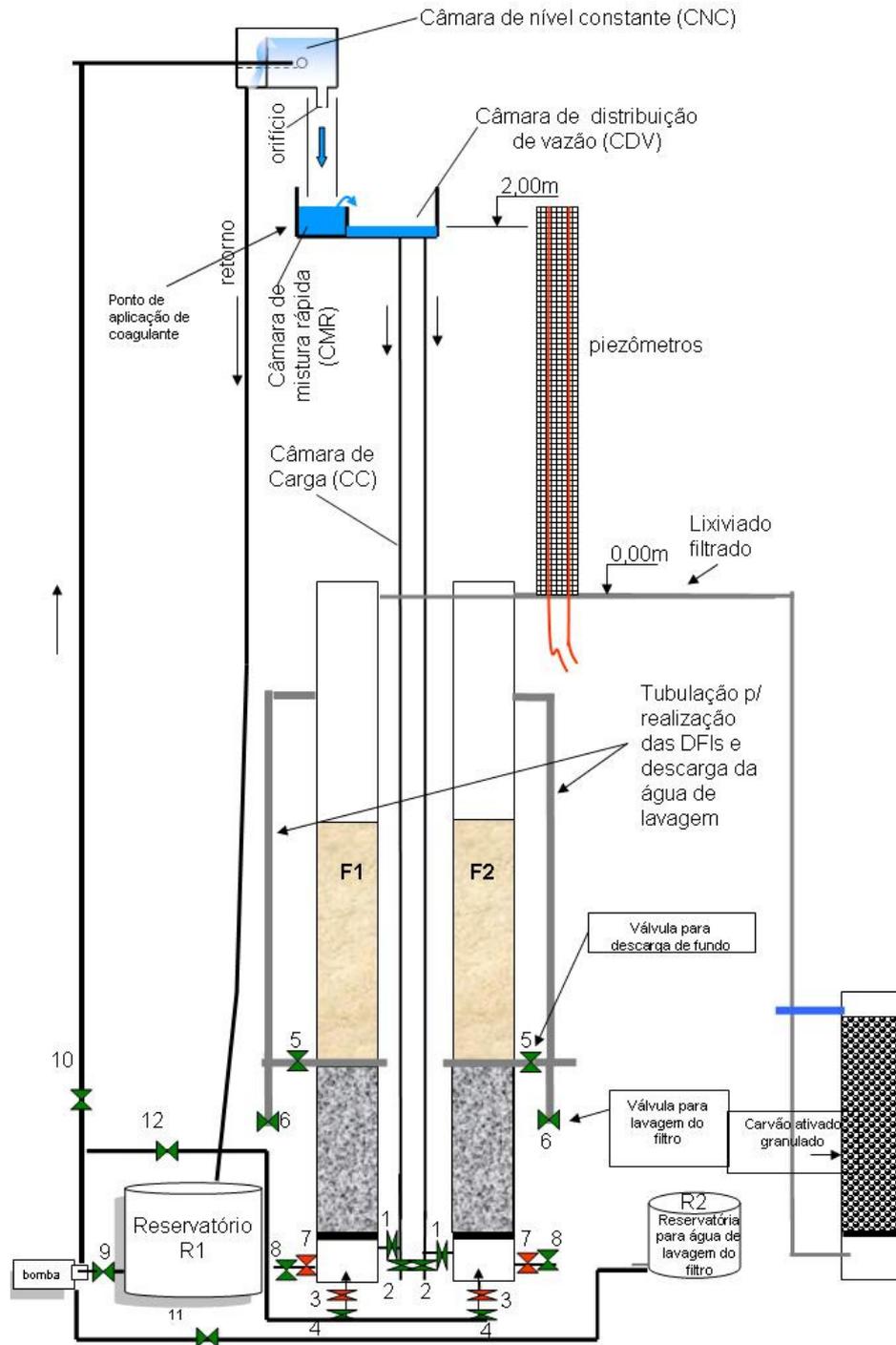


Figura 7 – Esquema geral da instalação piloto

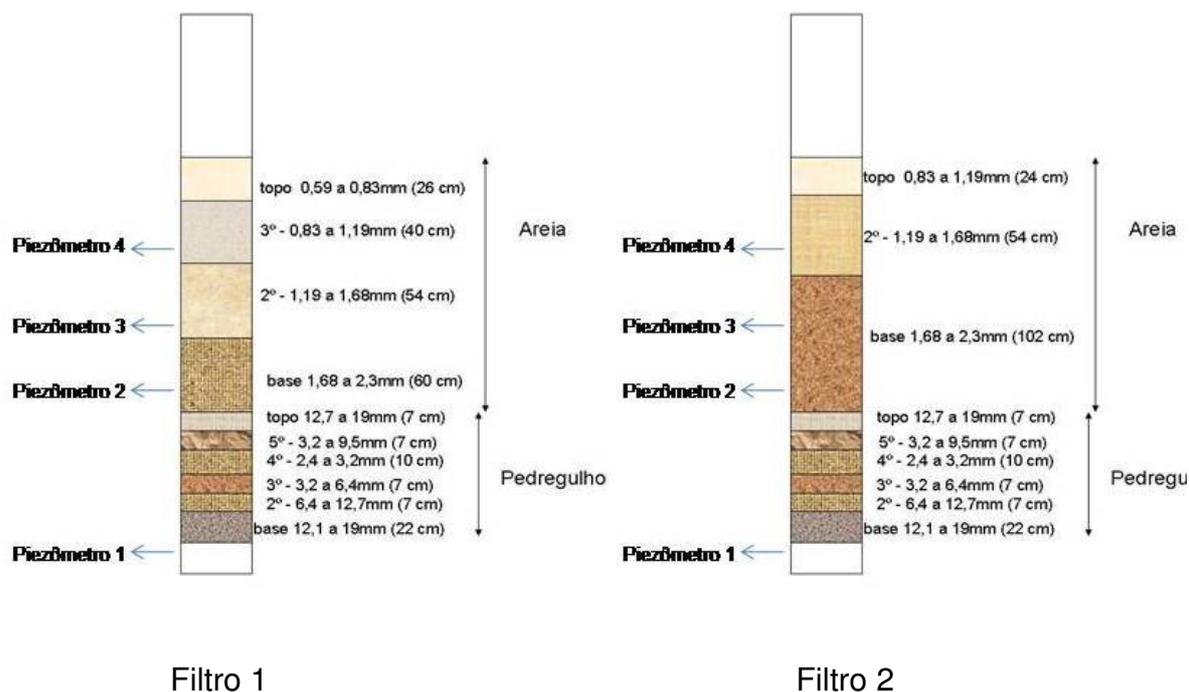


Figura 8 - Distribuição granulométrica e piezômetros nos filtros.

As colunas de carvão ativo foram confeccionadas em tubo de PVC de 150mm por 1 metro de altura útil, preenchidas com carvão ativo granular de origem vegetal, com granulometria de 3,0 a 7 mm

## 3.2 OPERAÇÃO DO SISTEMA PILOTO

### 3.2.1 - ALIMENTAÇÃO:

Através da bomba B1 (centrifuga de eixo horizontal), (figura 11), o efluente foi bombeado a partir do reservatório R1, (figura 9), com vazão aproximadamente 30% superior à necessária para a alimentação dos filtros, até a câmara de nível constante CNC, (figura 10). O excedente retorna por gravidade para o reservatório R1.

O controle de vazão da bomba B1 foi feito através dos registros 9 e 10, aumentando ou diminuindo a recirculação no R1.



Figura 9 - Reservatório do lixiviado capacidade 5.000 L.



Figura 10 - Câmara de nível constante.



Figura 11 - Sistema de bombeamento.

### 3.2.2 - CONTROLE DE VAZÃO:

O controle da vazão para a alimentação dos filtros foi feito na CNC, através de um orifício localizado na entrada do tubo que leva o lixiviado até a câmara de mistura rápida. A determinação desta vazão foi aferida utilizando-se uma proveta volumétrica e um cronômetro digital.



Figura 12 - Sistema de taxa constante e injeção de coagulante.

### 3.2.3 - MISTURA RÁPIDA:

Do tipo mecânica com gradiente de mistura rápida de melhor resultado nos ensaios de jar test (figura 13).



Figura 13 - Câmara de mistura rápida e agitador mecânico.

### 3.2.4 - PRODUTOS QUÍMICOS:

O coagulante de grau analítico, de melhor resultado nos ensaios de bancada, foi utilizado nos testes com o piloto aplicado por bomba dosadora tipo diafragma, marca Exata, (figura 14) com capacidade de injeção de 1 à 5 L/h. A aferição da dosagem aplicada pela bomba foi feita com auxílio de proveta e cronômetro digital. O coagulante utilizado era previamente preparado e estocado num recipiente com capacidade de 25 L. Este aplicado na tubulação que leva o lixiviado até a câmara de mistura rápida, por dois injetores (figura 12).

Polieletrólito catiônico Pa 0823 (média massa molecular), marca Tanfloc, aplicado por bomba dosadora tipo diafragma, dois metros acima da entrada do lixiviado no filtro ascendente (figura 15).

A solução de polieletrólito de concentração igual a 1000 mg/L era preparada com antecedência devido à dificuldade de sua solubilização e desta solução, por meio de diluições, preparava-se a solução com concentração desejada para a utilização nas carreiras de filtração.



Figura 14 - Bombas dosadoras tipo diafragma.



Figura 15 - Injetor de polieletrólito.

### 3.2.5 - FILTROS:

#### 3.2.5.1 REGIME DE OPERAÇÃO:

Taxa constante e carga hidráulica variável. A taxa de filtração aplicada foi de  $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ .

#### 3.2.5.2 ENCERRAMENTO DAS CARREIRAS DE FILTRAÇÃO:

As carreiras de filtração foram encerradas quando a perda de carga total atingir 2m. O controle da perda de carga foi feito através de piezômetros instalados ao longo dos filtros (figura 16).



Figura 16 – Piezômetros.

### **3.2.5.3 DESCARGAS DE FUNDO INTERMEDIARIA (DFIs):**

Foram realizadas com água produzida pelo próprio filtro que fica armazenado acima do topo da camada filtrante.

#### **3.2.5.3.1 – TAXA DA DESCARGA DE FUNDO INTERMEDIÁRIA:**

As DFIs foram realizadas com taxa de  $600 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  e duração de 1 minuto. Para as dimensões do filtro, corresponde a um volume gasto de 6,8 L, ou seja, 42cm/min.

#### **3.2.5.3.2 PROCEDIMENTO PARA REALIZAR A DFI (figura 17).**

- Fechar o registro 1;
- Abrir o registro 2;
- Abrir concomitantemente os registros 5 e 8. Mantê-los abertos por 1 minuto e em seguida fechá-los. O registro 7 (de gaveta) com abertura previamente ajustada com a taxa de  $600 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  não será mais alterado;

- Fechar o registro 2 e aguardar o nível de água no interior da câmara de carga se igualar ao nível da água no interior do filtro;
- Abrir o registro 1.
- Obs.: Anotar a perda de carga antes de iniciar os procedimento para a realização de DFI e após a produção de lixiviado filtrado.



Figura 17 - Procedimento para descarga de fundo intermediaria (DFI).

#### 3.2.5.4 - LAVAGEM DOS FILTROS:

Os filtros foram lavados com a água filtrada por eles produzida do reservatório R2. A lavagem foi realizada através da bomba B1 quando a perda de carga total atingir próximo de 2 m.

Procedimento para a lavagem (figura 18):

- Fechamento dos registros 1 e 9 concomitantemente com a abertura do registro 2;

- Abertura do registro 6;
- Abertura do registro 8, para que o nível de água no interior do filtro desça até 20 cm acima da camada de areia, em seguida, fechamento do registro 8;
- Abertura dos registros 11 e 12 e fechamentos dos registros 9 e 10;
- Ligar a bomba B1 e abrir o registro 4. O registro 3 estará previamente ajustado para que a velocidade ascensional durante a lavagem seja na ordem de 1m/min;
- Lavar durante 10 min;
- Fechar registro 4 e desligar a bomba B1;
- Fechar os registros 6 e 2, abrir os registros 9 e 10, e logo após fechar os registros 11 e 12;
- Aguardar o nível da água no interior da câmara de carga (CC) se igualar ao nível da água no interior do filtro e abrir registro 1.

Obs.: Antes de o filtro voltar em funcionamento deve-se observar se a areia possui o mesmo nível de compactação de antes de sua lavagem.



Figura 18 - Esquema para lavagem dos filtros.

### 3.3 - EFLUENTE DE ESTUDO.

O lixiviado utilizado nos experimentos foi coletado do tanque de equalização do aterro sanitário que recebe os resíduos sólidos da região metropolitana da grande Florianópolis, localizado no município de Biguaçu.

Foram realizadas quatro coletas de lixiviado ao longo do ano (fevereiro de 2007 a maio de 2007). O lixiviado foi transportado em caminhão-tanque, encaminhado até o Laboratório de Experimentação de Resíduos Sólidos da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, e depositado em reservatórios de fibra de vidro com capacidade para armazenar 5.000 litros, providos de tampas em condições de manter o seu interior o mais escuro possível. Terminado o lixiviado procedia-se nova coleta e transporte.

Devido a condições climáticas, o lixiviado estudado teve suas características físico-químicas alteradas ao longo do tempo. Para manter parâmetros de comparação entre o lixiviado bruto e o tratado, sempre que se procedia testes de bancada ou carreira de filtração, estes eram caracterizados para a avaliação da eficiência do tratamento por filtração direta ascendente.

### **3.4 – 1º FASE DOS ENSAIOS DE BANCADA: JAR TEST**

Foram feitos ensaios de bancada (jar test) com a finalidade de determinar o melhor coagulante, a dosagem ótima e as melhores condições operacionais, ou seja, a determinação do gradiente da mistura rápida, tempos de mistura, pH de coagulação para a utilização nos filtros ascendente.

Foram avaliados três coagulantes: Sulfato de alumínio grau analítico marca Vetec, Sulfato ferroso grau analítico marca Vetec e Cloreto férrico grau analítico marca Vetec. As soluções foram previamente preparadas dissolvendo 100 g dos coagulantes em 1000ml de água deionizada ( $C = 100 \text{ mg/ml}$  ou 10%).

O procedimento no jar test consistia de sucessivas variações das condições operacionais. Após a mistura do coagulante com o lixiviado o mesmo era filtrado em papel filtro whatman 40 e analisados os parâmetros (cor aparente, turbidez, pH e condutividade) a fim de avaliar a melhor condição operacional para a utilização nos filtros.

O procedimento dividia-se nas seguintes etapas:

#### **1.Etapa: Avaliação do tempo de mistura**

Nesta etapa eram fixados os parâmetros de gradiente de mistura e dosagem de coagulante, tendo como variável o tempo de mistura rápida,

iniciando-se com 5 segundos até um tempo final de 30 segundos (5s, 10s, 15s, 20s, 25s, e 30s).

#### 2.Etapa: Avaliação da dosagem de coagulante

Com base nas análises do teste anterior foi fixado o tempo de melhor resultado e feito variação da dosagem do coagulante. De acordo com a literatura pesquisada, as dosagens típicas de coagulantes para o tratamento do lixiviado variam de 500 a 3000 mg/L. Diante dessa grande faixa de dosagens, que depende das características do lixiviado a ser tratado, optou-se por aplicar uma dose de coagulante, em que a concentração do coagulante no lixiviado situava-se numa faixa de concentração entre 100 a 1600 mg/L.

#### 3.Etapa: Avaliação do gradiente de mistura rápida

Nesta etapa foi feito variações do gradiente de mistura rápida, utilizando o tempo de mistura rápida da etapa 1 e a dosagem ótima da etapa 2.

Durante o andamento dos ensaios de bancada e em razão da quantidade de ensaios foram feitas análises somente para os parâmetros de cor aparente, turbidez, pH e condutividade, a fim de permitir o desenvolvimento de todas as etapas do experimento.

### **3.5 – TESTE PRELIMINAR EM ESCALA PILOTO**

Após a definição das condições operacionais descritas nos itens anteriores, ou seja, definido o melhor tempo de mistura rápida, melhor dosagem, melhor gradiente de mistura rápida e coagulante de melhor resultado encontrado nos ensaios de bancada, procedeu-se uma carreira de filtração.

### **3.6 – 2ª FASE DOS ENSAIOS DE BANCADA: JAR TEST**

Devido a dificuldades encontradas durante o teste preliminar efetuado nos filtros piloto, discutidas no próximo capítulo, decidiu-se efetuar novos testes em bancada, na qual foi avaliada a adição de polímero Pa 0823 marca tanfloc, e feito variações no pH do lixiviado.

Para estes novos ensaios utilizaram-se os melhores resultados encontrados na primeira fase do ensaio de bancada.

### 3.7 – TESTE EM ESCALA PILOTO

Após a realização da segunda fase dos testes de bancada foram feitas carreiras de filtração utilizando os resultados desta fase. Foi usado como variável nas carreiras de filtração dosagens de coagulante de 300, 600, 900 mg/L, para a avaliação da melhor dosagem seguindo os critérios de tempo de duração das carreiras, perda de carga e parâmetros analíticos. A figura 19 mostra o diagrama geral das etapas envolvidas na metodologia.

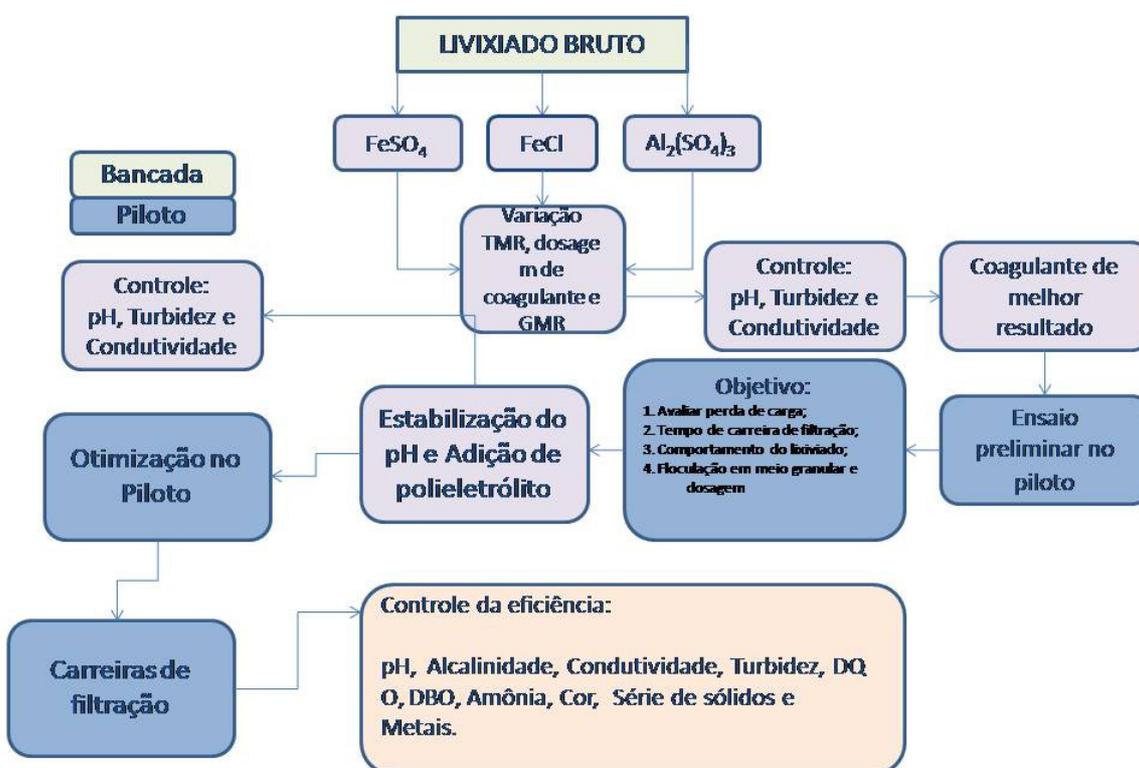


Figura 19 - Diagrama esquemático da metodologia dos ensaios de bancada e no sistema piloto.

### 3.8 - MÉTODOS ANALÍTICOS

Como controle da eficiência da filtração foi feitos ensaios de:

- pH;
- Alcalinidade;
- Condutividade;
- Turbidez;
- DQO (Demanda Química de Oxigênio);
- DBO (Demanda biológica de Oxigênio);
- Amônia;
- Cor Aparente;
- Sólidos: ST, SV, SST e sólidos sedimentáveis;
- Metais pesados.

#### 3.8.1 - Determinação do pH e condutividade

As medidas de pH, condutividade, foram realizadas potenciometricamente usando-se um eletrodo combinado de vidro e prata/cloreto de prata. O pHmetro modelo AT -300 foi calibrado diariamente com soluções tampão de pH 7,0 e 4,0. As medidas de condutividade foram realizadas usando um condutímetro modelo AT 230, calibrado diariamente, conforme indicado por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 1998).

#### 3.8.2 - Determinação da alcalinidade total

A determinação da alcalinidade foi executada segundo o Standard Methods descrito pela AWWA (APHA,1998). Sem nenhuma separação dos sólidos em suspensão, titulando-se a amostra com ácido sulfúrico 0,01 mol/L até pH 3,7.

Com o volume de ácido gasto na titulação foi possível calcular a alcalinidade total.

### 3.8.3 - Determinação da DQO

A demanda química de oxigênio (DQO) foi realizada pelo Método Colorimétrico – Método 5220 baseado no Standard Methods descrito pela AWWA (APHA,1998). Muitos tipos de matéria orgânica são oxidados, quando aquecidos com uma mistura de ácidos crômico e sulfúrico. Uma amostra é aquecida em frasco fechado em meio fortemente ácido com uma quantidade em excesso, conhecida de dicromato de potássio. Depois da digestão, o dicromato que foi consumido é medido contra padrões a 600 nm (nanômetros), usando um espectrofotômetro UV e o resultado é expresso em DQO como mg O<sub>2</sub>/L.

### 3.8.4 - Determinação da Turbidez

A turbidez é uma redução na transparência da água causada pela presença de materiais em suspensão, tais como argila, sílica, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida e organismos microscópicos. O método nefelométrico é um método secundário, indireto. Baseia-se na leitura da intensidade da luz dispersa pela amostra em ângulo de 90° com a direção da luz incidente, em relação à intensidade da luz dispersa por uma suspensão-padrão nas mesmas condições.

Foi utilizado turbidímetro HACH - 2100 A, após a calibração do aparelho, a amostra agitada é colocada em uma das cubetas e transferida para o orifício de medida do aparelho, e então feita a leitura direta da turbidez na escala adotada.

### 3.8.5 - Determinação da cor aparente

Para a medida de cor utilizou-se um espectrofotometro da HACH, modelo DR4000, fazendo-se a leitura absorvância,  $-\log.(I/I_0)$ , no comprimento de onda de 455 nm. Os resultados foram expressos em mg PtCo/L, utilizando assim soluções padrão de PtCo. Esse procedimento foi feito de acordo com o método 2120 B baseado no Standard Methods descrito pela AWWA (APHA,1998).

### 3.8.6 – Determinação da amônia

Para determinar a concentração de amônia, utilizou-se um eletrodo de íon seletivo (Orion Model 720). Antes de realizar o teste, foi necessário fazer uma curva de calibração, para isso foram preparados padrões de concentrações 1ppm, 10ppm, 100ppm de amônia, e no momento da leitura adicionou-se 0,2mL de solução ISA(Ionic Strength Adjustor) e manteve-se em agitação moderada.

### 3.8.7 - Determinação de sólidos totais (ST) e voláteis (SV)

Os sólidos totais e os sólidos voláteis foram determinados por secagem da amostra em estufa Quimis 205 a 105°C após a permanência por 24 horas e pesagem. Posteriormente, as amostras foram calcinadas mufla Quimis 305 a 550°C, respectivamente segundo Standard Methods descrito pela AWWA (APHA,1998).

### 3.8.9 - Determinação de sólidos suspensos totais (SST)

Os sólidos suspensos totais e os sólidos suspensos voláteis foram determinados por secagem da fração sólida da amostra em estufa Quimis 205,

previamente centrifugada em centrífuga Sigma modelo 102 (de 0 a 4,2 min<sup>-1</sup> (x100)), a 105°C.

### 3.8.10 - Determinação de metais

Para a determinação de metais pesados em amostras de lixiviado bruto e tratados foi realizada abertura das amostras por suspensão, que consiste na adição de ácido nítrico concentrado (1mL) com o lixiviado bruto e tratado (1mL) a mistura foi sonicada por uma hora num sonicador marca Uniq modelo USC 1450, após este período a amostra foi avolumada (50mL).

Após o procedimento acima mencionado foram analisados Fe , Zn, Ca, Mn e Mg em um espectrometro de absorção atômica atomização por chama, marca Varian Modelo 50B. Os demais metais (Cu, Pb, Cr, Ni, Cd, e Al) foram analisados em um espectrômetro de absorção atômica atomização eletrotérmica marca Varian modelo 640Z.

## **CAPÍTULO 4**

### **4.1 - RESULTADOS E DISCUSSÕES**

Neste capítulo serão apresentados os resultados e discussões dos experimentos realizados no presente projeto de pesquisa para o tratamento do lixiviado por filtração direta ascendente. No período de trabalho experimental, foram realizados três experimentos de filtração direta ascendente, onde se procurou, prioritariamente, comparar a eficiência da filtração, na remoção dos parâmetros físico-químicos do lixiviado “in natura”.

Para o melhor entendimento dos resultados experimentais realizados, a apresentação e a discussão de resultados será subdividida em tópicos que englobam os ensaios de bancada e os experimentos de filtração em escala piloto.

### **4.2 - CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO EM ESTUDO**

O trabalho de pesquisa foi realizado com o lixiviado proveniente do aterro sanitário que recebe resíduos sólidos urbanos da região metropolitana da Grande Florianópolis. Coletado com caminhão-tanque e armazenado em reservatório de 5 mil litros, nas dependências do Laboratório de Experimentação de Resíduos Sólidos da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, a tabela 7 mostra os resultados encontrados na caracterização do lixiviado “in natura”.

Tabela 7 – Composição físico-química do lixiviado.

Parâmetros	unidade	valor
pH		8,5
Condutividade	mS	14,6
ST	mg/L	10530
SV	mg/L	2550
SST	mg/L	8045
NH3	mg/L	1170
Turbidez	NTU	13,8
Cor	u PtCo/L	13100
Alcalinidade	mg/L	19040
DQO	mg/L	6521
DBO	mg/L	1810
DQO/DBO5	mg/L	3,6
DBO5 /DQO	mg/L	0,27

De acordo com a Tabela 7, pode-se verificar que os valores de pH encontrados são elevados. Segundo SEGATO E SILVA (2000), o lixiviado não se encontra na fase acidogênica, ou de fermentação ácida, caracterizada por valores de pH menores, mas numa fase metanogênica. Nesta fase há a decomposição dos produtos de fermentação ácida que são convertidos em metano ( $\text{CH}_4$ ), substâncias húmicas e água.

Quanto à biodegradabilidade do lixiviado, esta varia com o tempo e pode ser monitorada acompanhando a relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$ , que neste caso, foi em média de 0,27. De acordo com TCHOBANOGLOUS *et al.* (2003), inicialmente, durante a decomposição dos resíduos aterrados, as taxas estarão na faixa acima de 0,5. Taxas de variação no intervalo de 0,4 – 0,6 indicam de que a matéria orgânica no lixiviado é prontamente biodegradável. Em aterros velhos a relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  geralmente se situará na faixa de 0,05 – 0,2. A relação é menor porque o lixiviado proveniente de aterros antigos contém tipicamente ácidos húmicos e fúlvicos que não são prontamente biodegradáveis.

A recalcitrância do material orgânico também pode ser verificada pelos valores elevados da razão  $\text{DQO}/\text{DBO}_5$ , a qual indica o nível de biodegradabilidade de um determinado efluente. Quanto maior esta razão, menos biodegradável o efluente.

Como já comentado no capítulo 2, um aterro sanitário funciona como um grande reator biológico, ocorrendo no seu interior processos de conversão aeróbia e anaeróbia, caracterizados pelas mais variadas reações seqüenciais. Observa-se que cada conjunto de reações ocorre pela ação de uma população bacteriana específica, em quatro etapas distintas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e a metanogênese (CAMPOS, 1999 *apud* SILVA, 2002). Com o conhecimento dos contaminantes potencial contido no lixiviado é possível compreender os resultados obtidos nesta pesquisa, correlacionando-os com os processos acima descritos.

De acordo com BARBOSA *et al* (2001) *apud* SILVA (2002) os principais contaminantes potenciais encontrados no lixiviado, tal como relatado pelos autores:

**a) Matéria orgânica dissolvida:** medida pela Demanda Química de Oxigênio (DQO) e pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), ou pelo Carbono Orgânico Total (COT), incluindo o metano, os Ácidos Graxos Voláteis (AGV) e outros compostos orgânicos;

**b) Componentes Orgânicos Antrópicos (COA):** hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, compostos alifáticos clorados, entre outros;

**c) Cátions:**  $\text{Fe}^+$ ,  $\text{Mn}^+$ ,  $\text{Ca}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{P}^+$  e  $\text{N-NH}_4^+$ ;

**d) Ânions:**  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ ;

**e) Metais pesados:** cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel e o zinco.

As altas concentrações de nitrogênio amoniacal presentes no lixiviado pode ser consequência da degradação biológica dos aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados durante a fase acetogênica.

Segundo CLÉMENT *et al* (1995) relatam em pesquisas realizadas por diversos autores em 89 amostras de lixiviado, constataram que o nível de amônia em torno de 400 mg/L é considerado tóxico. O autor vem pesquisando desde 1993 o comportamento de parâmetros, como alcalinidade, condutividade e a amônia para o aumento da toxicidade dos lixiviados e através de seus estudos, foi obtida a confirmação que estes parâmetros podem ser os principais fatores que contribuem para o aumento da toxicidade deste efluente. Portanto, seus resultados indicaram que o pH e a alcalinidade do lixiviado, que será lançado no corpo receptor, devem ser controlados, para não criar condições favoráveis para o surgimento de amônia na forma tóxica, pois a alcalinidade e o pH afetam o equilíbrio da amônia (ionizada ou não). Além da questão da toxicidade, o controle do lançamento de efluentes contendo amônia pode minimizar os riscos da ocorrência de eutrofização (SILVA, 2002).

A legislação ambiental brasileira não fornece os limites para este tipo específico de efluente, restringindo-se, portanto, à obediência das legislações e normas municipais, estaduais e a federal. Os valores máximos permitidos para efluentes de qualquer fonte poluidora são estabelecidos pela resolução número 357 de 2005 do Conselho Nacional do meio Ambiente – CONAMA.

### 4.3 – ENSAIOS DE COAGULAÇÃO EM JAR TEST.

O principal objetivo dos ensaios de jar test, é fornecer subsídios para a utilização da filtração direta ascendente como tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário, bem como a otimização de parâmetros operacionais.

Nos ensaios em "Jar Test" foram testados 3 coagulantes e 1 polieletrólito, descritos no Capítulo 3, ao longo do desenvolvimento deste trabalho. Foram realizados, diversos ensaios experimentais nos testes de coagulação/floculação, os resultados destes ensaios estão apresentados no Anexo I.

#### 4.3.1 – 1ª Etapa determinação do melhor tempo de mistura rápida (sulfato de ferroso).

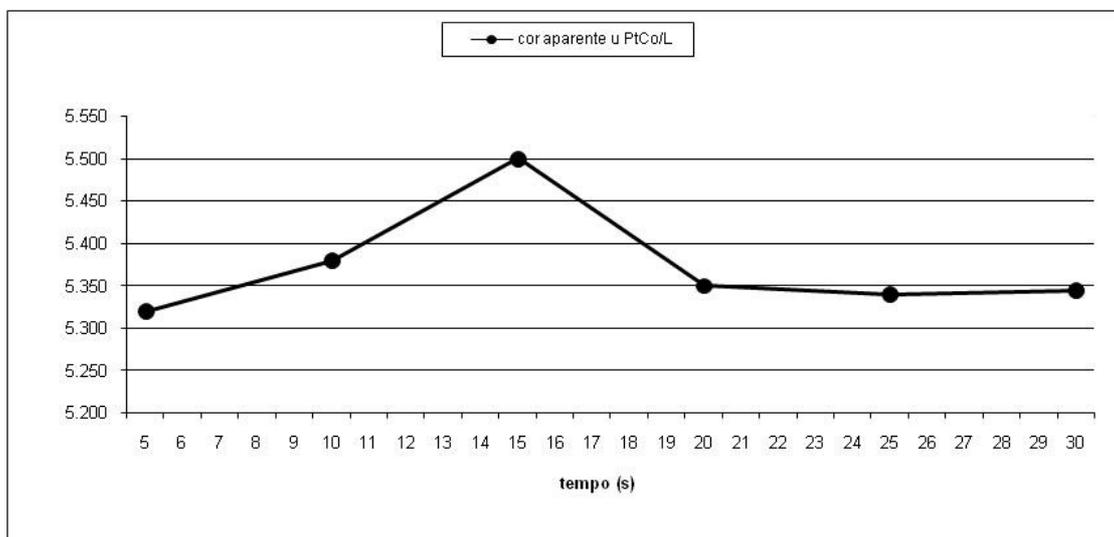


Figura 20 – Variação da cor aparente em função da variação do tempo de mistura rápida utilizando sulfato ferroso 300 mg/L.

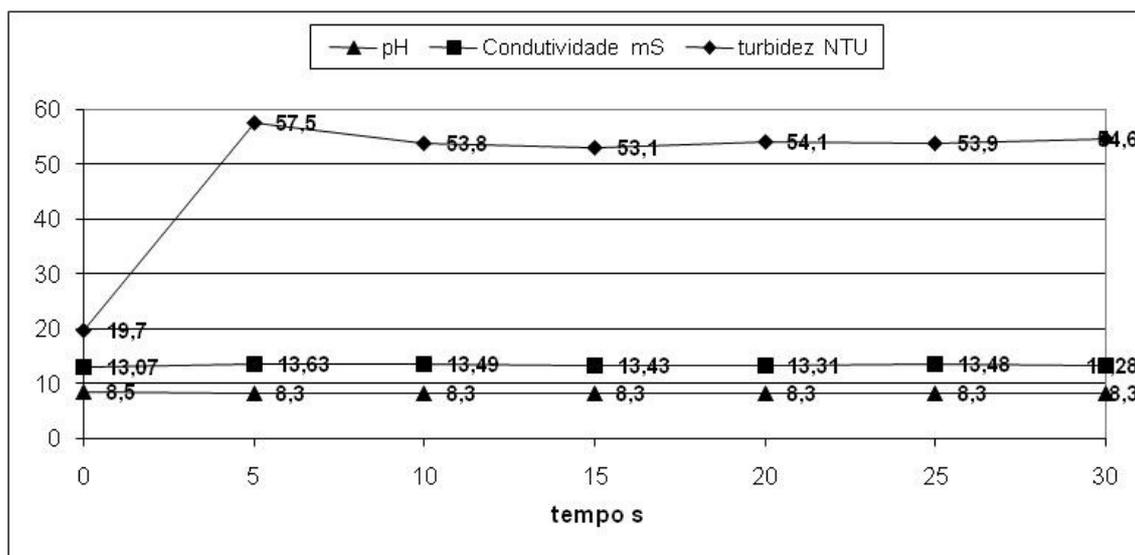


Figura 21 – Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação do tempo de mistura rápida utilizando sulfato ferroso 300 mg/L.

#### 4.3.2 - 2ª Etapa estudo da dosagem ótima de coagulante.

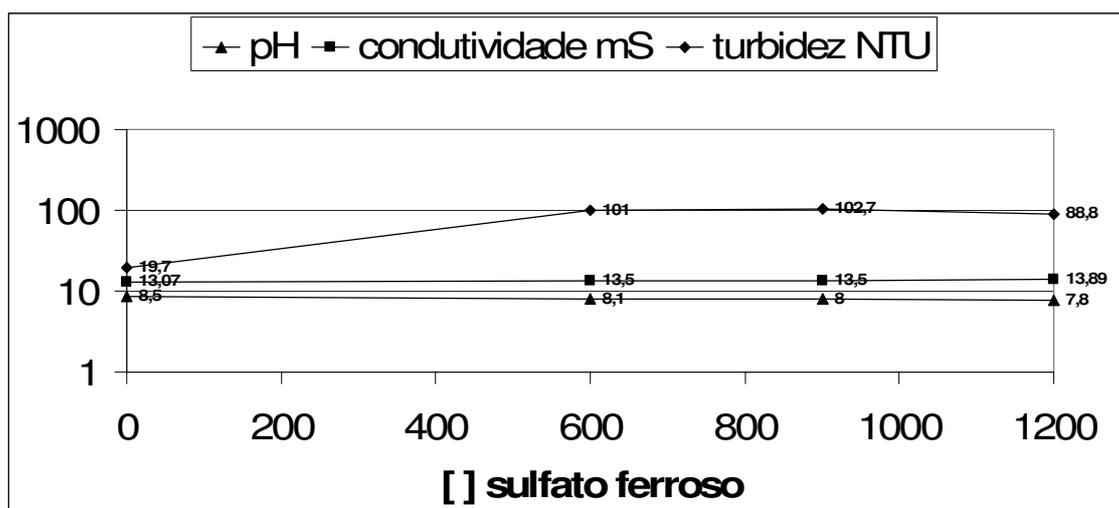


Figura 22 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação da concentração de sulfato ferroso.

#### 4.3.3 - 3ª Etapa variação do gradiente de mistura rápida.

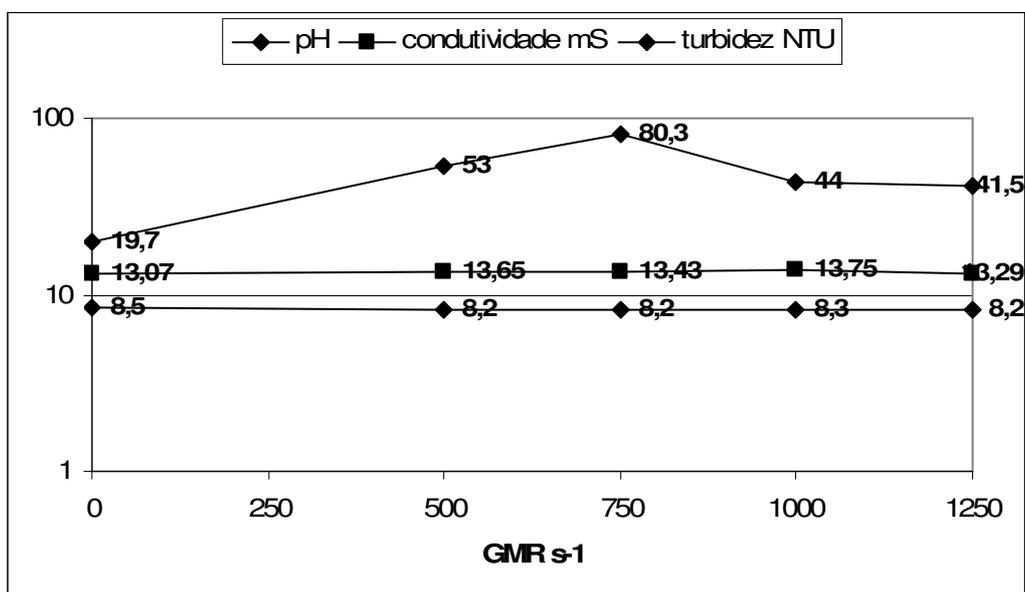


Figura 23 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação do gradiente de mistura rápida para sulfato ferroso.

Os incrementos de cor e turbidez observados em todas as etapas do estudo com sulfato ferroso (figuras 20 a 23), possivelmente estão relacionados com a não neutralização de cargas coloidais, fatores como pH, gradientes de mistura estão diretamente relacionados com a possível má floculação e conseqüentemente com acréscimo de parâmetros analíticos.

Uma hipótese para a mudança observada no aumento da cor aparente pode ser justificada pela oxidação do  $Fe^{2+}$  à  $Fe^{3+}$ , que em solução possui uma cor avermelhada muito intensa. A utilização do sulfato ferroso como coagulante nos ensaios preliminares para a sua utilização na filtração direta justifica-se pela faixa de uso de pH (8,5 a 11). O sulfato ferroso é recomendado em efluentes com pH elevados, como foi observado nos testes com o lixiviado a variação de pH se mantiveram entre 8,5 a 8,9.

#### 4.3.4 – 1ª Etapa determinação do melhor tempo de mistura rápida (cloreto férrico).

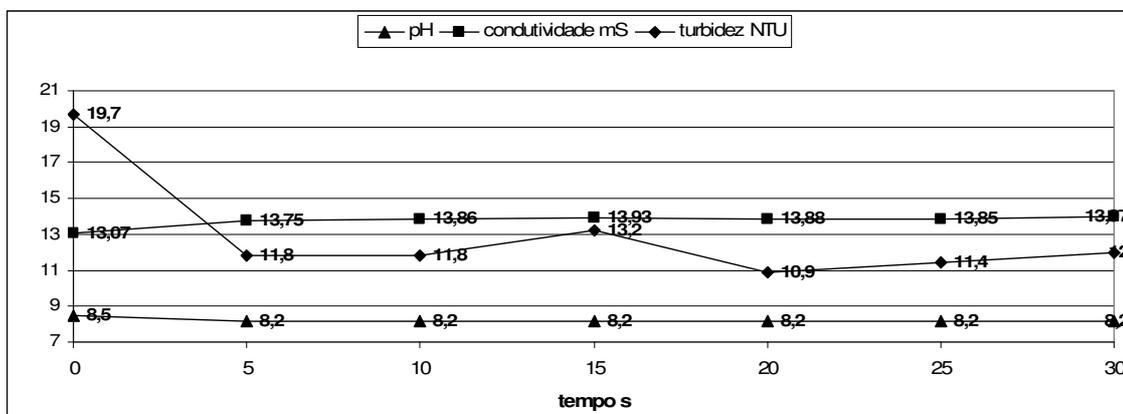


Figura 24 – Variação turbidez, pH e condutividade em função da variação do tempo de mistura rápida utilizando cloreto férrico 300 mg/L.

#### 4.3.5 - 2ª Etapa estudo da dosagem ótima de coagulante.

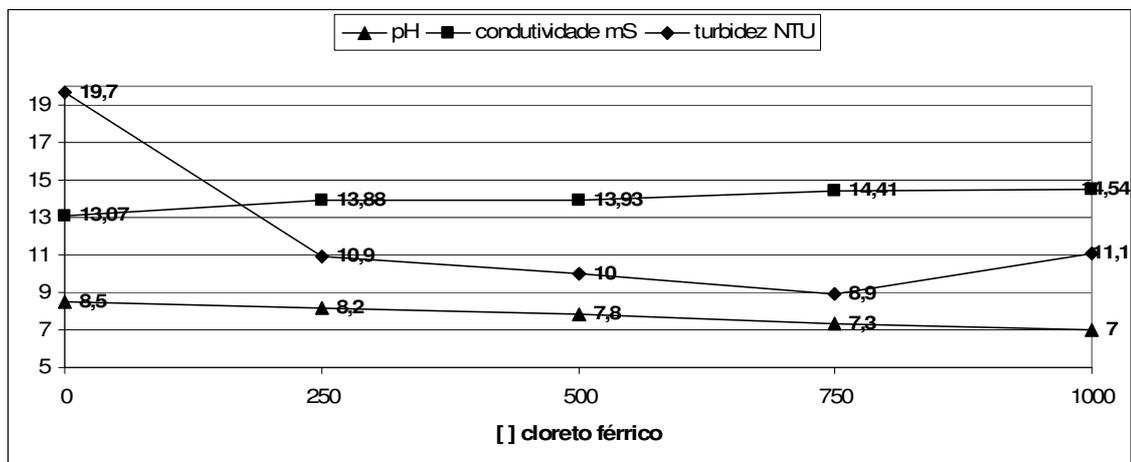


Figura 25 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação da concentração de cloreto férrico.

#### 4.3.6 - 3ª Etapa variação do gradiente de mistura rápida.

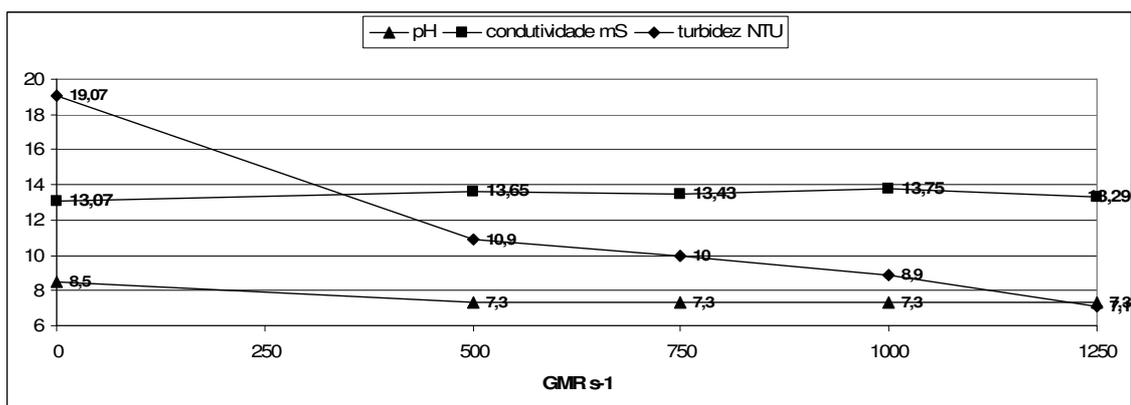


Figura 26 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação do gradiente de mistura rápida para cloreto férrico.

De acordo com HASSEMER (2000), o pH ótimo de coagulação, utilizando Cloreto férrico está entre 8 e 10, se enquadrando na faixa de pH observado no lixiviado em estudo, desse modo não foi feita avaliação do comportamento da coagulação com cloreto férrico em função da variação do pH.

ZOUBOULIS *et al.* (2003), relata em sua pesquisa que a faixa de dosagem ótima de cloreto férrico varia de 1500 a 2000 mg/L, que pode variar em função da variabilidade das características do lixiviado. No Brasil, pesquisas realizadas por BILA (2002) no aterro de Gramacho (RJ), indicaram uma dosagem ótima entre 750 a 1000 mg/L. Diante da grande variação de dosagens empregadas, foram realizados ensaios utilizando concentração do coagulante entre 250 a 1000 mg/L.

A figura 24 mostra a remoção de turbidez em função do tempo de mistura rápida, com redução em torno de 40 % para tempo de 5 segundo e redução de 44,6 % em 20 segundos, as reduções ocorrem em toda a faixa de tempo de forma equivalente.

A dosagem ótima para o cloreto férrico foi de 750 mg/L como pode ser observado na figura 25, a turbidez para o lixiviado bruto era de 19,70 NTU com a adição de cloreto férrico 750mg/L, passou a ser de 8,9 NTU, redução de 55%, mas de modo geral, em qualquer concentração do coagulante houve redução significativa na turbidez, possibilitando a utilização do cloreto férrico em concentrações baixas que é recomendável para a utilização na filtração direta ascendente a fim de minimizar a colmatação precoce e enceramento da carreira de filtração.

Nesta etapa utilizou-se o tempo de mistura rápida de melhor resultado da etapa anterior 20 s, onde houve uma redução de 44,6% no parâmetro de turbidez.

A redução observada no pH é devido o cloreto férrico ter caráter ácido, de acordo com Lewis 1923, ácido é uma espécie com um orbital vazio capaz de receber um par de elétrons, ou seja, é um receptor de elétrons.

A condutividade eletrolítica, também chamada de condutância específica, é a capacidade de uma solução de conduzir corrente elétrica.

A condutância específica resulta da soma das contribuições de todos os íons presentes. Contudo, a fração de corrente transportada depende da concentração relativa e da facilidade com que se movimenta no meio, a condutância específica de um eletrólito varia com a concentração dos íons presentes.

Observando o aumento da condutividade nos ensaios com cloreto férrico pode-se concluir que não houve uma eficiente remoção dos íons presentes no lixiviado, não houve neutralização de carga nas superfícies dos colóides.

Pode-se observar na variação do gradiente de mistura rápida (figura 26), que houve diminuição de cerca de 45% no parâmetro de turbidez com gradiente baixo, e de 64% na redução do mesmo parâmetro para gradiente de mistura de  $1250 \text{ s}^{-1}$

Nesta etapa foi utilizado a concentração de cloreto férrico de melhor resultado da etapa anterior (750 mg/L), e o tempo de mistura de melhor resultado da 1 etapa 20 s.

#### 4.3.7 – 1ª Etapa determinação do melhor tempo de mistura rápida (sulfato de alumínio).

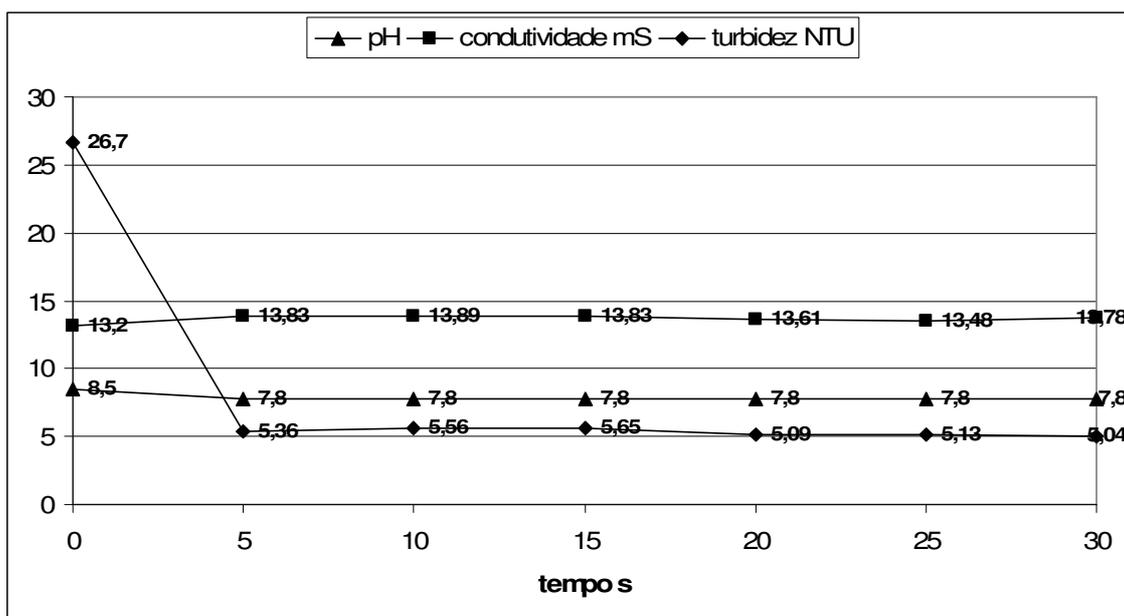


Figura 27 – Variação turbidez, pH e condutividade em função da variação do tempo de mistura rápida utilizando sulfato de alumínio 300 mg/L.

#### 4.3.8 - 2º Etapa estudo da dosagem ótima de coagulante.

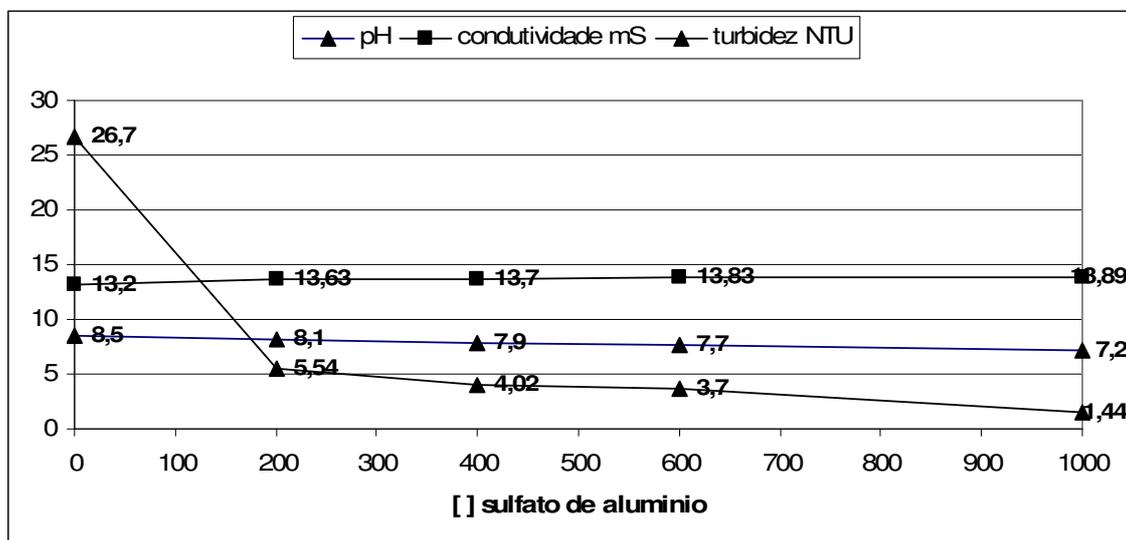


Figura 28 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação da concentração de sulfato de alumínio.

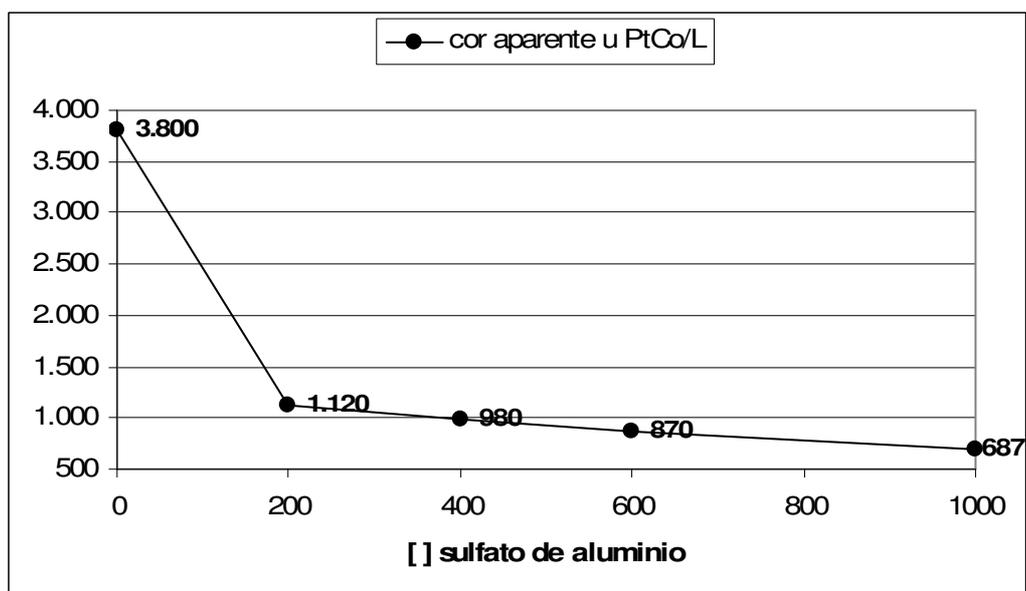


Figura 29 - Variação cor aparente em função da variação da concentração de sulfato de alumínio.

#### 4.3.9 - 3ª Etapa variação do gradiente de mistura rápida.

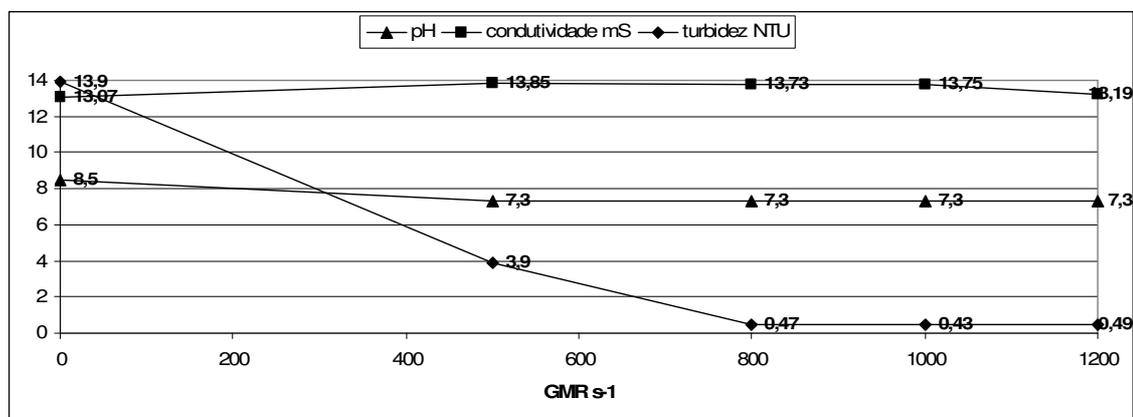


Figura 30 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação do gradiente de mistura rápida para sulfato de alumínio.

A dosagem típica de Sulfato de Alumínio para o tratamento primário de lixiviados encontrados na literatura tem uma ampla faixa, dependendo principalmente das características físico-químicas dos mesmos. AMOKRANE *et al* (1997) encontrou uma dosagem ótima em torno de 2300 mg/L e pH 5,5, BILA (2002) encontrou uma dosagem ótima entre 750 e 950 mg/L e pH entre 4,5 e 5,0.

Diante da variação de dosagens, foi escolhida uma faixa de variação de dosagens de 200 a 1000 mg/L para os testes primários e de 100 a 1600 mg/L nos testes complementares.

Como não houve variação significativa no tempo de mistura rápida se padronizou 20 s segundos como parâmetro para as etapas seguintes.

A figura 27 mostra a remoção de turbidez em função do tempo de mistura rápida, com redução em torno de 80 %, que ocorrem em toda a faixa de tempo de forma equivalente.

A dosagem ótima para o sulfato de alumínio foi de 1000 mg/L como pode ser observado na figura 28, a turbidez para o lixiviado bruto era de 26,7 NTU com a adição de sulfato de alumínio, passou a ser de 1,44 NTU, redução de 94,6 %, mas de modo geral, em qualquer concentração do coagulante houve redução significativa na turbidez, na menor concentração utilizada 200 mg/L

ouve redução de 79 %, fator importante para a utilização na filtração direta ascendente.

A redução da cor aparente também teve seu melhor resultado na concentração de 1000 mg/L, com redução de 82 %

A redução observada no pH e a elevação da condutividade foi discutida quando da utilização do cloreto férrico.

Pode-se observar na variação do gradiente de mistura rápida (figura 30), que houve diminuição de 72 % para gradiente  $500 \text{ s}^{-1}$  e em média de 95,6 % para valores acima de  $800 \text{ s}^{-1}$  do parâmetro de turbidez, nesta etapa foi utilizado a concentração de sulfato de alumínio de 750 mg/L.

#### **4.4 – Resultados do teste preliminar nos filtros piloto.**

Para o primeiro teste nos filtros em escala piloto foram utilizados os parâmetros de melhor resultado nos ensaios de bancada, ou seja, tempo de mistura rápida de 20 s, gradiente de mistura superior a  $1000 \text{ s}^{-1}$  e dosagem de coagulante de 1000 mg/L de sulfato de alumínio. A taxa de filtração aplicada foi de  $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ .

O objetivo do primeiro teste com os filtros foi de avaliar a perda de carga, tempo de carreira de filtração, avaliar de modo geral o comportamento do lixiviado na carreira de filtração, avaliar a floculação em meio granular e a dosagem de coagulante aplicada no lixiviado.

A vazão de efluente aplicada nos filtros ascendentes era controlada por intermédio de um orifício na tampa da flange no interior da câmara de nível constante. A vazão foi monitorada durante todo o tempo e que se procedia a carreira de filtração.

A avaliação da perda de carga tem como objetivo observar a propagação das impurezas. Na prática de operação das ETAs, a perda de carga é um dos indicadores do momento da interrupção da carreira de filtração para se proceder a descarga de fundo intermediária ou a lavagem do filtro.

As figuras 31 e 32 apresentam a evolução da perda de carga ao longo do primeiro teste em escala piloto.

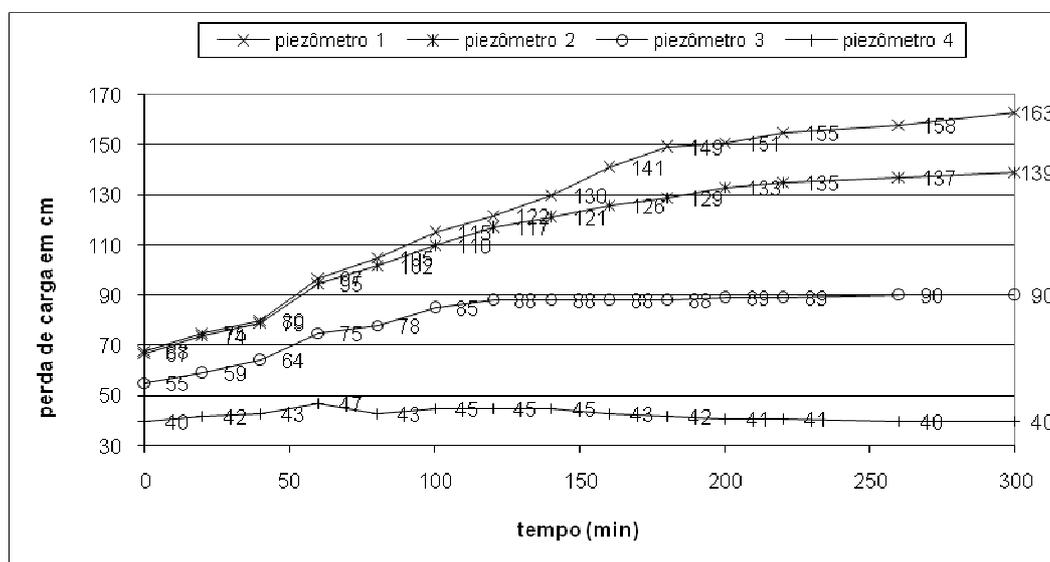


Figura 31 – Evolução da perda de carga no filtro 1.

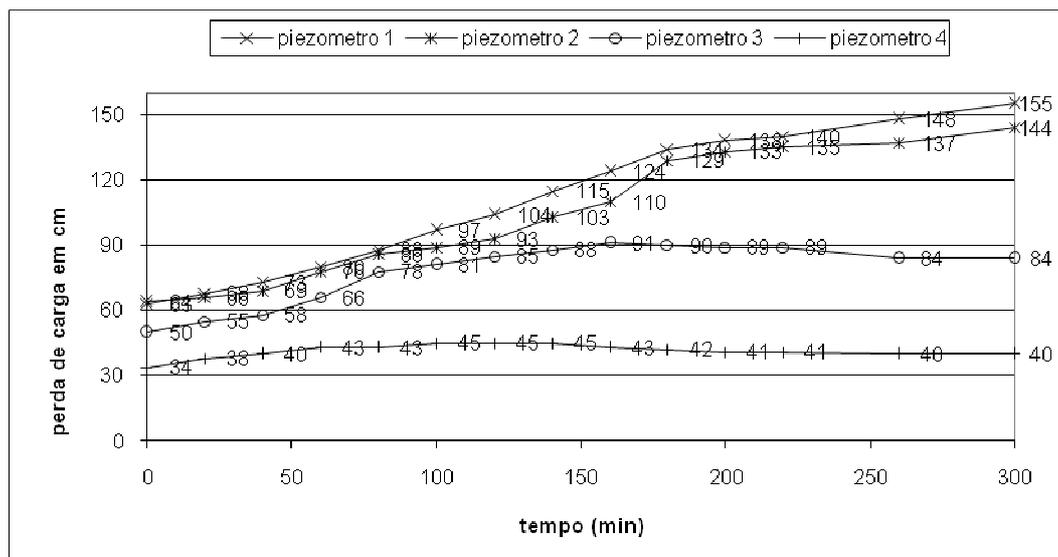


Figura 32 – Evolução da perda de carga no filtro 2.

As carreiras de filtração tiveram duração de 5 horas, pode-se observar em ambas as figuras que houve diminuição da perda de carga no piezômetro 4 nos dois filtros e diminuição da perda de carga no piezômetro 3 do filtro 2, estas observação evidenciam que não houve retenção de impurezas de forma significativa nos filtros, também foi observado o cisalhamento e o transpasse do flocos acima do leito filtrante nos dois filtros mostrados na figura 33.



Figura 33 – Cisalhamento dos flocos no leito de pedregulho.

Também foi observado durante a carreira de filtração uma variação significativa do pH durante o experimento, o pH de entrada do lixiviado coagulado no filtro era de 7,3 e o de saída 8,4, CASTILHOS et al., 2003

descreve que nos processos biológicos de degradação dos RSU, que os principais efeitos dos metabólitos finais são: influência do  $\text{CO}_2$ , dos carbonatos e dos bicarbonatos sobre o pH do meio aquoso e sua capacidade tampão ácido-base em função do pH, insolubilização dos íons metálicos sob forma de hidróxidos, fosfatos, carbonatos pouco solúveis ou solubilização desses metais; liberação de elementos eutrofizantes (nitratos e fosfatos) para as águas.

Diante destas dificuldades foram realizados novos testes em bancada, foi estudado a influencia do pH de coagulação e também a adição de polieletrólito descritas no item 3.6 do capítulo anterior.

#### **4.5 – Teste complementares de coagulação.**

Devido a o sulfato de alumínio ter apresentado resultados superiores nos parâmetros de cor e turbidez, foi feitos testes complementares, como utilização de polímeros e variação no pH os resultados destes ensaios estão apresentados no Anexoll .

##### **4.5.1 – 1º Teste variação da concentração de sulfato de alumínio.**

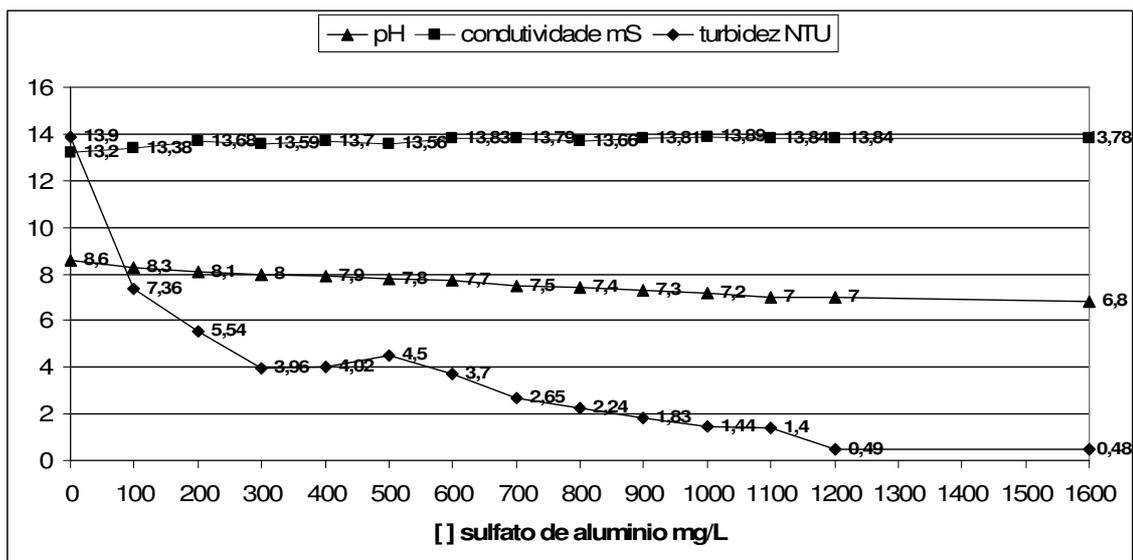


Figura 34 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação da concentração de sulfato de alumínio.

Para o primeiro teste complementar foi utilizado gradiente de mistura rápida de  $800 \text{ s}^{-1}$  e tempo de mistura rápida de 20 s, analisando a figura 34 pode-se constatar redução significativa da turbidez na concentração de 100 mg/L de sulfato de alumínio, 47 % e 96, % na concentração de 1600 mg/L.

#### 4.5.2 – 2º Teste variação do pH (adição de ácido clorídrico Pa 15%).

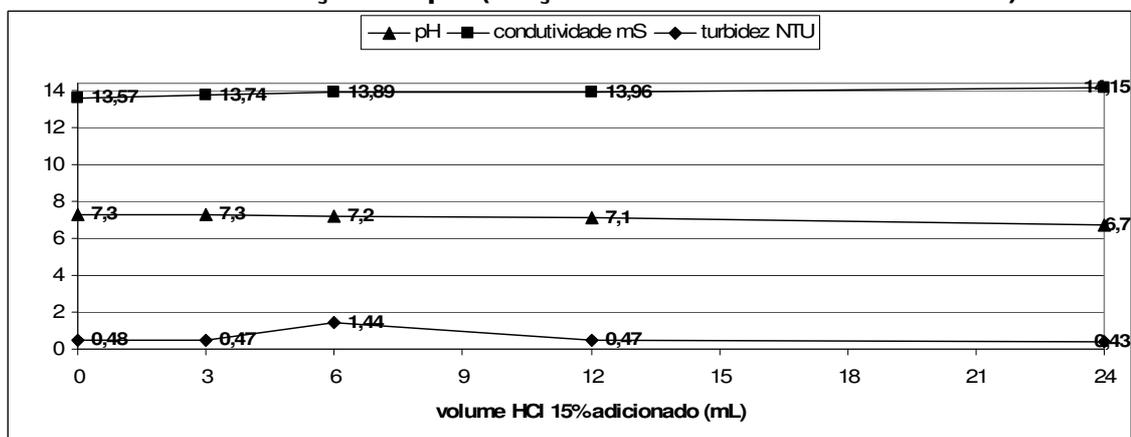


Figura 35 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da adição de ácido clorídrico 15 %.

Para o segundo teste complementar com sulfato de alumínio foi utilizado gradiente de mistura rápida de  $800 \text{ s}^{-1}$ , tempo de mistura rápida de 20 s e 1000 mg/L de sulfato de alumínio, observa-se na figura 35 que não houve variação significativas nos parâmetro avaliados com a variação no pH do lixiviado, o que foi observado foi a estabilização no pH do lixiviado, no teste preliminar nos filtros piloto, havia um incremento de pH durante a carreira de filtração os valores de pH voltavam ao valor próximo ao original 8,4, esta estabilização no pH é importante na filtração direta pois qualquer variação deste parâmetro durante a carreira de filtração pode comprometer a sua eficiência. O mesmo efeito não foi observado com adição de ácido sulfúrico, que após algum tempo de ser filtrado voltava a valores próximos ao pH original como mostra a tabela 8 abaixo.

Tabela 8 – Titulação do lixiviado com ácido clorídrico e sulfúrico 15 %.

Volume HCl 15% adicionado	pH	Volume de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 15% adicionado	pH
0	8,5	0	8,5
4	7,5	4	7,6
8	6,8	8	6,8
12	6,4	12	6,4
16	6,2	16	6,1

20	5,8	20	5,6
24	5,2	24	4,9
28	4,4	28	4,1
34	2,2	34	2,5
24 h após a titulação	2,3	24 h após a titulação	7,1

#### 4.5.5 - 3º Teste variação do gradiente de mistura rápida em função da adição de ácido clorídrico 15 %.

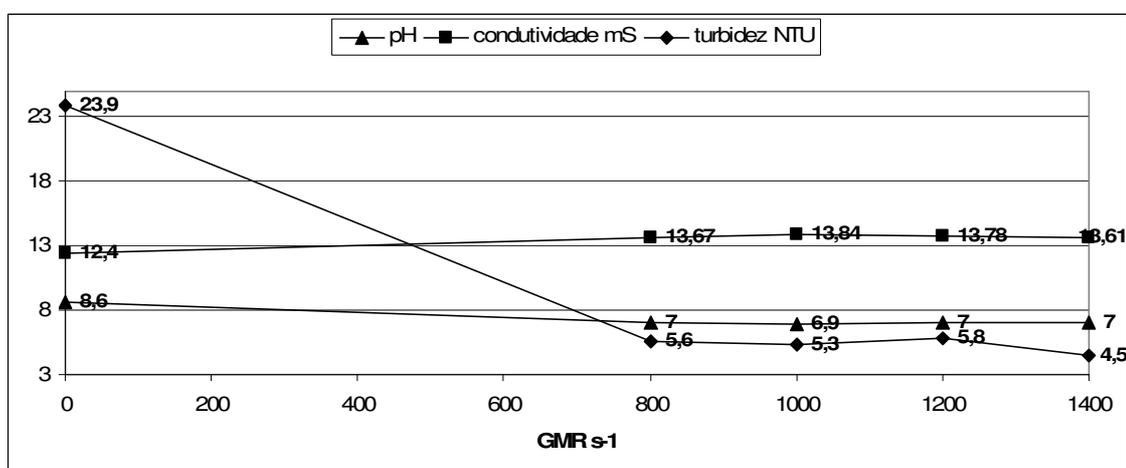


Figura 36 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da variação do gradiente de mistura rápida com adição de ácido clorídrico 15 %.

Para o terceiro teste complementar foi utilizado como parâmetro tempo de mistura rápida de 20 s, concentração de sulfato de alumínio de 1000 mg/L e 24 mL de ácido clorídrico 15 %, que foi o melhor resultado para o segundo teste. Houve redução de 76 % para gradiente de 800 s<sup>-1</sup> e 81 % para gradiente de 1400 s<sup>-1</sup>.

#### 4.5.6 – 4º teste variação da concentração de polímero Pa 0823.

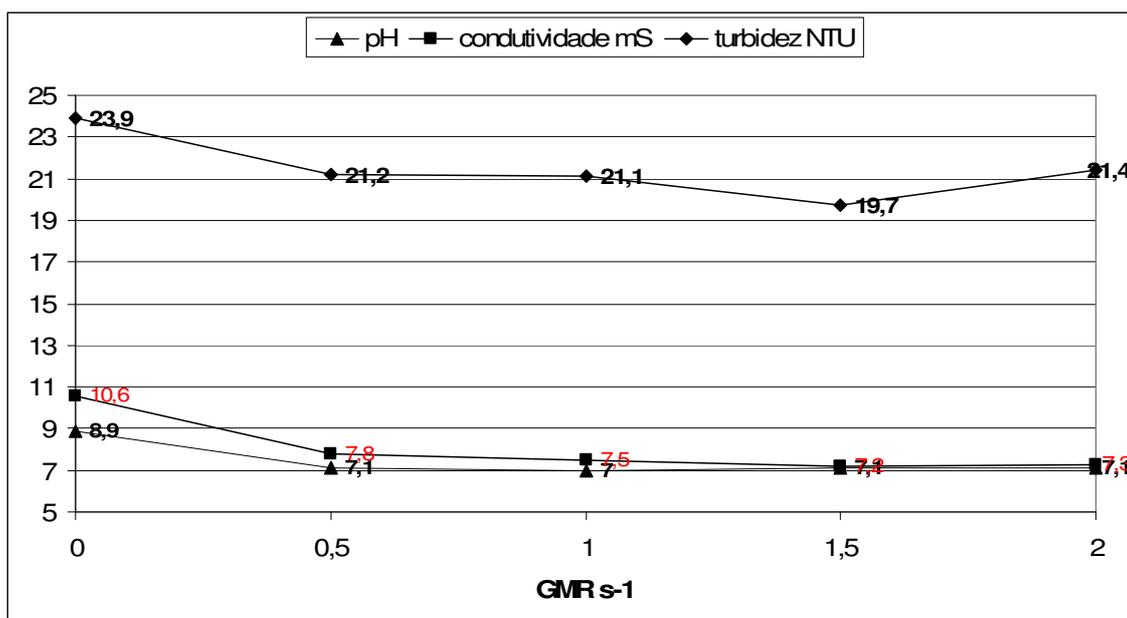


Figura 37 - Variação da turbidez, pH e condutividade em função da adição de polímero catiônico Tanfloc Pa 0823.

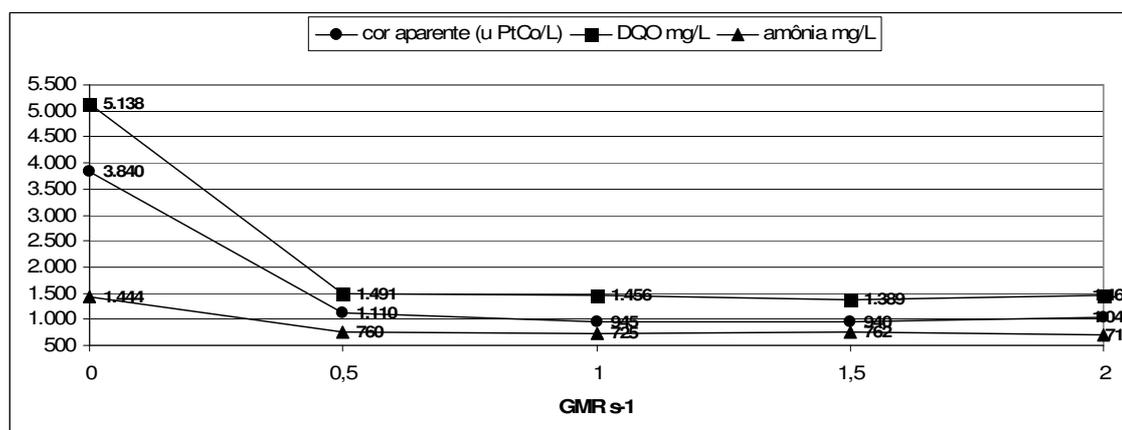


Figura 38 - Variação da cor aparente, DQO e amônia em função da adição de polímero catiônico Tanfloc Pa 0823.

Observando as figuras 37 e 38 pode-se notar que com a adição do polímero, houve uma remoção significativa em todos os parâmetros analisados para este ensaio, para este teste não foi utilizado papel filtro no funil, foi utilizado como preenchimento areia com 1,68 a 2,3 mm que é a granulometria utilizada logo após a camada suporte de ambos os filtros. Utilizou-se areia como preenchimento nos funis como forma de aproximação

da realidade, devido os resultados dos ensaios utilizando papel filtro não se reproduzirem nos filtros.

Diferentemente dos testes em bancada efetuados com papel filtro não houve uma redução tão significativa no parâmetro de turbidez. A turbidez é uma redução na transparência da água causada pela presença de materiais em suspensão, tais como argila, sílica, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida e organismos microscópicos, está parcela microscópica e a matéria finamente dividida provavelmente são as responsáveis pelo incremento da turbidez.

Somente com a adição do polímero notou-se a redução da condutividade, lembrando que a condutividade eletrolítica, também chamada de condutância específica, é a capacidade de uma solução de conduzir corrente elétrica.

A condutância específica resulta da soma das contribuições de todos os íons presentes. Contudo, a fração de corrente transportada depende da concentração relativa e da facilidade com que se movimenta no meio, a condutância específica de um eletrólito varia com a concentração dos íons presentes em solução. A avaliação deste parâmetro teve como objetivo demonstrar em que condição de coagulação haveria uma redução da condutividade, uma redução deste parâmetro indica a retirada de íons de toda espécie que contribuem para a condutividade, no processo de coagulação do efluente ocorre a hidrolização, polimerização e reação com a alcalinidade, formando hidróxidos comumente chamados de gel, compostos de íons positivos, como as partículas coloidais em suspensão possuem cargas negativas em sua superfície, os íons formados na hidrolização desestabilizarão as cargas destas partículas, tanto o sulfato de alumínio como o ácido clorídrico utilizados no estudo pode ser considerados um eletrólito, nos testes anteriores sempre houve um pequeno incremento da condutividades, possivelmente contribuição da parcela do coagulante que não neutralizavam os colóides.

Os parâmetros cor, DQO e amônia avaliados neste estudo tiveram uma redução significativa em toda a faixa de concentração avaliada.

#### **4.6 – Experimentos de filtração em escala piloto.**

Os experimentos de bancada, indicavam que uma dose de 0,5 mg/L de polieletrólito daria maior consistência ao floco e evitaria sua ruptura, o que não foi observado nos experimentos em escala piloto, somente com uma dose de 6 mg/L de polieletrólito não houve cisalhamento dos flocos e o transpasse acima do leito de filtração, os resultados apresentados neste item são referente somente ao filtro 1, o filtro 2 continuou a apresentar as mesmas dificuldades encontradas no item 4.4 deste capítulo, convêm lembrar que o filtro 2, possui uma granulometria maior e mesmo com a adição de 6 mg/L polieletrólito apresentou transpasse de flocos acima do leito de areia para todos os experimentos realizados com os filtros pilotos, os resultados referente ao filtro 1 estão apresentados no Anexo III.

#### **4.6.1 – Perdas de cargas.**

A perda de carga de um filtro em dado momento reflete o estado de colmatação do meio granular. Sua determinação pode ser feita de maneira eficiente por meio de piezômetros. O acompanhamento de sua evolução ao longo de uma carreira é importante para o controle do momento da lavagem e pode ser um indicador de deficiências no processo de coagulação.

A duração da carreira de filtração no primeiro teste utilizando 6 mg/L de polieletrólito e 300 mg/L de sulfato de alumínio foi de 240 minutos, observando na figura 39 a evolução da perda de carga constata-se que não houve diferença entre as alturas dos piezômetros 1 e 2, ficando evidente que não houve retenção de impurezas na camada suporte (camada de pedregulho) no filtro e sim na camada de areia. A figura 40 mostra a distribuição dos piezômetros e a granulometria aplicada no filtro. O piezômetro 1 mede a perda de carga total do filtro, já o piezômetro 2 mede a perda de carga da camada de areia, a diferença entre as alturas dos piezômetros 1 e 2 é quanto de impurezas esta sendo retida na camada suporte, a retenção mais efetiva de impurezas ficou por conta da camada de areia de granulometria 1,68 a 2,3 mm e 1,19 a 1,68 mm.

A realização de descarga de fundo intermediária não teria sentido para este experimento, a realização de descarga de fundo tem como objetivo a eliminação das impurezas retida na camada suporte do filtro dessa forma aumentando a carreira de filtração. Na filtração direta ascendente é possível obter carreiras mais longas de filtração, com aumento na duração de até 100 %, pela realização de descargas de fundo intermediárias (DFI). Essa técnica consiste em interromper por curto intervalo de tempo (cerca de um minuto) a carreira do filtro e realizar uma descarga de fundo. A operação é realizada pela manobra de um conjunto de válvulas e pode ocorrer de diferentes maneiras. Com esse procedimento faz-se uma limpeza parcial do filtro, removendo o material retido basicamente na camada suporte e nos primeiros centímetros da camada de areia. Alguns estudos indicam que o material retido nessa região é responsável por aproximadamente 30 % da perda de carga total do filtro no momento da descarga. A introdução de água na interface entre a camada suporte e a camada de areia impede que durante a realização das descargas citadas ocorra à entrada de ar no interior do filtro. Ao ser expulso com a recolocação do filtro em operação, o ar provocaria perturbações no leito filtrante, deteriorando a qualidade da água produzida, aspecto observado em vários estudos pela ocorrência de picos de turbidez após a realização das descargas de fundo intermediárias DI BERNARDO (2003).

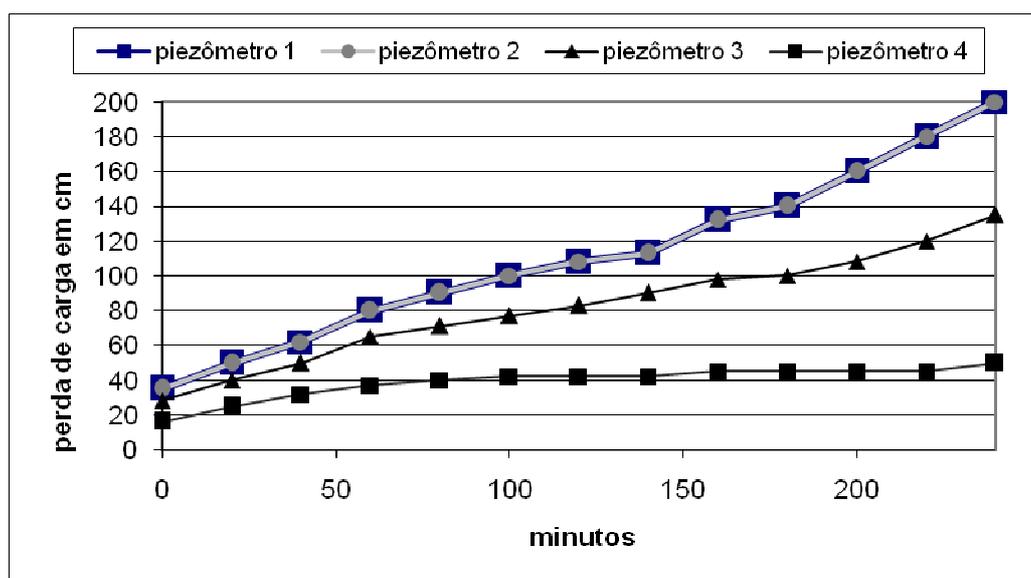


Figura 39 – Perda de carga relativa à 300 mg/L de sulfato de alumínio e 6 mg/L de polieletrólito.

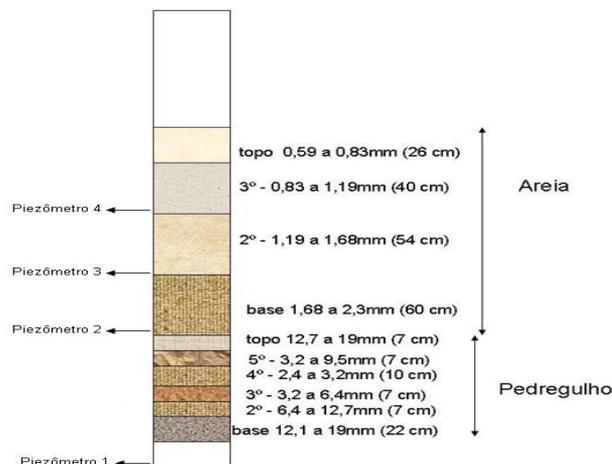


Figura 40 - Distribuição dos piezômetros e a granulometria aplicada no filtro 1.

A figura 41 mostra a perda de carga observada utilizando 6 mg/L de polieletrólito e 600 mg/L de sulfato de alumínio, neste experimento foi possível obter diferenças de altura entre o piezômetro 1 e 2, cerca de 10 % durante toda a carreira de filtração, ou seja houve retenção de impureza na camada suporte do filtro, mas diferentemente do primeiro teste em escala piloto houve uma brusca diminuição do tempo da carreira de filtração 42 %.

A realização de descarga de fundo intermediária no piloto é feita utilizando a água filtrada acumulada acima do leito de areia, ou seja, com a realização da DFI há um abaixamento da água filtrada, quando realizada a descarga foi observado que no momento que o filtro entrava em produção, ou seja, quando o efluente saia do filtro as alturas dos piezômetros 1 e 2 eram iguais as altura antes da descarga de fundo, ou seja não houve ganho de tempo na carreira de filtração.

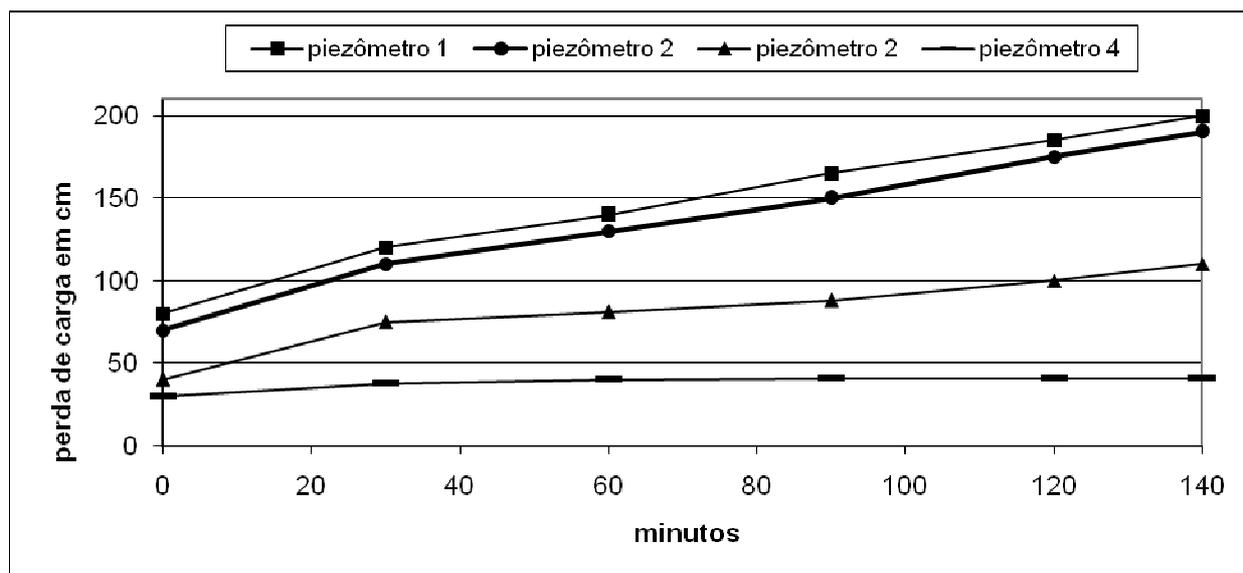


Figura 41 – Perda de carga relativa à 600 mg/L de sulfato de alumínio e 6 mg/L de polieletrólito.

Para o estudo utilizando 6mg/L de polieletrólito e 900 mg/L de sulfato de alumínio houve uma diferença maior entre os piezômetros 1 e 2 ou seja houve maior retenção de impurezas na camada suporte, figura 42 em compensação a duração da carreira de filtração teve um decréscimo de 62 % quando comparada ao primeiro teste utilizando 300 mg/L de sulfato de alumínio.

Além do problema encontrado quando realizado a descarga de fundo para concentração de 600 mg/L de sulfato de alumínio, foi observado neste experimento o cisalhamento dos flocos e o seu transpasse acima do leito filtrante após a realização das DFIs.

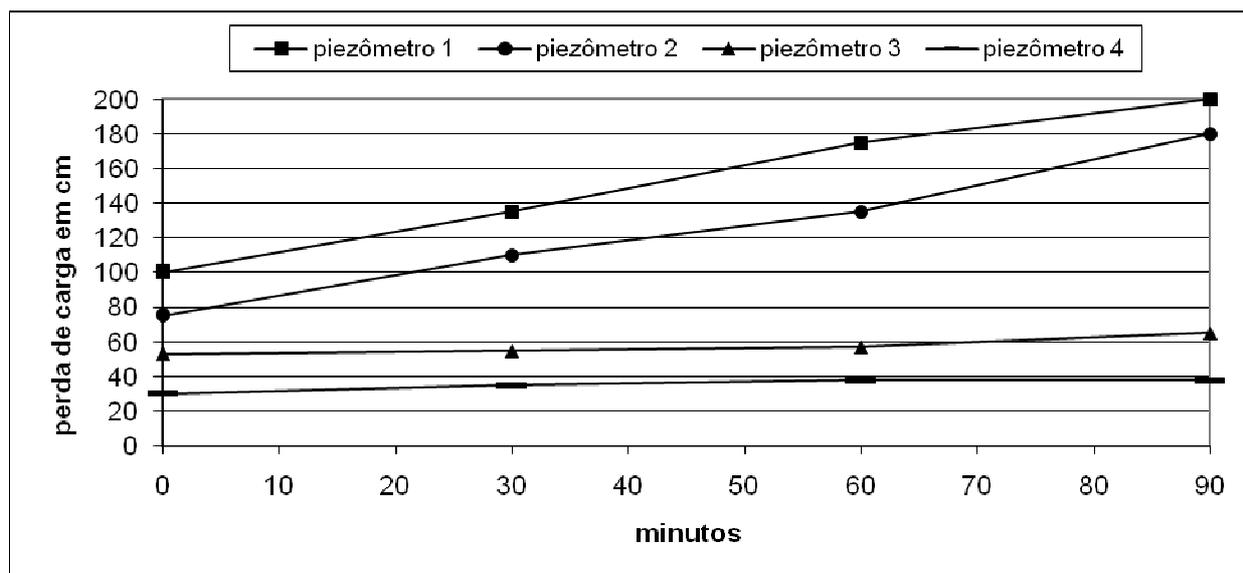


Figura 42 – Perda de carga relativa à 900 mg/L de sulfato de alumínio e 6 mg/L de polieletrólito.

#### 4.6.2– Resultados de turbidez versus concentração de alumínio.

Em todos os experimentos realizados em escala piloto houve acréscimo no parâmetro turbidez, analisando os resultados obtidos descritos na figura 43, pode-se constatar que o aumento da turbidez está relacionado com o aumento da concentração de alumínio. Para o estudo realizado utilizando 300 mg/L de sulfato de alumínio houve um acréscimo de 106 % na turbidez se comparada ao lixiviado bruto e um acréscimo de 78 % na concentração de alumínio do lixiviado filtrado, quanto comparado os resultados dos parâmetros turbidez e alumínio obtidos após a coluna de carvão ativo constata-se que não houve um acréscimo significativo da turbidez, mas somente neste teste houve uma redução na concentração de alumínio. Utilizando 600 mg/L de sulfato de alumínio o acréscimo da turbidez ficou em 49 % e o aumento na concentração de alumínio ficou na ordem de 72 % para o filtro de areia e 101 % de turbidez e 19 % no teor de alumínio para a coluna de carvão ativo. Para o estudo utilizando 900 mg/L de coagulante o acréscimo da turbidez foi de 229 % e o teor de alumínio de 148 % para o

filtro de areia e 8,7 % de incremento na turbidez e 8,3 % de aumento na concentração de alumínio após a coluna de carvão ativo.

O aumento do parâmetro de turbidez pode estar associado à formação de micro-flocos e transpasse do mesmo acima do leito de areia (cisalhamento), esta anomalia também ficou evidente na realização da DFI na concentração de 900 mg/L de coagulante. Não foi observado nos 3 experimentos a formação de precipitado após a coleta do material filtrado, provavelmente o incremento na turbidez é devido ao matéria particulado em suspensão. O incremento na concentração de alumínio pode estar associado ao alumínio não agregado em flocos, ou seja, alumínio não utilizado na coagulação e também ao alumínio agregado nos micro-flocos.

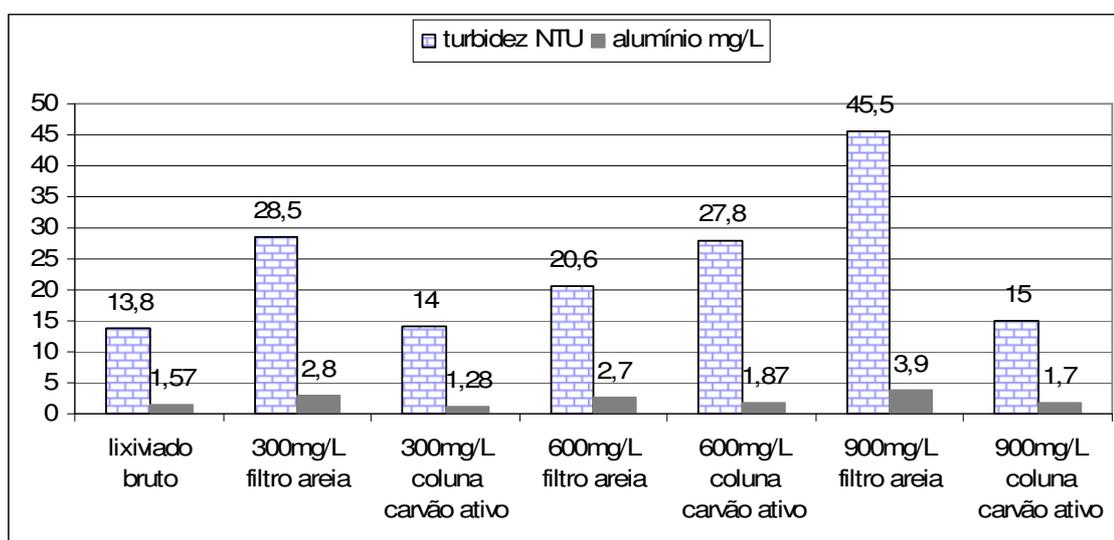


Figura 43 - Turbidez versus concentração de alumínio.

#### 4.6.3 – Comparação de eficiência de remoção entre as dosagens de coagulantes aplicadas nos testes em escala piloto.

Nos testes em escala piloto foram realizados experimentos com dosagem inferiores a dosagem de melhor resultado encontrado nos testes de bancada, os resultados dos testes de bancada sugeriam dosagens de coagulantes acima de 1000 mg/L, como foi visto no item anterior o tempo de carreira de filtração para o tratamento do lixiviado é diretamente proporcional há dosagem de coagulante, Tinha-se como meta neste

trabalho atingir 8 a 10 horas de carreira de filtração, o que produziria 530 L de lixiviado filtrado por filtro, como visto no item 4.5.1 o melhor tempo de carreira de filtração foi quando da utilização de 300 mg/L de coagulante, e que neste experimento não foi possível à realização de descarga de fundo intermediária. Alguns estudos relatam ganho de até 100 % no tempo da carreira de filtração quanto realizadas DFIs, a figura 44 mostra a correlação entre a dosagem de coagulante e o tempo de duração das carreiras, através da equação gerada seria possível fazer uma aproximação em que concentração poderia ser atingida a meta de 8 horas de carreira de filtração, onde y é o tempo, fazendo os cálculos chegaríamos a uma concentração aproximada de 137 mg/L de coagulante. Mas somente a adequação da concentração de coagulante não bastaria para atingir a meta, como foi observado no experimento utilizando concentração de coagulante igual a 300 mg/L, a perda de carga na camada suporte do filtro é desprezível está região é muito importante na filtração ascendente, é onde se inicia a retenção de impurezas, desempenha função semelhante a um pré-filtro, então não só a escolha adequada na concentração de coagulante resolveria a maior duração da carreira de filtração, mas principalmente a escolha adequada da granulometria na camada suporte.

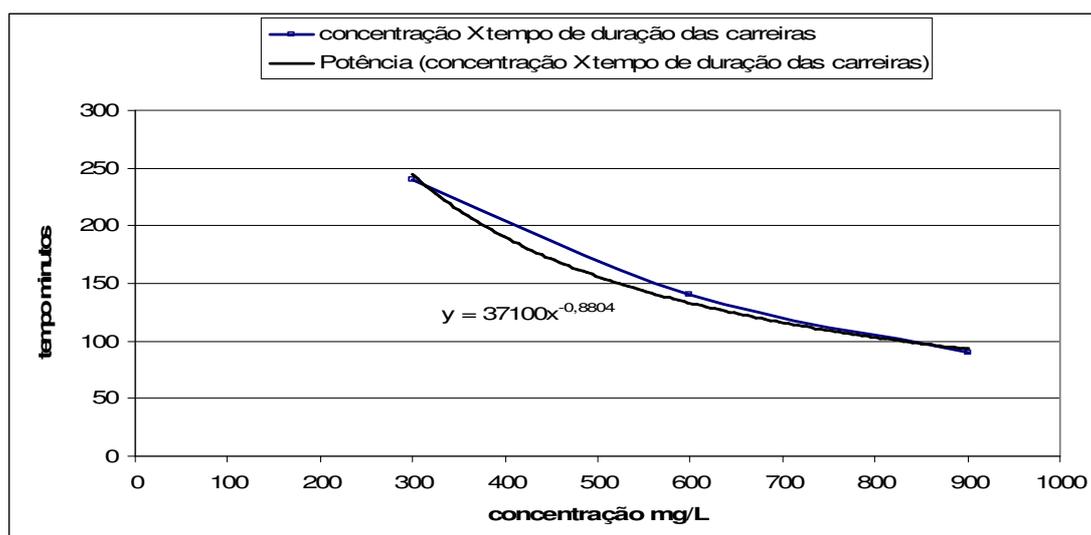


Figura 44 – Tempo de duração da carreira de filtração em função da dosagem de coagulante aplicada nos teste em escala piloto.

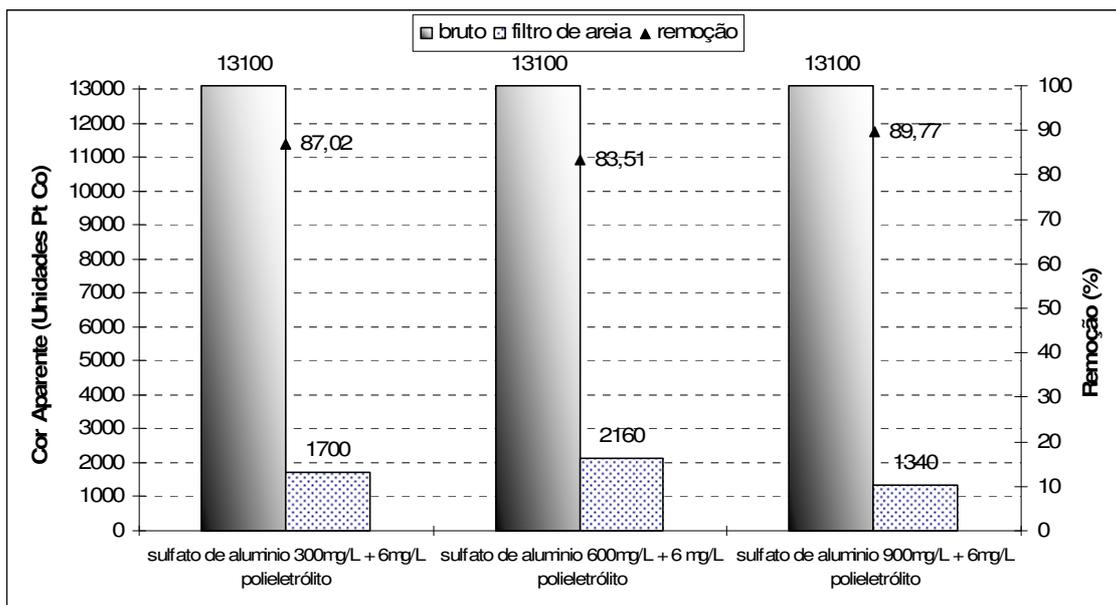


Figura 45 – Desempenho na remoção de cor aparente no tratamento por filtração direta ascendente.

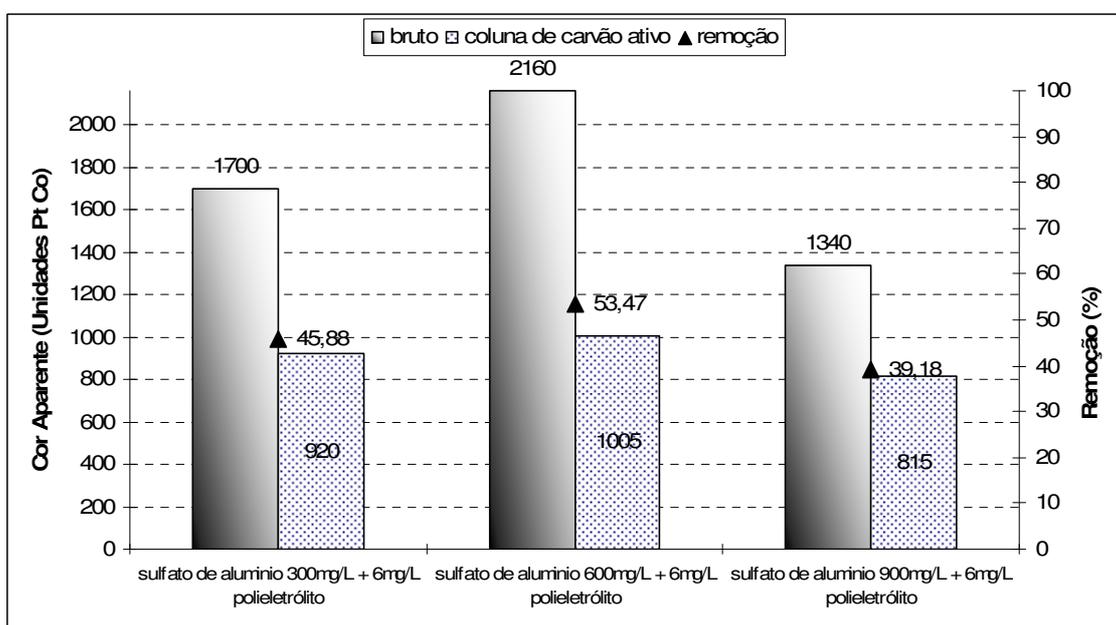


Figura 46 – Desempenho na remoção de cor aparente no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo.

A cor aparente é um parâmetro importante na indicação da performance do tratamento de efluente, a resolução número 357 de 2005 do Conselho

Nacional do meio Ambiente – CONAMA não estabelece limites para este parâmetro, mas sua redução pode se correlacionada com a remoção de compostos dissolvidos potencialmente tóxicos.

Este parâmetro teve ótima redução quando tratado por filtração direta ascendente chegando a atingir 89,77 % de remoção para 900 mg/L de sulfato de alumínio no filtro de areia figuras 45 e 47.

Em relação à remoção na coluna de carvão ativo, constatou-se que houve uma dependência na performance em relação ao teor de cor remanescente ao tratamento no filtro de areia, ou seja, quanto maior a cor na entrada da coluna de carvão maior a remoção deste parâmetro ou erros analíticos figura 46.

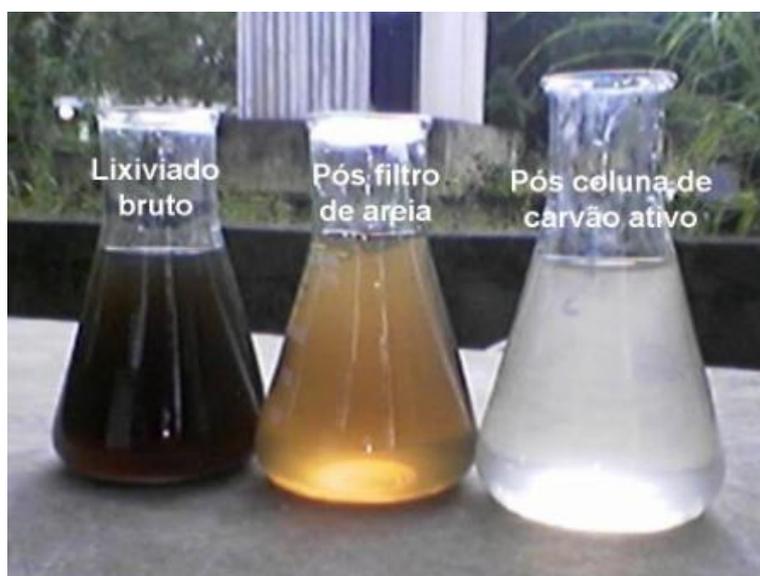


Figura 47 – Redução de cor aparente, tratamento com 900 mg/L de sulfato de alumínio + 6 mg/L polieletrólito.

A DQO é a medida de capacidade de consumo de oxigênio pela matéria orgânica recalcitrante presente na água ou água residuária. Em termos de remoção de DQO, obteve-se redução de 41,80 % no filtro de areia 57,84 % na coluna de carvão ativo, utilizando 300 mg/L de coagulante, 65,13 % no filtro de areia, 36,50 % na coluna de carvão ativo, com 600 mg/L e 33,76 % no filtro de areia, 76 % na coluna de carvão ativo, com 900 mg/L de coagulante figuras 48 e 49.

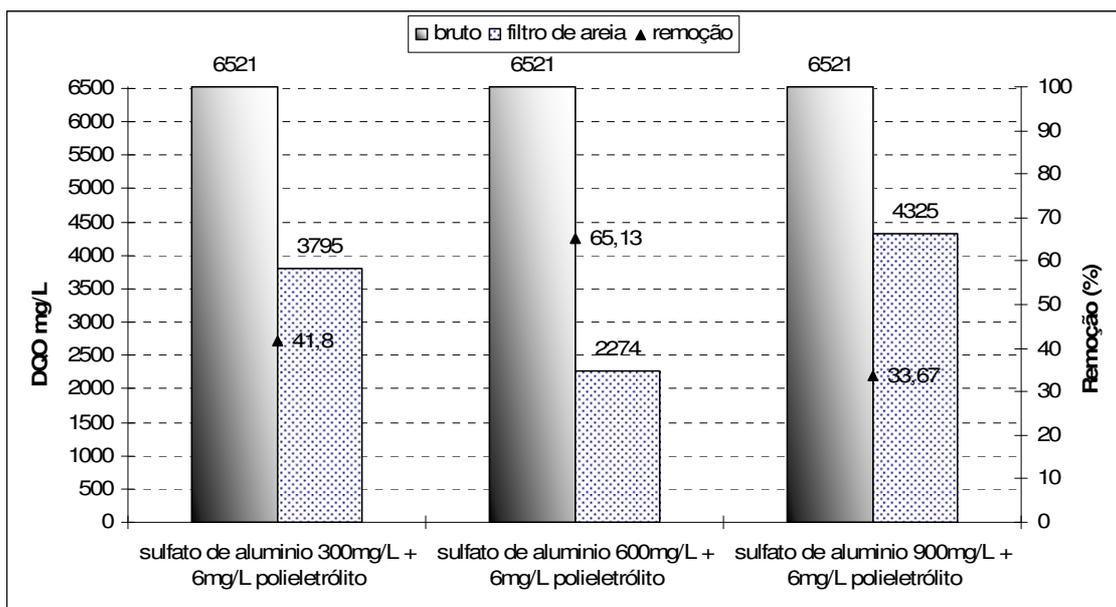


Figura 48 - Desempenho na remoção da DQO no tratamento por filtração direta ascendente.

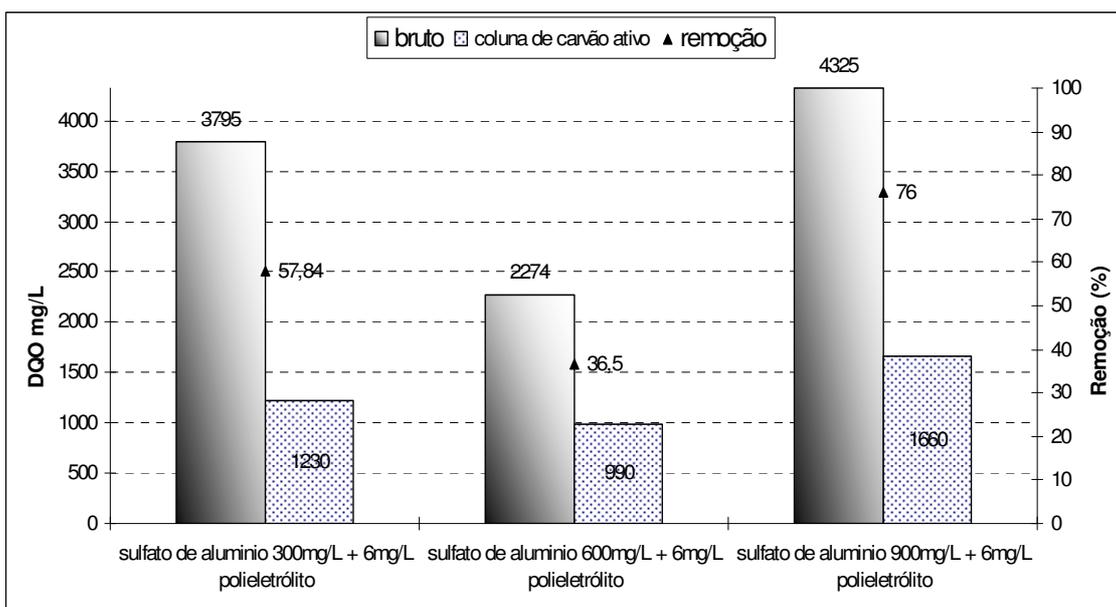


Figura 49 – Desempenho na remoção da DQO no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo.

Da mesma forma que a DQO a DBO teve maior redução quando utilizado uma concentração de 600 mg/L de coagulante, com remoção de 45,30 % no filtro de areia figura 50.

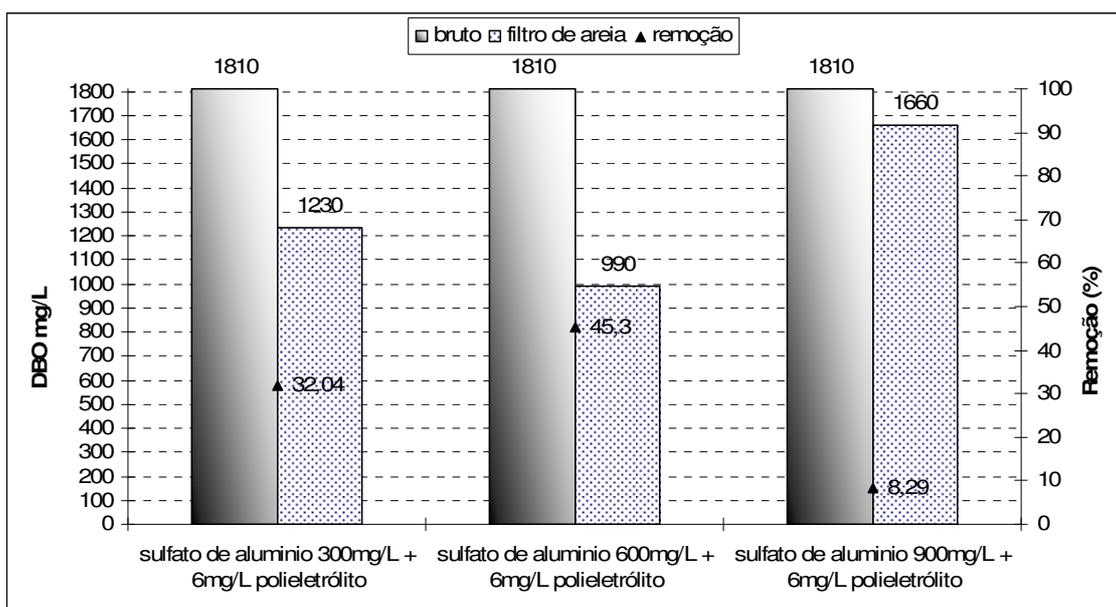


Figura 50 - Desempenho na remoção da DBO no tratamento por filtração direta ascendente.

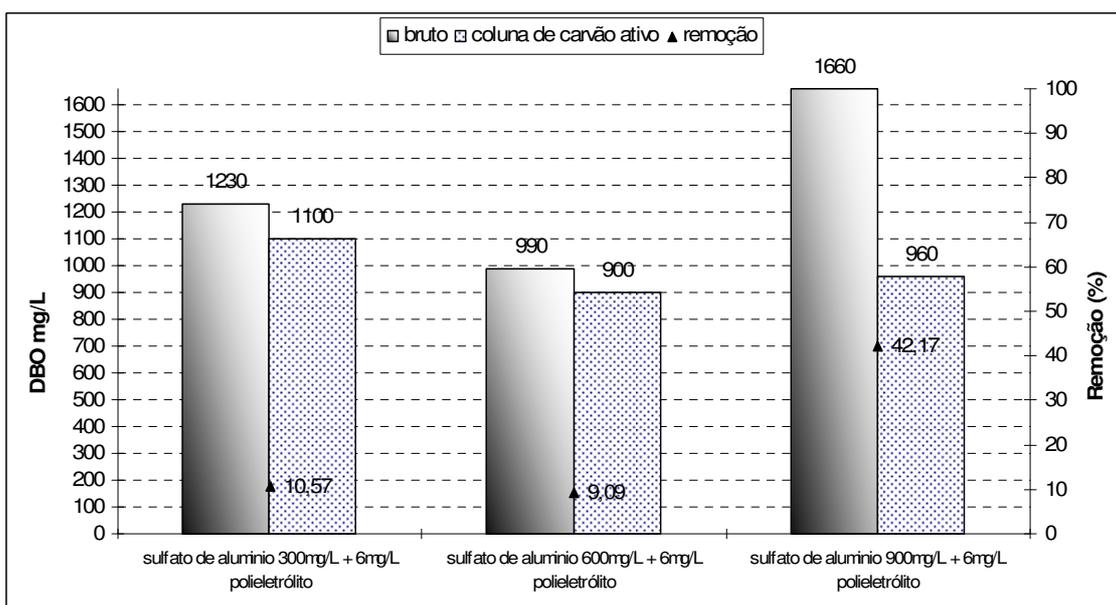


Figura 51 – Desempenho na remoção da DBO no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo.

Já na coluna de carvão ativo o melhor rendimento ocorreu quando utilizado uma concentração de 900 mg/L de coagulante, possivelmente devido ao maior teor de DBO pós filtro de areia.

Na série de sólidos, figuras 52 a 57 destaca-se a melhor performance obtida nas colunas de carvão ativo para os sólidos voláteis, figura 55 atingindo 53,29 % quando submetido a uma dosagem de 900 mg/L de coagulante. Para os sólidos totais por filtração o melhor resultado foi quando o efluente foi tratado com 300 mg/L de sulfato de alumínio remoção de 27,63 %.

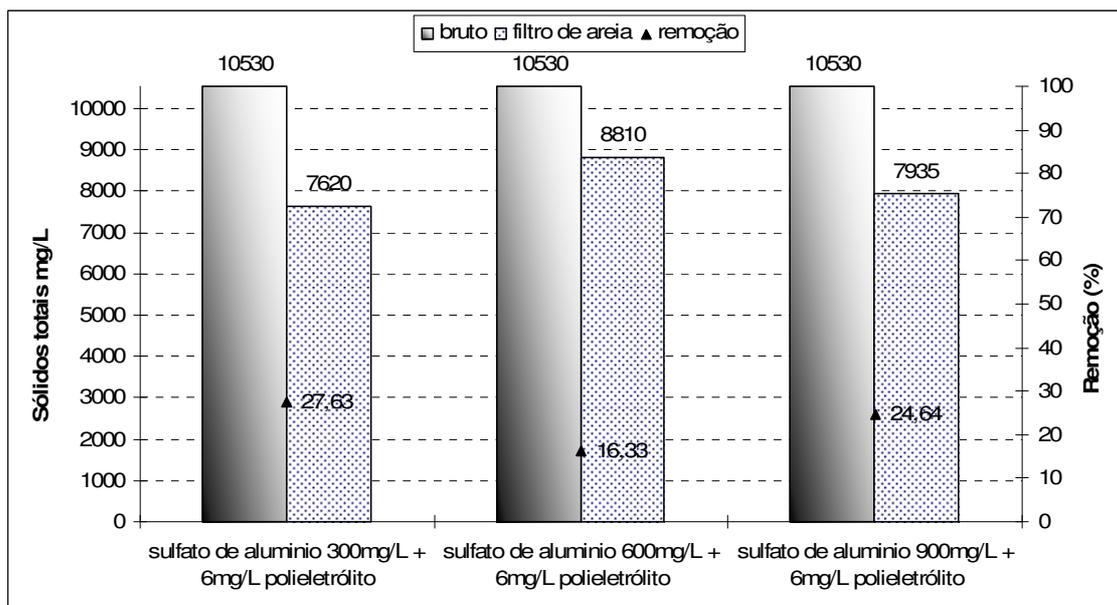


Figura 52 - Desempenho na remoção de sólidos totais no tratamento por filtração direta ascendente.

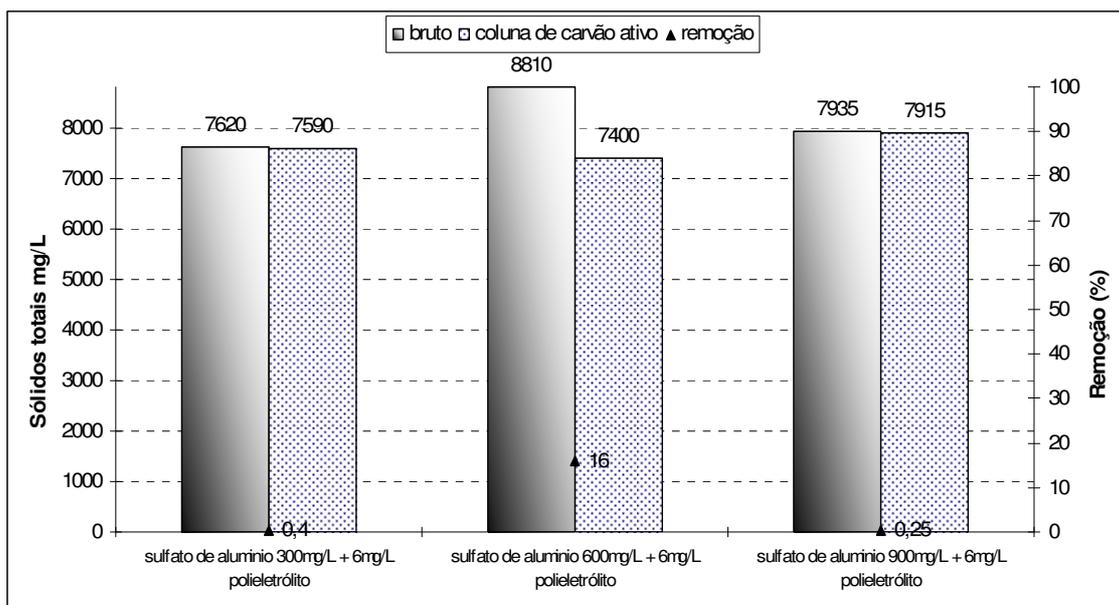


Figura 53 – Desempenho na remoção de sólidos totais no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo.

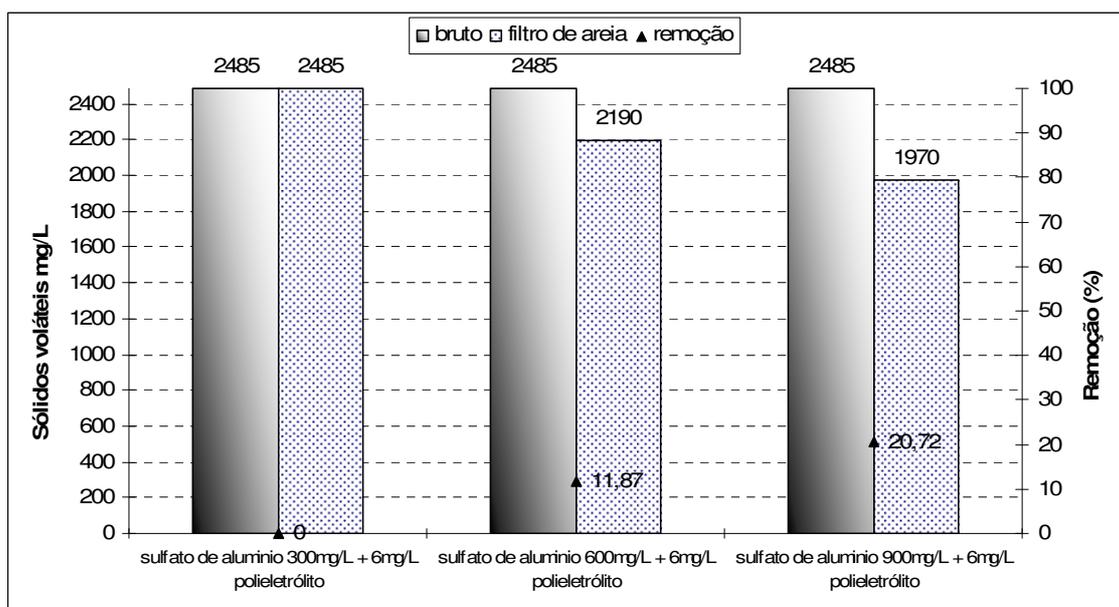


Figura 54 - Desempenho na remoção de sólidos voláteis no tratamento por filtração direta ascendente.

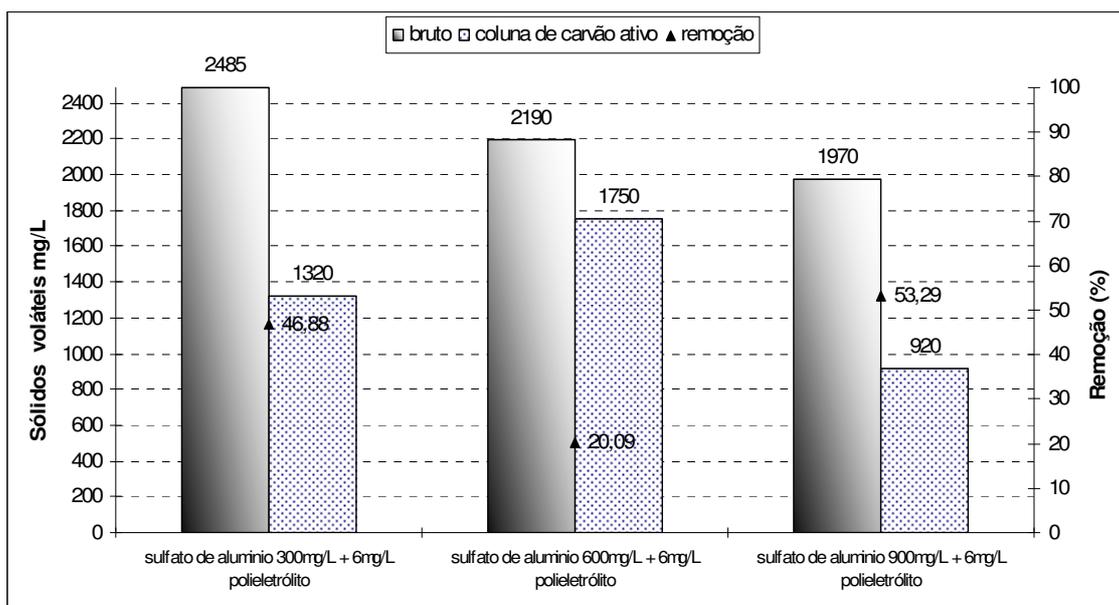


Figura 55 – Desempenho na remoção de sólidos voláteis no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo.

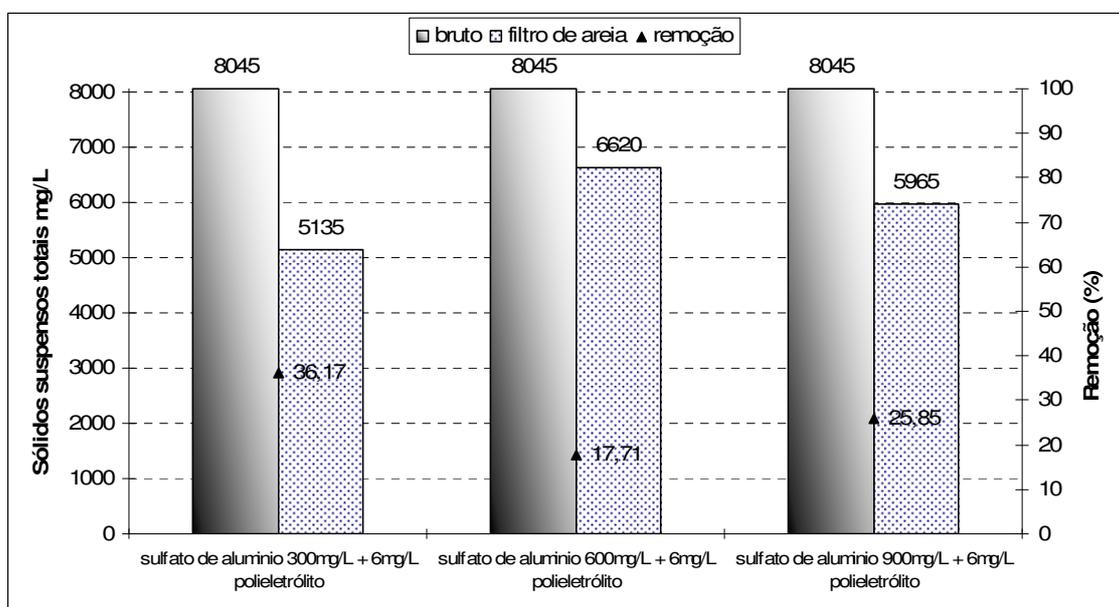


Figura 56 - Desempenho na remoção de sólidos suspensos totais no tratamento por filtração direta ascendente.

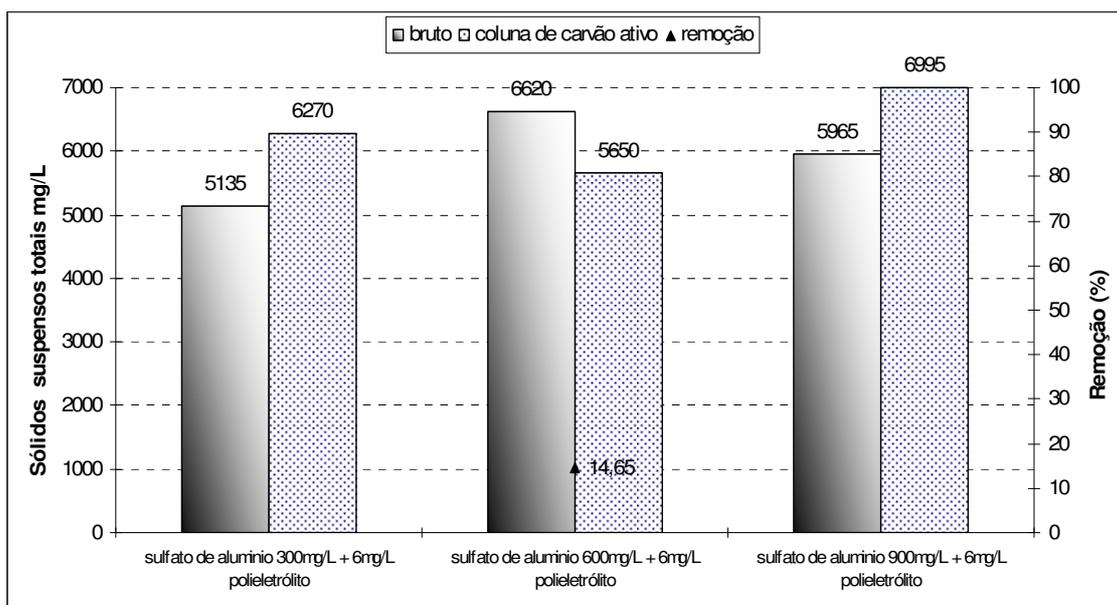


Figura 57 – Desempenho na remoção de sólidos suspensos totais no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo.

A figura 59 mostra que a redução de amônia teve maior efetividade quando tratado por adsorção na coluna de carvão ativo chegando a uma redução de 85,91 %, resolução número 357 de 2005 do Conselho Nacional do meio Ambiente – CONAMA estabelece limites de 20 mg/L de nitrogênio amoniacal. O melhor resultado obtido com o filtro ascendente foi quando da utilização de 900 mg/L de coagulante, redução de 33,25 %, segundo CLÉMENT *et al.* (1995) um valor de 400 mg/L de amônia no efluente pode ser considerado tóxico para um tratamento biológico posterior ao tratamento físico-químico, como pode ser visto na figura 58, em nenhum ensaio foi conseguido teor menor que o valor citado para o filtro de areia.

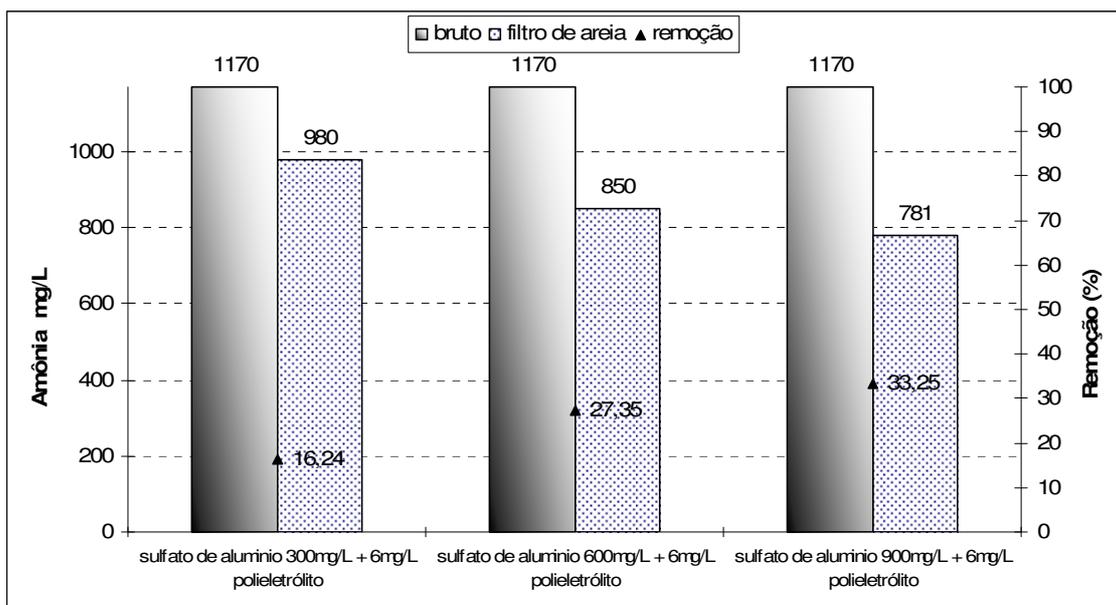


Figura 58 - Desempenho na remoção de amônia no tratamento por filtração direta ascendente.

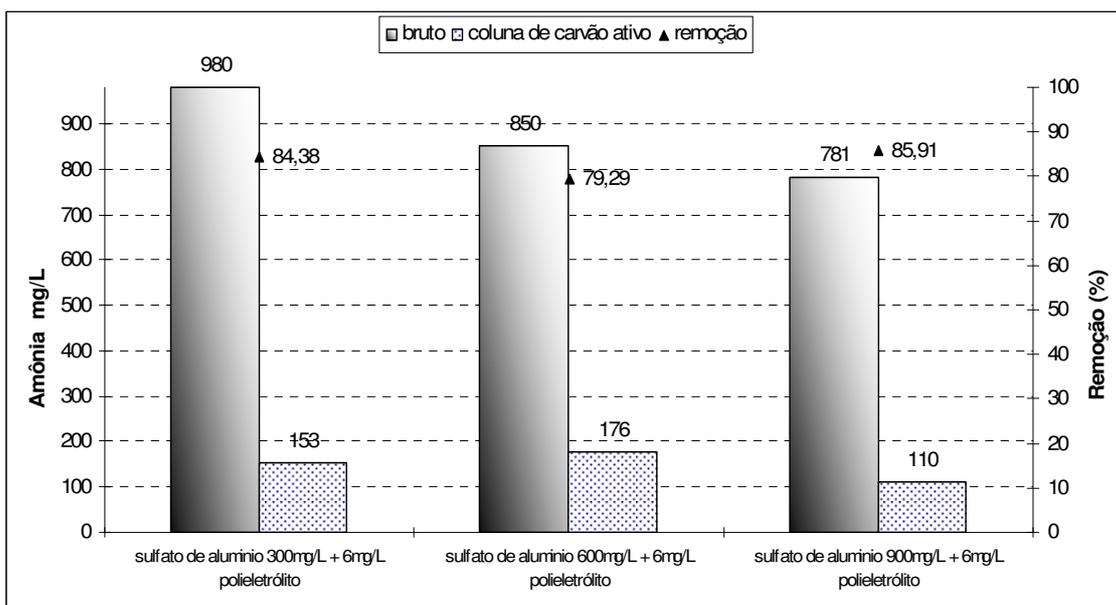


Figura 59 – Desempenho na remoção de amônia no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo.

A alcalinidade teve redução de forma equivalente quando tratada por FDA, sua redução está relacionada com a adição de ácido clorídrico e o caráter ácido do sulfato de alumínio figuras 60 e 61.

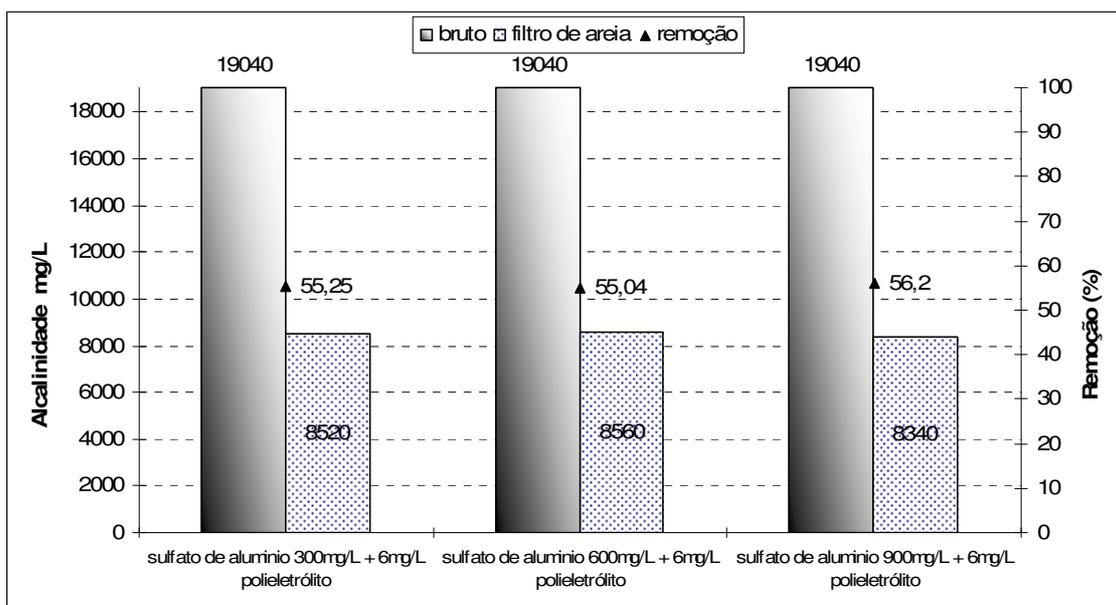


Figura 60 - Desempenho na remoção da alcalinidade no tratamento por filtração direta ascendente.

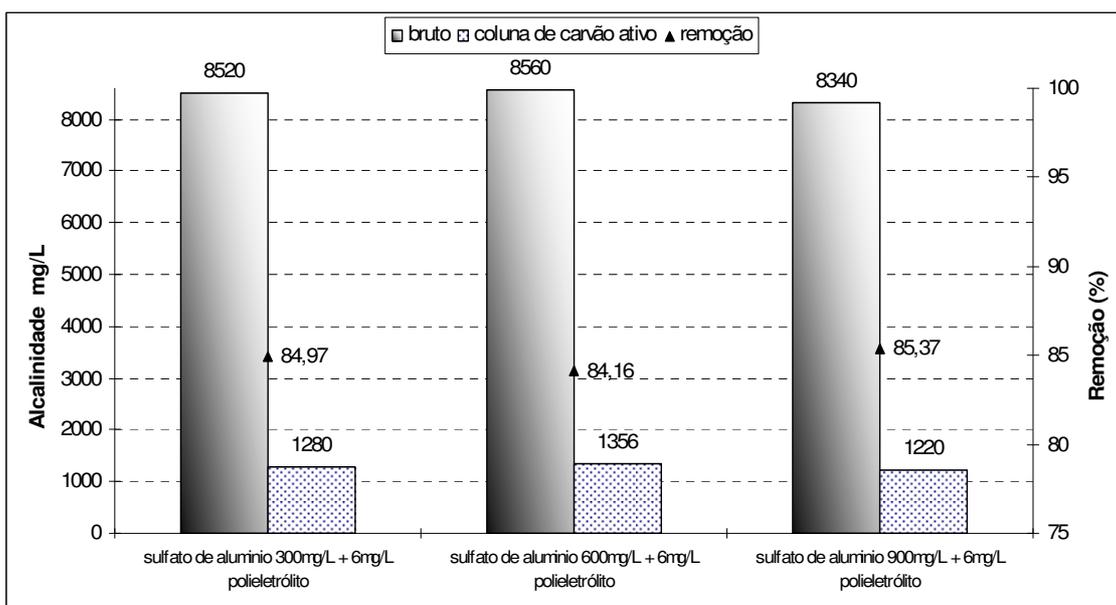


Figura 61 – Desempenho na remoção da alcalinidade no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo.

O pH sofreu variações bem menores do que aqueles observados antes da adição de ácido clorídrico, no ensaio preliminar item 4.4 houve variação de 1,1 no pH, com a adição de ácido clorídrico a maior variação foi de 0,4, tabela 9.

Tabela 9 – Variações do pH.

	pH
Lixiviado bruto	8,4
Entrada / Pós filtro de areia: 300mg/L $Al_2(SO_4)_3$ + 6mg/L polieletrólito	7,2 / 7,3
Pós coluna de carvão ativo	7,3
Entrada / Pós filtro de areia: 600mg/L $Al_2(SO_4)_3$ + 6mg/L polieletrólito	7,2 / 7,6
Pós coluna de carvão ativo	7,6
Entrada / Pós filtro de areia: 900mg/L $Al_2(SO_4)_3$ + 6mg/L polieletrólito	7,2 / 7,3
Pós coluna de carvão ativo	7,4

A condutividade teve maior redução utilizando 600mg/L de sulfato de alumínio com redução de 10,27% no filtro de areia e 16,79 na coluna de carvão ativo figuras 62 e 63.

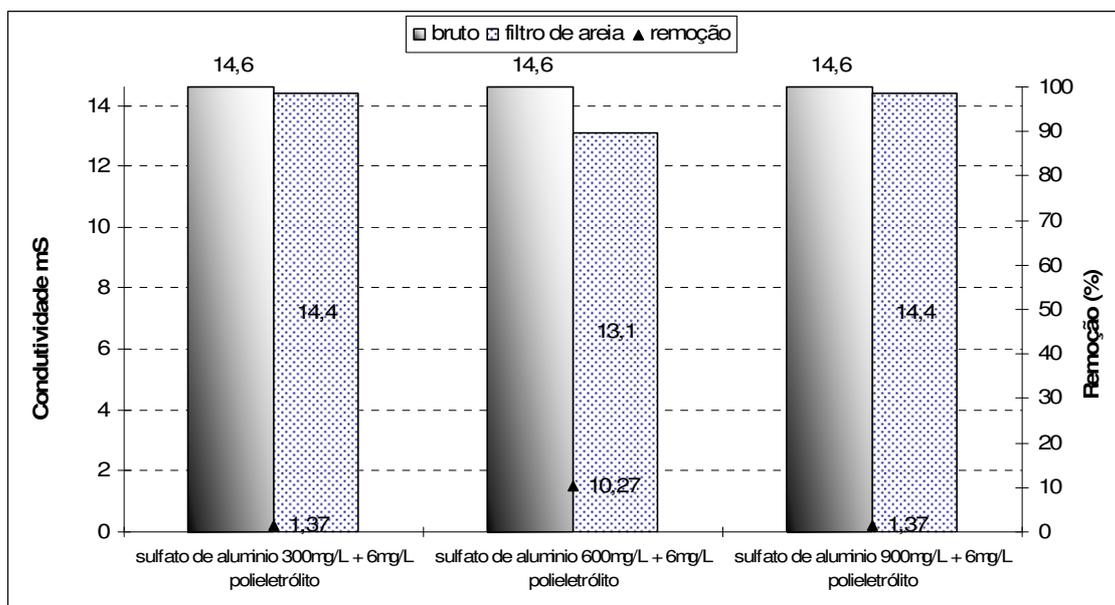


Figura 62 - Desempenho na remoção da condutividade no tratamento por filtração direta ascendente.

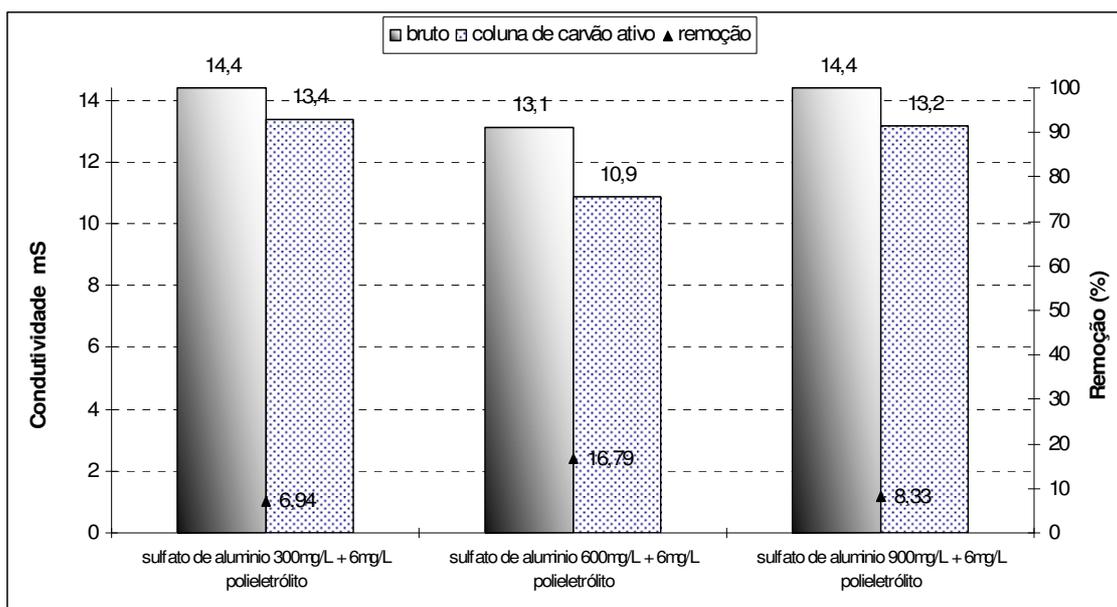


Figura 63 – Desempenho na remoção da condutividade no tratamento por adsorção na coluna de carvão ativo.

#### 4.6.4 – Remoção de metais.

A remoção de metais foi outro parâmetro utilizado como acompanhamento da eficiência da FDA de lixiviado de aterro sanitário, de acordo com os padrões definidos pela resolução 357/05 do Conama, que estabelece os limites de concentração de metais em efluentes, o lixiviado “in natura” somente não atende a resolução na concentração de cobre, para os demais metais analisados a concentração é atendida.

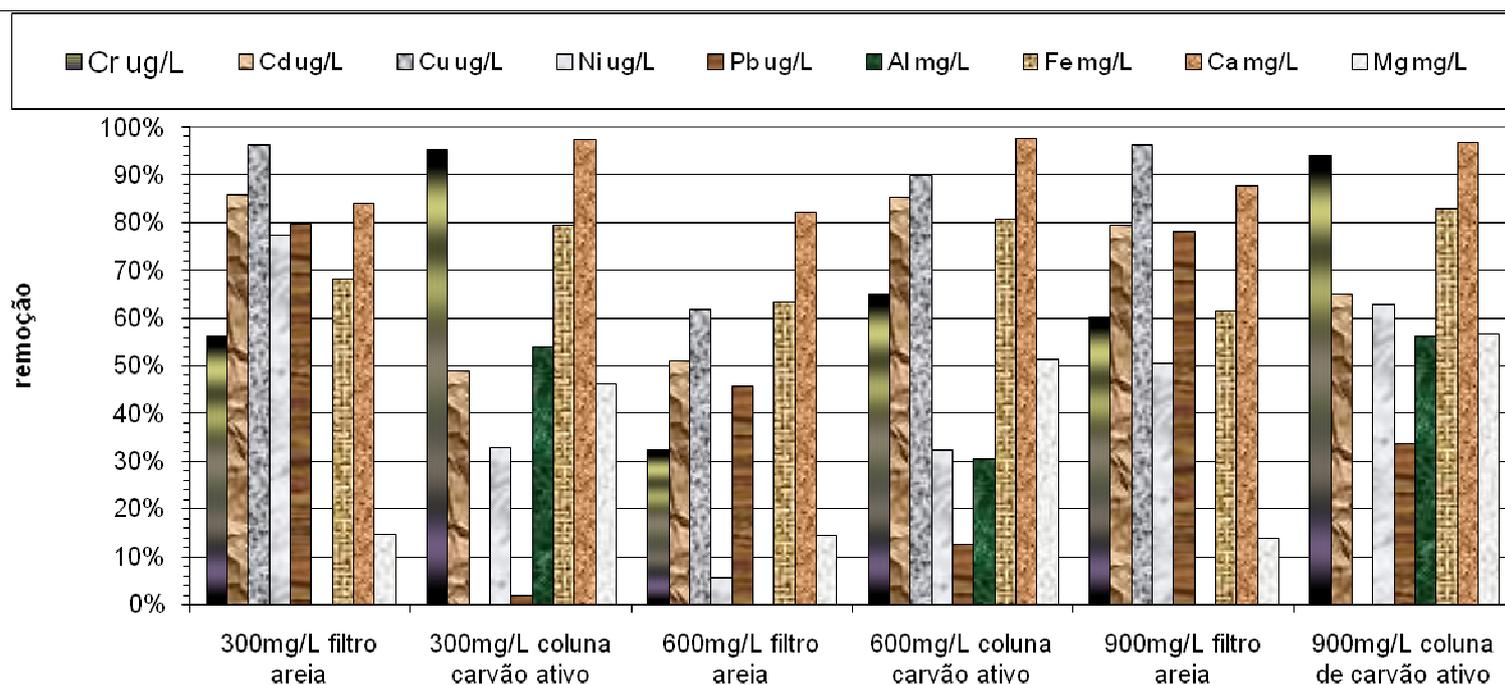


Figura 64 – Remoção de metais alcançados utilizando filtração direta ascendente.

A figura 64 e a tabela 10, mostra a remoção de metais utilizando a técnica de filtração direta ascendente como tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário, apesar do lixiviado bruto já se enquadrar na resolução 357/05 do Conama para a maioria dos metais analisados, cabe aqui destacar a ótima performance da FDA na remoção de metais pesados:

- Cromo – 60,44 % no filtro de areia, 94,27 % na coluna de carvão ativo para 900 mg/L de coagulante;
- Cádmiio – 79,63 % no filtro de areia quando utilizado 900 mg/L de coagulante;
- Cobre – 96,51 % de remoção, se adequando à resolução do Conama;
- Níquel – 77,43 % no filtro de areia utilizando 300 mg/L de coagulante;
- Chumbo – 79,86 % no filtro de areia utilizando 300 mg/L de coagulante.

A exceção foi o alumínio que teve seu valor aumentado devido à falhas na coagulação.

Tabela 10 – Valores de remoção de metais.

Metal	L*	Concentração no lixiviado bruto	Pós filtração (300mg/L) de coagulante	Pós coluna de carvão ativo	Pós filtração (600mg/L) de coagulante	Pós coluna de carvão ativo	Pós filtração (900mg/L) de coagulante	Pós coluna de carvão ativo
Cr (ug/L)	500	331,16	144,5	6,70	223,5	77,5	131,0	7,5
Cd (ug/L)	200	42,9	6,0	3,05	20,94	3,05	8,74	3,05
Cu (ug/L)	1000	1162	41,0	41,0	441,72	41,0	40,5	41,0
Ni (ug/L)	2000	285,80	64,51	43,22	269,56	182,04	140,05	51,60
Pb (ug/L)	500	380,02	76,51	75,51	206,0	180,0	82,52	54,53
Al (mg/L)	-	1,54	2,80	1,28	2,70	1,87	3,90	1,70
Fe (mg/L)	15	7,77	2,45	0,5	2,63	0,5	2,98	0,5
Ca (mg/L)	-	83,01	13,02	0,3	14,61	0,3	10,05	0,3
Mg (mg/L)	-	153,79	131,15	61,02	124,01	60,0	132,0	57,0

L\* - Lançamento: padrões de valores máximos para lançamento de efluentes determinados pela resolução Conama 357/05.

#### 4.6.5 – Eficiência de remoção em função do tempo de filtração.

Para este ensaio foi levado em consideração o tempo de filtração, foi coletado amostras em intervalos de 30 minutos, somente do filtro de areia, e feito análises de pH, turbidez, condutividade e cor aparente. A dose de

coagulante aplicada neste ensaio foi de 300mg/L de sulfato de alumínio e 6mg/L de polieletrólito.

A finalidade deste ensaio foi avaliar o comportamento do lixiviado durante a carreira de filtração, principalmente do parâmetro turbidez, que teve acréscimo nos ensaios em escala piloto anteriores.

Tabela 11 – Resultados analíticos em função do tempo de filtração.

AMOSTRAS	Turbidez	pH	Condutividade	Cor
Lixiviado bruto	30,7	8,3	15,53	4.580
30 minutos	21,3	7,3	11,64	1.185
60 minutos	22,6	7,3	14,54	1.640
90 minutos	25,4	7,3	14,44	1.635
120 minutos	28,5	7,3	14,44	1.520
150 minutos	29,7	7,3	14,43	1.485
180 minutos	43,4	7,3	14,46	1.475

Observando a tabela 11 pode-se constatar que com o passar do tempo há um incremento da turbidez, possivelmente devido ao cisalhamento ocorrido no meio filtrante e conseqüentemente a formação de micro flocos e transpasse deste material no leito filtrante. A condutividade teve redução maior no início da carreira, mas de maneira geral sempre se manteve valor abaixo do lixiviado bruto. O pH manteve-se constante não foi observado efeito tampão. A cor aparente teve maior redução no início da carreira, e manteve-se praticamente constante durante todo o tempo de carreira de filtração analisado.

## 5 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

### 5.1 – CONCLUSÕES.

O tratamento de lixiviado de aterro sanitário representa um grande desafio, tendo em vista a variação das suas características em função da heterogeneidade dos resíduos dispostos e da idade do aterro. A complexidade do lixiviado torna difícil a determinação de técnicas efetivas de tratamento.

O lixiviado proveniente do aterro sanitário de Biguaçu-SC apresentam características que permitem a sua classificação como estabilizado, dentro deste contexto, destaque pode se dado a características como pH básico, baixa razão de biodegradabilidade ( $DBO_5/DQO$ ), alta concentração de nitrogênio amoniacal e elevada alcalinidade.

A utilização da técnica de filtração direta ascendente como tratamento físico-químico do lixiviado de aterro sanitário teve bons resultados na eliminação de vários parâmetros analíticos de importância ambiental, destacando a remoção de metais pesados, amônia, que apesar de não se enquadrar na resolução 357 do Conama teve redução de 33,25% no tratamento por filtração e 85,37% na coluna de carvão ativo, a matéria orgânica representada pela DQO e DBO também tiveram remoção significativa atingindo 65,13% e 45,30% respectivamente.

A eficiência do tratamento por filtração direta ascendente não teve relação direta com a dosagem aplicada de coagulante, mas esta relacionada com as condições de coagulação, os parâmetros DQO e DBO tiveram maior remoção quando tratados com 300mg/L de coagulante, já a amônia teve maior redução quando submetido a uma dose de 900mg/L de coagulante.

A utilização de colunas de carvão ativo teve ótima performance na redução de metais pesados e amônia, apesar de ter um custo elevado a utilização deste material mostrou-se eficaz, não podendo ser descartado a sua utilização como forma de polimento no tratamento do lixiviado de aterro sanitário.

O tratamento de lixiviado de aterro sanitário por filtração direta ascendente, favorece significativamente posterior tratamento biológico, resultados na remoção de cor, DBO, DQO e amônia atestam este aspecto.

## 5.2 – DIFICULDADES

- Estabilização do pH, foi necessário a utilização de grande volume de ácido clorídrico como forma de estabilizar o pH do lixiviado, devido o sulfato de alumínio ter caráter ácido e o lixiviado possuir efeito tampão ocorria oscilação no pH durante a carreira de filtração que só foi corrigida com a adição de ácido clorídrico;
- Fragilidade dos flocos, somente com a utilização de polímero houve menor cisalhamento dos flocos formados;
- Tempo de carreira de filtração curto;
- Baixo grau de retenção de impurezas na camada suporte.

## 5.3 – RECOMENDAÇÕES

- Uso de coagulantes que não alteram o pH como o tanino ou que sofram hidrólise menos ácida como o policloreto de alumínio;
- Estudo de coagulantes e polímeros que em dosagem menor dificultem o cisalhamento dos flocos gerados;
- Estudo da granulometria mais adequada para a filtração do lixiviado, que possibilite menor dosagem de coagulantes e polímeros como forma de aumentar a duração da carreira de filtração;
- Utilização de material com granulometria menor na camada suporte;
- Utilização da técnica “**air stripping**” antes do processo de coagulação para a eliminação da amônia.
- Estudo da dupla filtração, ascendente e descendente como tratamento do lixiviado.

- Realização do ensaio com o filtro de laboratório de areia (FLA) e medida do potencial zeta do efluente coagulado;
- Caracterização do lodo gerado na lavagem do filtro e sua adequada disposição.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELING, U.; SEYFRIED, C.F. Anaerobic-aerobic treatment of high strength ammonium wastewater - Nitrogen Removal via Nitrite. *Water Science and Technology*, V.26 (5-6), p. 1007-1015, 1992.

AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M. Rapid mix design for mechanisms of alum coagulation. *Journal AWWA*, v. 74, n. 210, Abr. 1982.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Research*. V. 31, (11), p. 2775-2782, 1997.

ARBOLEDA, J. V. Teoría y práctica de la purificación del agua – TOMO 2. Santa Fe de Bogotá, Colômbia: McGraw-Hill, 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: Resíduos Sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

AYOUB, G.M., A Model for Flocculation in a gravel reactor: development and assessment. *Aqua*. V. 45, nº 2, p. 76-83, April 1996.

AZEVEDO NETTO, J. M. D. et al. Técnica de abastecimento e tratamento de água. v. II. São Paulo: CETESB, 1979.

BAE, J.H., KIM, S.K.; CHANG, H.S. Treatment of Landfill Leachates: Ammonia removal via nitrification and denitrification and further COD reduction via Fenton's Treatment followed by Activated Sludge. *Water Science and Technology*, 36 (12): 341-348, 1997.

BAIG, S.; COULOMB, I; COURANT, P.; LIECHTI, P. Treatment of landfill leachates: lapeyrouse and satrod case studies", *Ozone Science & Engineering*, vol. 21, pp. 1–22, 1999.

BILA, D. M. Aplicação de Processos Combinados no Tratamento do Lixiviado. Tese de Mestrado. COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, 2000.

CASTILHOS Jr., A. B. et al. Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Programa de pesquisa em Saneamento Básico 3. Rio de Janeiro, 2003. p. 280.

CHIANG, L.C.; CHANG, J.E.; WEN, T.C. Indirect oxidation effect in electrochemical oxidation treatment of landfill leachate. *Water Research*, 29(2):671-678, 1995.

CLEMENT, B.; MERLIN, G. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. *The Science of the Total Environment*. V. 170, p. 71-79, 1995.

CONAMA 357. **Classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional**. Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução N. 357,18/05/2005.

DI BERNARDO, L., (1993). Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. Volume I. ABES, Rio de Janeiro.

DI BERNARDO, L.; CENTURIONE FILHO, P. L. Ensaio de Tratabilidade de Água e Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água: São Carlos, 2002.

DI BERNARDO, L. Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

DI BERNARDO, L.; FERNANDES, L. C. Estudos sobre as influências da composição da camada suporte e do método de realização de descargas de fundo intermediárias do desempenho de sistemas de filtração direta ascendente. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14., São Paulo, set. 1987. p. 83-106.

DI BERNARDO, L. et al. Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Direta. Rio de Janeiro ABES, RiMa, 2003 498p. projeto PROSAB.

EDWARDS, G. A.; AMIRTHARAJAH, A . Removing color caused by humic acids. Journal AWWA, p. 50-57, Mar. 1985.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A.N. and LECKIE, J.O. (1997). Environmental impacts of solid waste landfilling. Journal of Environ. Manag., v.50, p.1-25.

FARQUHAR, G.J. Leachate: Production and Characteristics. Canadian Journal of Civil Engineering, 16: 317-325, 1989.

FELLENBERG, G. Introdução aos problemas de poluição ambiental. São Paulo: EDUSP, 1980. 195p.

FERREIRA, J. A. et al. Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro. In: Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, 2001.

GREGOR, J. E., NOKES, C. J., FENTON, E., "Optimising Natural Organic Matter Removal Form Low Turbidity Waters by Controlled pH Adjustment of Aluminium Coagulation", Water Research, v.31, n.12, pp. 2949-2958,1997.

HASSEMER, Maria Eliza Nagel. Tratamento de efluente têxtil : processo físico-químico com ozônio e floculação em meio granular. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2000.

JARDIM, N.S. et al. *Lixo Municipal*: manual de gerenciamento integrado. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), e Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE), 1995. 278p.

KABDASLI, I., TUNAY, O., OZTURK, I., YILMAZ, S., and ARIKAN, O. Ammonia

KYLEFORS K. Landfill Leachate Management. Licentiate Thesis, The Landfill Group, Lulea University of Technology, 1997:16 L.

LEMA, J.M., MENDEZ, R., and BLAZQUEZ, R.. Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review. *Water, Air and Soil Pollution*, 40: 223-250, 1988.

LEME, F.P. Teorias e Tecnicas de Tratamento de Água. ABES. Rio de Janeiro, 1990.

LIMA, L.M.Q. (1986). Tratamento de lixo. São Paulo. Editora Hemus, 1986.

LORA, Electo Silva. Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte. Brasília, DF: ANEEL, 2000.

MARTIN, C.D.; JOHNSON, K.D. and MOSHIRI, G.A. (1999). Performance of a constructed wetland leachate treatment system at the Chunchula landfill, mobile coutry, Alabama. *Wat. Sci. Tech.*, v.40, n°3, p.67-74.

MIMIDES, T. and PERRAKI, T. (2000). Evaluation of the attenuating properties of selected Greek clays for toxic inorganic elements in landfill sites. *The Science of the Total Environment.*, v.253, p.1-13.

MOFFETT, J. W., "The Chemical of High-Rate Water Treatment", *Journal AWWA*, v.11, pp.1255-1270, 1968.

MONTEIRO, J. H. P.; ZVEIBIL, V. Z. [et tal.]. Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

ØDEGAARD, H. Chemical flocculation formation in wasterwater treatment – introduction. *Prog. Wat. Tech, Supl. 1*, p. 103 -110, Pergamon Press, 1998.

PACHECO, J. R., Estudo de Certas Potencialidades de Processos Oxidativos Avançados para o Tratamento de Percolados de Aterro Sanitário. Dissertação –

Curso de Pós Graduação em Química, Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2004.

PAVANELLI, Gerson. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com turbidez elevada. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 2001.

PETERS, T. A., “Purification of Landfill Leachate with Reverse Osmosis and Nanofiltration”, *Desalination*, v. 119, pp. 289-293, 1998.

Precipitation and Air Stripping. *Water Science and Technology*, 41(10): 237-240, 2000.

PROSAB 3. Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Direta / Luiz Di Bernardo (coordenador). – Rio de Janeiro : ABES, RiMa, 2003. 498 p.:il. Projeto PROSAB.

REICHERT, G. A. Aterro Sanitário, Projeto, Implantação e Operação. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre - RS, Agosto de 2000.

ROBINSON, H.D., BARR, M.J., and LAST, S.D. Leachate collection, treatment and disposal. *Journal of Institute Water and Environmental Management*, 6: 321-332, 1992.

SEGATO, L. M. & SILVA, C. L. Caracterização do Chorume do Aterro Sanitário de Bauru. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...**, Porto Alegre, 3 a 8 Dezembro de 2000.

SENS, M. L.; DALSSASSO, R. L.; MELO FILHO, L. C.; MONDARDO, R. I.; SIMIONI, D.; BÖEL, H.; EMMENDOERFTER, M. Relatórios de atividades – PROSAB – Edital 3 – Tema I, 2002. p. 20.

SILVA, A. C. Tratamento de percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade de efluente bruto e tratado. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, FLORENCE V. B. Avaliação da influencia da correção do teor da umidade na degradação anaeróbica de resíduos sólidos urbanos. Dissertação Programa de Pós Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

SOUZA, Gisele de. Monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos de líquidos percolados de aterros sanitários: estudo em piloto experimental. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SWITZENBAUM, M. S. (1992). Solid and hazardous waste treatment. Course notes, spring 1992, Department of Civil Engineering, University of Massachusetts.

TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON, F. L., STENSEL, H. D. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 3a Edição. McGraw-Hill. New York. 1.819 p. 2003.

TEIXEIRA, E. N., BIDONE, F. R. A. PROSAB - Metodologia e Técnicas de Minimização, Reciclagem e Reutilização de Resíduos Sólidos urbanos. Rio de Janeiro. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - Ambiental (ABES), 1999.

WICHITSATHIAN, B. Application of Membrane Bioreactor Systems for Landfill Leachate Treatment, Dissertation submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Technical Science, Asian Institute of Technology School of Environment, Resources and Development Thailand August 2004.

WIECHETECK, G. K. Utilização da dupla filtração com filtro ascendente de areia grossa ou de pedregulho para remoção de substâncias húmicas.

Relatório de atividades – PROSAB, jan. 2003.

ZANTA, V.M., MARINHO, M., LONGE, L.C., PESSIN, N. Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impacto Associados aos Lixiviados de Aterro Sanitário, PROSAB 3, 1, 2006.

ZANTA, V.M., MARINHO, M., LONGE, L.C., PESSIN, N. Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impacto Associados aos Lixiviados de Aterro Sanitário, PROSAB 3, 12, 2006.

ZANTA, V.M.; FERREIRA, C. F. A. Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos urbanos. In: BORGES, A.C., et tal.. (Org.). Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. 1 ed. São Carlos SP: Rima Artes e Textos, 2003, v. 1, p. 1-18.

ZOUBOULIS, A.; JUN, W.; KATSOYIANNIS, I. A. Removal of humic acids by flotation. **Colloids and Surfaces A**. V.231, p.181-193, 2003.

ZOUBOULIS, A.I.; TATSI, A.A.; MATIS, K.A.; SAMARAS, P. Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere* 53 737–744 (2003).

**ANEXO 1****1º Etapa estudo da coagulação com sulfato de ferroso.**

- pH lixiviado bruto: 8,5;
- Condutividade lixiviado bruto: 13,07mS;
- Turbidez lixiviado bruto: 19,7NTU;
- Cor aparente lixiviado bruto: 5.320u PtCo/L;
- Gradiente de mistura rápida:  $700s^{-1}$ ;
- [ ] FeSO<sub>4</sub> = 300mg/L

Tempo de mistura rápida(s)	pH	Condutividade (mS)	Cor aparente (u PtCo/L)	Turbidez (NTU)
5	8,3	13,63	5.380	57,5
10	8,3	13,49	5.500	53,8
15	8,3	13,43	5.350	53,1
20	8,3	13,31	5.340	54,1
25	8,3	13,48	5.345	53,9
30	8,3	13,28	5.470	54,6

**2º Etapa estudo da dosagem ótima de coagulante.**

- pH lixiviado bruto: 8,5;
- Condutividade lixiviado bruto: 13,07mS;
- Turbidez lixiviado bruto: 19,7NTU;
- Cor aparente lixiviado bruto: 5.320u PtCo/L;
- Gradiente de mistura rápida:  $700s^{-1}$ ;
- Tempo de mistura rápida: 20s.

[ ] do coagulante mg/L	pH	Condutividade (mS)	Cor aparente (u PtCo/L)	Turbidez (NTU)
600	8,1	13,50	NA	101,0
900	8,0	13,50	NA	102,7
1200	7,8	13,89	NA	88,8

**Obs:** NA não avaliado, visualmente o espectro de cor estava com valor semelhante ao lixiviado bruto.

### 3º Etapa – Variação do gradiente de mistura rápida.

- pH lixiviado bruto: 8,5;
- Condutividade lixiviado bruto: 13,07mS;
- Turbidez lixiviado bruto: 19,7NTU;
- Cor aparente lixiviado bruto: 5.320u PtCo/L;
- [ ] FeSo4 = 500mg/L;
- Tempo de mistura rápida: 20s.

GMR s-1	pH	Condutividade (mS)	Cor aparente (u PtCo/L)	Turbidez (NTU)
500	8,2	13,65	NA	53,0
750	8,2	13,43	NA	80,3
1000	8,3	13,75	NA	44,0
1250	8,2	13,29	NA	41,5

**Obs:** NA não avaliado, visualmente o espectro de cor estava com valor semelhante ao lixiviado bruto.

### 1º Etapa estudo da coagulação com cloreto férrico.

- pH lixiviado bruto: 8,5;
- Condutividade lixiviado bruto: 13,07mS;
- Turbidez lixiviado bruto: 19,7NTU;
- Cor aparente lixiviado bruto: 5.320u PtCo/L;
- Gradiente de mistura rápida: 700s<sup>-1</sup>;
- [ ] FeCl = 300mg/L

Tempo de mistura rápida(s)	pH	Condutividade (mS)	Cor aparente (u PtCo/L)	Turbidez (NTU)
5	8,2	13,75	NA	11,8
10	8,2	13,86	NA	11,8
15	8,2	13,93	NA	13,2
20	8,2	13,88	NA	10,9
25	8,2	13,85	NA	11,4
30	8,2	13,97	NA	12,0

### 2º Etapa estudo da dosagem ótima de coagulante.

- pH lixiviado bruto: 8,5;
- Condutividade lixiviado bruto: 13,07mS;
- Turbidez lixiviado bruto: 19,7NTU;
- Cor aparente lixiviado bruto: 5.320u PtCo/L;
- Gradiente de mistura rápida: 700s<sup>-1</sup>;
- Tempo de mistura rápida: 20s.

[ ] do coagulante mg/L	pH	Condutividade (mS)	Cor aparente (u PtCo/L)	Turbidez (NTU)
250	8,2	13,88	NA	10,9
500	7,8	13,93	NA	10,0
750	7,3	14,41	NA	8,9
1000	7,0	14,54	NA	11,1

**3º Etapa – Variação do gradiente de mistura rápida.**

- pH lixiviado bruto: 8,5;
- Condutividade lixiviado bruto: 13,07mS;
- Turbidez lixiviado bruto: 19,7NTU;
- Cor aparente lixiviado bruto: 5.320u PtCo/L;
- [ ] FeCl = 750mg/L;
- Tempo de mistura rápida: 20s.

GMR s-1	pH	Condutividade (mS)	Cor aparente (u PtCo/L)	Turbidez (NTU)
500	7,3	13,65	NA	10,9
750	7,3	13,43	NA	10,0
1000	7,3	13,75	NA	8,9
1250	7,3	13,29	NA	7,1

**1º Etapa estudo da coagulação com sulfato de alumínio.**

- pH lixiviado bruto: 8,5;
- Condutividade lixiviado bruto: 13,20mS;
- Turbidez lixiviado bruto: 26,7NTU;
- Cor aparente lixiviado bruto: 3.800u PtCo/L;
- Gradiente de mistura rápida: 700s<sup>-1</sup>;
- [ ] Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> = 300mg/L.

Tempo de mistura rápida(s)	pH	Condutividade (mS)	Cor aparente (u PtCo/L)	Turbidez (NTU)
5	7,8	13,83	NA	5,36
10	7,8	13,89	NA	5,56
15	7,8	13,83	NA	5,65
20	7,8	13,61	NA	5,09
25	7,8	13,48	NA	5,13
30	7,8	13,78	NA	5,04

**2º Etapa estudo da dosagem ótima de coagulante.**

- pH lixiviado bruto: 8,5;
- Condutividade lixiviado bruto: 13,20mS;
- Turbidez lixiviado bruto: 26,7NTU;
- Cor aparente lixiviado bruto: 3.800u PtCo/L;
- Gradiente de mistura rápida: 700s<sup>-1</sup>;
- Tempo de mistura rápida: 20s.

[ ] do coagulante mg/L	pH	Condutividade (mS)	Cor aparente (u PtCo/L)	Turbidez (NTU)
200	8,1	13,63	1.120	5,54
400	7,9	13,70	980	4,02
600	7,7	13,83	870	3,70
1000	7,2	13,89	687	1,44

**3º Etapa – Variação do gradiente de mistura rápida.**

- pH lixiviado bruto: 8,5;
- Condutividade lixiviado bruto: 13,70mS;
- Turbidez lixiviado bruto: 13,90NTU;
- Cor aparente lixiviado bruto: 3.800u PtCo/L;
- [ ]  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 = 750\text{mg/L}$ ;
- Tempo de mistura rápida: 20s.

GMR s-1	pH	Condutividade (mS)	Cor aparente (u PtCo/L)	Turbidez (NTU)
500	7,3	13,85	NA	3,90
800	7,3	13,73	NA	0,47
1000	7,3	13,75	NA	0,43
1200	7,3	13,19	NA	0,49

Teste preliminar em escala piloto.

1º teste no filtro em escala piloto:

- [ ]  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 = 1000\text{mg/L}$ ;
- Vazão de entrada no filtro: 1,1L/min;

Perda de carga no filtro 1.

Tempo	Piezômetro 1	Piezômetro 2	Piezômetro 3	Piezômetro 4
0	68	67	55	40
20	75	74	59	42
40	80	79	64	43
60	97	95	75	47
80	105	102	78	43
100	115	110	85	45
120	122	117	88	45
140	130	121	88	45
160	141	126	88	43
180	149	129	88	42
200	151	133	89	41
220	155	135	89	41
260	158	137	90	40
300	163	139	90	40

Perda de carga no filtro 2.

Tempo	Piezômetro 1	Piezômetro 2	Piezômetro 3	Piezômetro 4
0	63	64	50	34
20	68	66	55	38
40	73	69	58	40
60	80	78	66	43
80	88	86	78	43
100	97	89	81	45
120	104	93	85	45
140	115	103	88	45
160	124	110	91	43
180	134	129	90	42
200	138	133	89	41
220	140	135	89	41
260	148	137	84	40
300	155	144	84	40

## ANEXO II

Testes complementares com  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ .

### 1. Variação na dosagem de coagulante.

- pH lixiviado bruto: 8,6;
- Condutividade lixiviado bruto: 13,20mS;
- Turbidez lixiviado bruto: 13,90NTU;
- Gradiente de mistura rápida:  $700\text{s}^{-1}$ ;
- Tempo de mistura rápida: 20s.

[ ] $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	pH	Condutividade (mS)	Turbidez (NTU)
100	8,3	13,38	7,36
200	8,1	13,68	5,54
300	8,0	13,59	3,96
400	7,9	13,70	4,02
500	7,8	13,56	4,50
600	7,7	13,83	3,70
700	7,5	13,79	2,65
800	7,4	13,66	2,24
900	7,3	13,81	1,83
1000	7,2	13,89	1,44
1100	7,0	13,84	1,40
1200	7,0	13,84	0,49
1600	6,8	13,78	0,48

## 2. Variação do pH (adição de ácido clorídrico Pa 15%).

- pH lixiviado bruto: 8,6;
- Condutividade lixiviado bruto: 13,20mS;
- Turbidez lixiviado bruto: 13,90NTU;
- Gradiente de mistura rápida:  $800\text{s}^{-1}$ ;
- Tempo de mistura rápida: 20s;
- [ ]  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 = 1000\text{mg/L}$ ;

V HCl adicionado (mL)	pH	Condutividade (mS)	Turbidez (NTU)
0	7,3	13,57	0,48
3	7,3	13,74	0,47
6	7,2	13,89	1,44
12	7,1	13,96	0,47
24	6,7	14,15	0,43

3. Variação do gradiente de mistura rápida em função da adição de ácido clorídrico 15%.

- pH lixiviado bruto: 8,6;
- Condutividade lixiviado bruto: 12,40mS;
- Turbidez lixiviado bruto: 23,9NTU;
- Volume HCl adicionado 24mL;
- Tempo de mistura rápida: 20s;
- [ ]  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 = 1000\text{mg/L}$ ;

GMR $\text{s}^{-1}$	pH	Condutividade (mS)	Turbidez (NTU)
800	7,0	13,67	5,6
1000	6,9	13,84	5,3
1200	7,0	13,78	5,8
1400	7,0	13,61	4,5

## 4. Variação da concentração de polímero Pa 0823.

- pH lixiviado bruto: 8,9;
- Condutividade lixiviado bruto: 10,60mS;
- Turbidez lixiviado bruto: 23,9NTU;
- Cor aparente lixiviado bruto: 3.840 (u PtCo/L)
- DQO lixiviado bruto: 5.138 mg/L
- Amônia lixiviado bruto: 1.170 mg/L
- Volume HCl 15% adicionado: 24mL;
- Tempo de mistura rápida: 20s;
- [ ]  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 = 1000\text{mg/L}$ ;
- $\text{GMR} = 700\text{s}^{-1}$ .

[ ] Pa 0823	pH	Condutividade (mS)	Turbidez (NTU)	Cor aparente (u PtCo/L)	DQO (mg/L)	Amônia mg/L
0,5	7,1	7,8	21,2	1.110	1.491	760
1,0	7,0	7,5	21,1	945	1.456	725
1,5	7,1	7,2	19,7	940	1.389	762
2,0	7,1	7,3	21,4	1.045	1.468	711

Obs: filtrado em funil preenchido com areia.

**ANEXO III**

Resultados filtração em escala piloto.

- [ ]  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 = 300\text{mg/L} + 6\text{mg/L}$  polieletrólito;
- Vazão de entrada no filtro: 1,1L/min;

	pH	Turbidez NTU	Condutividade mS	Cor (u PtCo/L)	DQO mg/L	DBO mg/L	ST mg/L	SV mg/L	SST mg/L	Amônia mg/L	Alcalinidade mg/L
Lixiviado bruto	8,4	13,8	14,6	13100	6521	1810	10530	2485	8045	1170	19040
Filtro areia	7,3	28,5	14,4	1700	3795	1230	7620	2485	5135	980	8520
Coluna carvão	7,3	14	13,4	920	1600	1100	7590	1320	6270	153	1280

	Cr (ug/L)	Cd (ug/L)	Cu (ug/L)	Ni (ug/L)	Pb (ug/L)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)
Lixiviado bruto	331,16	42,9	1.162	285,80	380,02	1,54	7,77	83,01	153,79
Filtro areia	144,5	6,0	41,0	64,51	76,51	2,80	2,45	13,02	131,15
Coluna carvão	6,70	3,05	41,0	43,22	75,01	1,28	0,5	0,3	61,02

Tempo (minuto)	Piezômetro 1 (cm)	Piezômetro 2 (cm)	Piezômetro 3 (cm)	Piezômetro 4 (cm)
0	35	35	28	16
20	50	50	40	25
40	62	62	50	32
60	80	80	65	37
80	90	90	71	40
100	100	100	77	42
120	108	108	83	42
140	113	113	90	42
160	132	132	98	45
180	140	140	100	45
200	160	160	108	45
220	180	180	120	45
240	200	200	135	50

- [ ]  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 = 600\text{mg/L} + 6\text{mg/L}$  polieletrólito;
- Vazão de entrada no filtro: 1,1L/min;

	pH	Turbidez NTU	Condutividade mS	Cor (u PtCo/L)	DQO mg/L	DBO mg/L	ST mg/L	SV mg/L	SST mg/L	Amônia mg/L	Alcalinidade mg/L
Lixiviado bruto	8,4	13,8	14,6	13100	6521	1810	10530	2485	8045	1170	19040
Filtro areia	7,6	20,6	13,1	2160	2274	990	8810	2190	6620	850	8560
Coluna carvão	7,6	27,8	10,9	1005	1444	900	7400	1750	5650	176	1356

	Cr (ug/L)	Cd (ug/L)	Cu (ug/L)	Ni (ug/L)	Pb (ug/L)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)
Lixiviado bruto	331,16	42,9	1.162	285,80	380,02	1,54	7,77	83,01	153,79
Filtro areia	223,5	20,94	441,72	269,56	206,00	2,70	2,63	14,61	124,01
Coluna carvão	77,5	3,05	41,0	182,04	180,00	1,87	0,5	0,3	60,00

Tempo (minuto)	Piezômetro 1 (cm)	Piezômetro 2 (cm)	Piezômetro 3 (cm)	Piezômetro 4 (cm)
0	80	70	40	30
30	120	110	75	38
60	140	130	81	40
90	165	150	88	41
120	185	175	100	41
140	200	190	110	41

- [ ]  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 = 900\text{mg/L} + 6\text{mg/L}$  polieletrólito;
- Vazão de entrada no filtro: 1,1L/min;

	pH	Turbidez NTU	Condutividade mS	Cor (u PtCo/L)	DQO mg/L	DBO mg/L	ST mg/L	SV mg/L	SST mg/L	Amônia mg/L	Alcalinidade mg/L
Lixiviado bruto	8,4	13,8	14,6	13100	6521	1810	10530	2485	8045	1170	19040
Filtro areia	7,3	45,5	14,4	1340	4325	1660	7935	1970	5965	781	8340
Coluna carvão	7,4	15	13,2	815	1038	960	7915	920	6995	110	1220

	Cr (ug/L)	Cd (ug/L)	Cu (ug/L)	Ni (ug/L)	Pb (ug/L)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)
Lixiviado bruto	331,16	42,9	1.162	285,80	380,02	1,54	7,77	83,01	153,79
Filtro areia	131	8,74	40,5	140,50	82,52	3,90	2,98	10,05	132,00
Coluna carvão	7,5	3,05	41,0	51,80	54,53	1,70	0,5	0,3	57,00

Tempo (minuto)	Piezômetro 1 (cm)	Piezômetro 2 (cm)	Piezômetro 3 (cm)	Piezômetro 4 (cm)
0	100	75	53	30
30	135	110	55	35
60	175	135	57	38
90	200	180	65	38