

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

Tese de Doutorado

**PRECIPITAÇÃO QUÍMICA ASSOCIADA AOS
PROCESSOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS**

ETIENE ELAYNE MEIRELES DA ROCHA

Recife, PE – Brasil
julho de 2013

ETIENE ELAYNE MEIRELES DA ROCHA

**PRECIPITAÇÃO QUÍMICA ASSOCIADA AOS
PROCESSOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS**

Tese submetida ao corpo docente da
Coordenação do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Civil da Universidade Federal
de Pernambuco, como parte dos requisitos
necessários à obtenção do grau de Doutor em
Engenharia Civil.

Área de concentração: Geotecnia

Linha de pesquisa: Geotecnia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho

Co-orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá

Recife, PE – Brasil
julho de 2013

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

R672p Rocha, Etiene Elayne Meireles da.
Precipitação química associada aos processos de tratamento de
lixiviados / Etiene Elayne Meireles da Rocha. - Recife: O Autor, 2013.
138 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho.
Co-Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2013.
Inclui Referências.

1. Engenharia Civil. 2. Lixiviados. 3. Coagulação. 4. Radiação gama.
5. Coliformes. 6. Eletrocoagulação. I. Motta Sobrinho, Mauricio Alves da.
(Orientador). II. Jucá, José Fernando Thomé. III. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2013-260



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Tese de Doutorado

**PRECIPITAÇÃO QUÍMICA ASSOCIADA AOS PROCESSOS DE
TRATAMENTO DE LIXIVIADOS**

defendida por

Etiene Elayne Meireles da Rocha

Considera a candidata APROVADA

Recife, 30 de julho de 2013

Orientadores:

Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho – UFPE
(orientador)

Prof. Dr. Jose Fernando Thomé Jucá – UFPE
(co-orientador)

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho – UFPE
(orientador)

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota – UFC
(examinador externo)

Prof. Dr. Fernando Fernandes – UEL
(examinador externo)

Prof.^a Dr.^a Eliane Bezerra Cavalcanti – UNIT
(examinadora externa)

Prof.^a Dr.^a Maria de Los Angeles Perez Fernandez Palha – UFPE
(examinadora externa)

À meus queridos e amados pais: Enilza Meireles da Rocha e José de Ribamar da Rocha e minha amada Irmã Elyene Elene Meireles da Rocha, minha amada sobrinha Nicole Rocha Silva e meu amado cunhado irmão Luciano Barros da Silva.

AGRADECIMENTOS

Aos meus amores, José de Ribamar da Rocha, Enilza Meireles da Rocha, Elyene Elene Meireles da Rocha, Nicole Rocha Silva e Luciano Barros Silva, pelo compromisso assumido e amor incondicional;

Ao meu querido amigo Ivanildo Nogueira de Souza, por sua dedicação, respeito e lealdade;

A minha querida amiga Marcia Castro, pelos momentos de alegria, colaboração e incentivos;

A minha querida amiga Ericka Cunha, por todos os momentos;

Ao orientador Maurício Alves da Motta Sobrinho, por sua amizade, acessibilidade, disponibilidade, paciência, dedicação nesta pesquisa e exemplo de profissional e ser humano;

Ao coorientador José Fernando Thomé Jucá, por seu respeito, oportunidade, ensinamentos e confiança em meu trabalho;

A Maria do Carmo L. da Silva pela amizade, disponibilidade, paciência, coorientação e colaboração;

A Joelma M. Ferreira pela disponibilidade e valiosa colaboração;

A Eliane Cavalcanti, pela coorientação, colaboração e respeito;

A Olga Martins Marques, co-orientação, pela amizade, apoio e colaboração;

A Maria de Los Angeles Perez Palha, pela confiança, respeito e valiosa colaboração;

Aos técnicos do Laboratório de Análises Microbiológicas da UFPE, pela colaboração;

A Andrea Negromonte, secretária da pós-graduação em Engenharia Civil, por sua amizade, paciência, profissionalismo e ajuda valiosa;

Aos amigos do grupo de Tecnologias Ambientais da UFPE: Cláudio, Patrícia, Pulkra, Luiz, Tarsila, Mirella, Victor, Matteus, pelas brincadeiras, diálogos edificantes e colaboração;

As bolsistas de iniciação científica Grazielle do Vale e Eduarda Pelinca, pela colaboração;

Ao Técnico Romário do Laboratório Interdisciplinar de Meio Ambiente (LIMA) da UFPE, pela ajuda, disponibilidade e amizade;

Ao colegas Derovil e Laís do Grupo de Resíduos Sólidos da UFPE, pelo apoio e colaboração;

Aos profissionais do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca pelo apoio e colaboração;
Aos profissionais do Aterro Controlado de Aguazinha pela colaboração;
Aos profissionais do Aterro Terra Dura-SE, pelo apoio e colaboração;
A FACEPE pela concessão das bolsas de doutorado, finalização de doutorado e de mobilidade acadêmica;
Ao CNPq/FINEP pela concessão da bolsa de desenvolvimento tecnológico;
A AMBEV pela colaboração, com o fornecimento de lodo para os ensaios;
Ao Instituto de Tecnologia e Pesquisa de Aracaju-SE, pela parceria e colaboração;
A todos aqueles que colaboraram direta ou indiretamente para a conclusão deste trabalho.

RESUMO

ROCHA, E. E. M. (2013). Precipitação Química associada aos Processos de Tratamento de Lixiviados. TESE (Doutorado). Recife: Universidade Federal de Pernambuco.

O tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos tornou-se um desafio no planejamento e elaboração de projetos de dimensionamento de sistemas de tratamento de lixiviados a serem implantados. Diante deste fato pertinente, este trabalho propõe-se à avaliação do tratamento de lixiviados provenientes de aterros de resíduos sólidos urbanos, avaliando a precipitação química associada aos processos de biodegradação, eletrocoagulação e radioativos. Neste trabalho avaliou-se o processo de precipitação química com hidróxido de cálcio, no lixiviado proveniente dos Aterros de resíduos Sólidos de Aguazinha/PE e Muribeca/PE; o mesmo tratamento foi avaliado com um biocoagulante natural, tendo em sua composição a moringa. Foi também estudado o efeito da radiação gama no lixiviado proveniente do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca/PE (com e sem pré-tratamento por coagulação), obtendo reduções de cor em 80% e remoção de turbidez de 95%, assim como o processo de eletrocoagulação no lixiviado do aterro da Terra Dura/SE, obtendo remoções de turbidez de 95%. Foi testado o acoplamento da precipitação química à radiação gama, empregando uma fonte de Cobalto 60. Foram também realizados ensaios de biodegradabilidade aeróbia, após a coagulação. Por fim, foi analisado o efeito da coagulação na microbiota do lixiviado, revelando remoções de 100% da população microbiana.

Palavras-Chave: lixiviados; coagulação; radiação gama; coliformes; eletrocoagulação.

ABSTRACT

ROCHA, E. E. M. (2013). Chemical Precipitation Processes associated with leachate treatment. Thesis (PhD). Recife: Federal University of Pernambuco.

Treatment of landfill leachate from municipal solid waste has become a challenge in the planning and preparation of projects sizing leachate treatment systems to be deployed. Given this pertinent fact, this paper proposes the evaluation of treatment of landfill leachate from municipal solid waste, assessing the chemical precipitation associated with the biodegradation processes, electrocoagulation and radioactive. In this study the process of chemical precipitation with calcium hydroxide in the leachate from the landfill of waste solids Aguazinha/PE and Muribeca/PE, the same treatment was evaluated with a natural biocoagulante, in its composition moringa. It was also studied the effect of gamma radiation on leached from the solid waste landfill of the Muribeca/PE (with and without pre-treatment by coagulation), resulting in reduction of 80% color and turbidity removal of 95%, as well as the process electrocoagulation in the earth of a landfill leachate Hard / SE getting turbidity removal of 95%. We tested the coupling of chemical precipitation to gamma radiation employing a cobalt 60 source. Tests were also performed aerobic biodegradation after coagulation. Finally, we analyzed the effect of coagulation on the microbiota of the leachate, revealing removals of 100% of the microbial population.

Keywords: leachate; coagulation; gamma radiation; coliforms; electrocoagulation.

SUMÁRIO

RESUMO	08
ABSTRACT	09
LISTA DE FIGURAS	13
LISTA DE TABELAS	16
LISTA DE QUADROS	17
LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E UNIDADES	17
1. INTRODUÇÃO	18
1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS	18
1.2. OBJETIVOS	21
1.2.1 Objetivo Geral	21
1.2.2 Objetivos Específicos	21
1.3. JUSTIFICATIVA	22
1.4. ESTRUTURA DA TESE	23
2. REVISÃO LITERÁRIA	24
2.1 O LIXIVIADO	24
2.2 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	26
2.3.1 Recirculação de Lixiviados	35
2.3.2 Passagem por “Wetlands”	30
2.3.3 Tratamentos Físico-Químicos	30
2.3.4 <u>Precipitação química</u>	31
2.3.5 <u>Coagulação/floculação</u>	31
2.3.6 <u>Emprego da Coagulação para tratamento de lixiviados</u>	33
2.3.7 <u>Uso da Cal no Tratamento de Lixiviados</u>	36
2.3.8 <u>Adsorção</u>	38
2.3.9 <u>Evaporação</u>	39
2.3.10 <u>Remoção de N-NH₃ por arraste de ar (“Stripping”)</u>	40
2.3.11 <u>Processos Eletroquímicos</u>	40
2.3.12 <i>Eletrocoagulação e Eletroflotação</i>	40
2.3.13 <i>Principais Parâmetros de Controle do Processo</i>	42
2.3.14 <u>Processos eletrolíticos em lixiviados de aterros sanitários</u>	44
2.3.15 <u>Radiação Ionizante</u>	45
2.3.16 <i>Fontes Radioativas</i>	45
2.3.17 <i>Interação da irradiação com a matéria</i>	47
2.3.18 <i>Tipos de Irradiadores</i>	48
2.3.19 <i>Fonte de Radiação Gama</i>	49
2.3.20 <i>Aplicações da Radiação Ionizante</i>	49
2.3.21 <i>Radiação Gama</i>	52
2.3.22 <u>Processos Oxidativos</u>	55
2.3.23 <u>Processos Biológicos</u>	56
2.3.24 <i>Lodos Ativados</i>	56
2.3.25 <i>Biodegradabilidade</i>	57
2.3.26 <i>Biodegradabilidade de lixiviados</i>	59
2.4 OS MICRORGANISMOS	62
2.4.1 Indicadores Biológicos de Poluição	62
2.4.2 <u>Micro-organismos</u>	62

2.4.3 <u>Micro-organismos patogênicos</u>	63
2.4.4 <u><i>Pseudomonas aeruginosa</i></u>	63
2.4.5 <u><i>Pseudomonadas patogênicos</i></u>	64
2.5 INFLUÊNCIA DO HIDRÓXIDO DE CÁLCIO NA ATIVIDADE MICROBIANA	64
3. MATERIAL E MÉTODOS	66
3.1. ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DA MURIBECA-PE	66
3.2. ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE AGUAZINHA-PE	67
3.3 LIXÃO TERRA DURA	68
3.4 COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS	69
3.4.1. Amostras para Ensaio de Precipitação Química	69
3.4.2. Amostras para Ensaio de Eletrocoagulação	70
3.4.3. Amostras para Ensaio de biodegradabilidade	70
3.5 METODOLOGIAS UTILIZADAS NOS ENSAIOS	70
3.5.1. Parâmetros Analisados	70
3.5.2 Análises Microbiológicas	72
3.5.3 Coliformes e <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	72
3.5.4 Contagem de organismos anaeróbios	73
3.5.5 Contagem de organismos heterotróficos	73
3.5.6 Contagem de Bolores e leveduras	74
3.5.7 Procedimento experimental	75
3.5.8 Planejamento experimental para otimização do processo de precipitação química	76
3.5.9 Cales utilizadas	77
3.6 ENSAIOS DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA COM HIDRÓXIDO DE CÁLCIO E RADIAÇÃO GAMA	78
3.6.1 Procedimento experimental do tratamento conjunto precipitação-radiação	80
3.6.2 Procedimento Experimental	77
3.7 ENSAIOS DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA UTILIZANDO BIOCOAGULANTE COM ATIVOS VEGETAIS	81
3.7.1. Procedimento Experimental com Coagulante Natural	82
3.8 ESTUDO DA ELETROCOAGULAÇÃO DO LIXIVIADO	83
3.8.1 Ponto de coleta no Lixão Terra Dura	83
3.8.2 Procedimentos Experimentais do Processo de Eletrocoagulação	84
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	88
4.1 Processo de precipitação química do lixiviado com hidróxido de cálcio	88
4.2 Caracterização do lixiviado do aterro da Muribeca/PE	88
4.3 Análise dos fatores que influenciaram a cor e turbidez através do planejamento experimental fatorial 2 ⁴	90
4.4 Análise da cor	90
4.5 Análise da turbidez	94
4.6 Efeito da Cal nos micro-organismos	98
4.7 Resultados microbiológicos para Coliformes Totais	99
4.8 Resultados microbiológicos para Coliformes Termotolerantes	100
4.9 Resultados microbiológicos para <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	101
4.10 PROCESSO DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA ASSOCIADO À RADIAÇÃO GAMA	103

4.11 Influência da precipitação química associada a radiação gama na remoção de microrganismos	105
4.12 Coliformes totais e coliformes termotolerantes	106
4.13 <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	107
4.14 Contagem de organismos anaeróbios	107
4.15 Contagem de organismos heterotróficos	108
4.16 LIXIVIADO TRATADO COM COAGULANTE NATURAL (<i>moringa</i>)	108
4.17 PROCESSO DE TRATAMENTO POR ELETROCOAGULAÇÃO	113
4.18 Avaliação da DQO	113
4.19 Estudo da Variação da Alcalinidade Total e do pH	114
4.20 Estudo da variação da condutividade do lixiviado com as condições do reator	116
4.21 Avaliação estatística da influência das condições operacionais na remoção de cor, turbidez e sólidos totais	118
4.22 <u>Estudo da Cor</u>	118
4.23 <u>Estudo da Turbidez</u>	118
4.24 Estudo dos Sólidos	119
5 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS	123
5.1 CONCLUSÕES	123
5.2 PERSPECTIVAS	124
REFENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	125

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Seleção de processos para o tratamento de chorume	27
Figura 2.2: Foto da Planta, folhas e sementes de Moringa	35
Figura 2.3: Esquema da emissão de raios gama por um nuclídeo instável	46
Figura 2.4: Decaimento do Cobalto 60 a níquel 60	47
Figura 2.5: Distribuição da dose de radiação em função da espessura do material exposto a raios gama e aceleradores de elétrons	47
Figura 2.6: Fases da degradação anaeróbia dos resíduos sólidos	59
Figura 2.7: Grupos microbianos e rotas metabólicas possivelmente utilizados na digestão anaeróbia de RSU, induzem à produção de CH ₄ e CO ₂	61
Figura 3.1: Vista aérea do Aterro da Muribeca e estação de Tratamento de lixiviado.	66
Figura 3.2: Fotos do Aterro Controlado de Aguazinha-PE	68
Figura 3.3: Fotos do Aterro da Terra Dura: (a) Entrada; (b) compactação e (c) descarga do resíduo	69
Figura 3.4: Esquema de Inoculação do Ensaio Presuntivo para coliformes e <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	72
Figura 3.5: Esquema de Inoculação do Ensaio Confirmativo para coliformes e <i>P. aeruginosa</i>	72
Figura 3.6: Esquema de Inoculação dos Ensaios de Coliformes e <i>P. aeruginosa</i>	73
Figura 3.7: Esquema de Inoculação – bactérias heterotróficas	74
Figura 3.8: Fluxograma esquemático dos ensaios de precipitação química	75
Figura 3.9 Jar Test utilizado nos ensaios de precipitação química com hidróxido de cálcio	77
Figura 3.10 Fluxograma esquemático do estudo para o ponto ótimo antes e após os ensaios de precipitação química	79
Figura 3.11: Irradiador Gammacell 320 EXCEL	80
Figura 3.12: Fluxograma esquemático do tratamento sofrido pelo lixiviado por precipitação química associada à radiação gama.	81
Figura 3.13: Biocoagulante com ativos naturais	82
Figura 3.14: Jar Test utilizado na precipitação química com biocoagulante	83
Figura 3.15: Foto da coleta do lixiviado no Aterro da Terra Dura	84
Figura 3.16: Fonte de Tensão estabilizadora utilizada na eletrocoagulação	85
Figura 3.17: Fluxograma esquemático dos ensaios de eletrocoagulação	85
Figura 3.18: Fotos dos eletrodos de Alumínio (a) e Ferro (b) utilizados nos experimentos	86
Figura 3.19: Fotos do reator eletrolítico vazio (a) e com Lixiviado (b)	87
Figura 4.1: Diagrama de Pareto com as variáveis que influenciaram na análise de remoção de Cor para a cal CPA (a), CSP(b) e CPE (c).	91
Figura 4.2: Superfícies de resposta em função da redução da cor para a cal CSP levando em consideração o tempo de agitação, tempo de sedimentação e velocidade de agitação.	93
Figura 4.3: Diagrama de Pareto com as variáveis que influenciaram na análise de redução de Turbidez para a cal CPA(a) e cal CSP(b).	95
Figura 4.4: Superfícies de resposta em função da redução da turbidez para a cal CPA em relação a massa, tempo de agitação e velocidade de agitação.	97

Figura 4.5: Efeito do processo de precipitação química com Ca(OH) ₂ utilizando três cales, na remoção de micro-organismos coliformes totais – aterro de Aguazinha (2013)	99
Figura 4.6: Efeito do processo de precipitação química com Ca(OH) ₂ utilizando três cales, na remoção de micro-organismos coliformes totais – aterro da Muribeca (2013)	99
Figura 4.7: Efeito do processo de precipitação química com Ca(OH) ₂ utilizando três cales, na remoção de micro-organismos coliformes termotolerantes – aterro de Aguazinha(2013)	100
Figura 4.8: Efeito do processo de precipitação química com Ca(OH) ₂ utilizando três cales, na remoção de micro-organismos coliformes termotolerantes – aterro da Muribeca (2013)	101
Figura 4.9: Efeito do processo de precipitação química com Ca(OH) ₂ utilizando três cales, na remoção de bactérias <i>Pseudomonas aeruginosa</i> – aterro de Aguazinha (2013)	102
Figura 4.10: Efeito do processo de precipitação química com Ca(OH) ₂ utilizando três cales, na remoção de bactérias <i>Pseudomonas aeruginosa</i> – aterro da Muribeca (2013)	102
Figura 4.11: Fotos dos resultados das análises microbiológicas para os anaeróbios	108
Figura 4.12: Efeito da precipitação química na remoção de DQO do lixiviado frente a diferentes dosagem do biocoagulante a base de moringa <i>oleifera</i> , precipitação pluviométrica (cheia - chuva e seca - estiagem) e de ajuste de pH. Aterro da Muribeca/PE.2013	107
Figura 4.13 Efeito da precipitação química na variação da cor do lixiviado frente a diferentes dosagem do biocoagulante a base de Moringa <i>Oleifera</i> , precipitação pluviométrica (cheia - chuva e seca - estiagem) e de ajuste de pH. Aterro da Muribeca/PE.2013	110
Figura 4.14: Efeito da precipitação química na variação de Turbidez do lixiviado frente a diferentes dosagem do biocoagulante a base de Moringa <i>Oleifera</i> , precipitação pluviométrica (cheia - chuva e seca - estiagem) e de ajuste de pH. Aterro da Muribeca/PE.2013	111
Figura 4.15: Efeito da precipitação química na variação da condutividade do lixiviado, frente a diferentes dosagem do biocoagulante a base de Moringa <i>Oleifera</i> , precipitação pluviométrica (cheia - chuva e seca - estiagem) e de ajuste de pH. Aterro da Muribeca/PE.2013	112
Figura 4.16 - Evolução da DQO com o tempo para diferentes condições de operação do reator eletrolítico.	114
Figura 4.17 - Evolução da alcalinidade com o tempo para diferentes condições de operação do reator eletrolítico.	115
Figura 4.18 - Evolução do pH com o tempo para diferentes condições de operação do reator eletrolítico	116
Figura 4.19 - Evolução da condutividade com o tempo para diferentes condições de operação do reator eletrolítico	117
Figura 4.20: Diagrama de Pareto com as variáveis que influenciaram na análise de remoção de cor para eletrocoagulação	118
Figura 4.21: Diagrama de Pareto com as variáveis que influenciaram na análise de remoção de turbidez para eletrocoagulação	119
Figura 4.22: Sólidos totais(a), Sólidos totais fixos(b) e Sólidos totais voláteis (c)	120

Figura 4.23: Diagrama de Pareto com as variáveis que influenciaram na análise de remoção de sólidos para eletrocoagulação 121

Figura 4.24 Fotos do reator com lixiviado e eletrodos de ferro(a) e alumínio durante o ensaio de eletrocoagulação 121

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Características do lixiviado de aterros brasileiros	25
Tabela 2.2: Exigências químicas para a cal hidratada de acordo com sua composição	37
Tabela 2.3: Principais parâmetros utilizados no tratamento eletrolítico de efluentes	43
Tabela 2.4: Potencial redox de alguns oxidantes	55
Tabela 3.1: Metodologias utilizadas no estudo com precipitação química	71
Tabela 3.2: Variáveis e níveis considerados nos ensaios de precipitação química	76
Tabela 3.3: Fatores e variáveis consideradas na etapa de otimização do precipitação química	77
Tabela 3.4: Descrição dos tipos de coagulantes utilizados	77
Tabela 3.5: Variáveis e condições ótimas para os ensaios de precipitação com CaOH	80
Tabela 3.6: Variáveis e condições operacionais para os ensaios com coagulante natural	82
Tabela 3.7: Níveis do planejamento experimental fatorial 2^2 considerados nos ensaios de eletrocoagulação	85
Tabela 3.8: Matriz de planejamento	82
Tabela 4.1: Resultado da caracterização dos lixiviados dos aterros de Aguazinha e Muribeca	88
Tabela 4.2: Resultados da caracterização do lixiviado bruto para metais com os respectivos limites de lançamento em corpos d'água receptores	89
Tabela 4.3: Análise da variância (ANOVA) para variável Cor	92
Tabela 4.4: Análise da variância (ANOVA) para variável Turbidez	96
Tabela 4.5- Relação DBO/DQO para o Lixiviado da Muribeca	103
Tabela 4.6: Parâmetros analisados – Lixiviado Muribeca	105
Tabela 4.7: Caracterização do lixiviado da Muribeca com resultados microbiológicos	106
Tabela 4.8 – Relação SV/ST no lixiviado do lixão Terra Dura	120

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 Resumo dos Processos utilizados para tratamento de lixiviados	27
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E UNIDADES

Abreviaturas

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio (após 5 dias de incubação)
DQO – Demanda Química de Oxigênio
CaOH – Hidróxido de cálcio
CAG - Carvão Ativado Granular
CAP – Carvão ativado em pó
COD – Carbono orgânico Dissolvido
pH – Potencial hidrogeniônico
RSU – Resíduos sólidos urbanos
SFT – Sólidos Fixos Totais
SST – Sólidos em Suspensão Totais
SSV – Sólidos em Suspensão Voláteis
ST – Sólidos Totais
SVT – Sólidos Voláteis Totais
UV – Ultravioleta

Símbolos

Al - Alumínio
Al(OH)₃ – Hidróxido de alumínio
Al₂(SO₄)₃ – Sulfato de Alumínio
Ca(OH)₂ – Hidróxido de Cálcio
CA – Carvão ativado
CaCO₃/L – Carbonato de cálcio
CaO – Óxido de cálcio
CaO₃ – Carbonato de cálcio
(Ca(OH)₂) – Hidróxido de cálcio
CO₂ – Dióxido de carbono
Fe₂(SO₄)₃ – Sulfato Férrico
FeCl₃ – Cloreto de ferro (III)
MgO – Óxido de Magnésio
HCO₃ - Bicarbonato
H⁺ - Hidrogênio
N-NH₃ – Nitrogênio Amoniacal
OH - Hidroxila

Unidades

A/dm² – Amper por decímetro quadrado
g/L – gramas por litro
(m/v) – massa por volume

1. INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

De acordo com pesquisas realizadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), referentes à quantidade diária de resíduos sólidos, domiciliares e/ou públicos, coletados e/ou recebidos no Brasil, tem-se que 45.710 t/dia são dispostos em vazadouro a céu aberto (lixão), 46 t/dia em Vazadouro em áreas alagadas ou alagáveis, 40.695 t/dia em Aterro Controlado, 167.636 t/dia em Aterro Sanitário, 1.635 t/dia em unidade de Compostagem de Resíduos Orgânicos, 3.122 t/dia unidade de triagem de resíduos recicláveis, 67 t/dia em unidade de tratamento de resíduos por incineração e 636 t/dia em outros locais (IBGE, 2008).

A disposição de resíduos sólidos sempre foi questão de grande importância para os municípios, devido aos problemas sociais, políticos, econômicos e ambientais. Segundo Schmidt (2005), o problema agrava-se pelo fato de que, muitas vezes, os municípios não dispõem de estruturas administrativas e de recursos humanos compatíveis com as exigências dessa complexa tarefa, o que é acentuado pelas grandes diferenças regionais e, muitas vezes, pelo tamanho dos municípios.

O método de disposição final de resíduos sólidos em aterros sanitários continua a ser amplamente aceito e utilizado. O aterro sanitário minimiza os impactos ambientais, e permite a decomposição dos resíduos sob condições controladas até a sua transformação em material inerte e estabilizado (RENOU *et al.* 2008).

Os resíduos sólidos dispostos em um aterro sanitário são degradados biologicamente em quatro fases: fase aeróbia, anaeróbia acidogênica, metanogênica inicial e estabilização metanogênica. (RENOU *et al.* 2008).

A decomposição dos resíduos, somada a umidade destes e associada à precipitação pluviométrica, que infiltra e percola pela massa de resíduos aterrados, formam o lixiviado (OLIVEIRA, 2012).

As características do lixiviado de aterro sanitário são influenciadas por aspectos peculiares de cada local, como a idade do aterro, formas de operação, composição dos resíduos aterrados, bem como pelas condições sazonais, como por exemplo, a precipitação. Entretanto, de modo geral o lixiviado pode conter metais

pesados, compostos orgânicos, microcomponentes inorgânicos, compostos orgânicos xenobióticos, ácidos graxos e substâncias húmicas e, também, nutrientes como nitrogênio (CHRISTESEN, *et al.* 2001; KJELDSSEN, *et al.* 2003).

De acordo com o estado de degradação dos resíduos o aterro pode ser classificado como novo, intermediário e estabilizado – velho ou maduro (RENOU, *et al.* 2008).

Em lixiviados de aterros novos, existem compostos orgânicos facilmente biodegradáveis, como os ácidos voláteis. Entre suas características, verifica-se baixo pH, alta concentração de demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), elevada relação DBO/DQO, além da elevada concentração de nitrogênio orgânico e amoniacal (WANG, *et al.* 2006). Enquanto que nos lixiviados provenientes dos aterros mais antigos, na fase metanogênica de decomposição dos resíduos, a concentração de matéria orgânica biodegradável diminui significativamente (KJELDSSEN, *et al.* 2003).

A relação DBO/DQO é menor em lixiviados de aterros antigos. Caso essa relação seja maior que 0,5 a biodegradabilidade do lixiviado é considerada boa, ou seja, de fácil degradação e, provavelmente, proveniente de aterro em fase acidogênica. Entre 0,1 e 0,5 é classificado como mediano. Já quando o valor se encontra inferior a 0,1 (fase metanogênica), trata-se de um efluente de difícil biodegradação, indicando dificuldade para seu tratamento por processos biológicos (CETESB, 1995; KJELSEN, *et al.* 2003).

A concentração de nitrogênio no lixiviado de aterro não segue a mesma tendência da matéria orgânica, por isso este constitui-se como um dos principais poluentes no lixiviado a longo prazo (KJELDSSEN, *et al.* 2003).

A concentração de nitrogênio total kjeldahl no lixiviado não é dependente da fase na qual o aterro se encontra, por isso, em geral, sua concentração é elevada, tanto na fase acidogênica quanto na metanogênica (AKERMAN, 2005). Já as concentrações de nitrato e nitrito são desprezíveis nos lixiviados, devido às condições anaeróbias do aterro, que não permitem a oxidação do nitrogênio amoniacal e, por outro lado, caso houvesse nitrogênio oxidado no lixiviado, o mesmo seria removido via desnitrificação, que poderia ocorrer na ausência de oxigênio (CLEMENT, 1997).

As concentrações de nitrogênio amoniacal aumentam continuamente enquanto o aterro encontra-se em operação. Uma vez encerrado, as concentrações de nitrogênio tendem a decrescer, porém de forma lenta (CLEMENT, 1997). A maior parte

do nitrogênio em lixiviados está na forma de nitrogênio amoniacal e orgânico, no entanto a forma orgânica é convertida a N-amoniacal (amonificação) durante a degradação da matéria orgânica.

Os resíduos sólidos e líquidos lixiviados provenientes de um aterro de resíduos sólidos urbanos, quando dispostos no solo e na água, estão sujeitos a processos de degradação microbiana, que objetivam a redução de substâncias em suas formas mais complexas em outras formas reduzidas e estabilizadas, contribuindo assim, para o ciclo biológico da vida (SCHMIDT, 2005).

A geração de lixiviados constitui-se na principal preocupação quanto à degradação ambiental de áreas localizadas próximas ao local de disposição final dos resíduos sólidos, uma vez que o tratamento desses efluentes tem se mostrado um grande desafio. Isso em função da significativa variabilidade de suas características, dependentes de inúmeros fatores, quase sempre de difícil determinação, além da imprevisibilidade das vazões aplicadas e da elevada carga poluente (GONÇALVES, 2003).

Geralmente, os lixiviados dos aterros são tratados como se fossem efluentes residuais comuns aos quais são aplicadas metodologias de tratamento de águas residuárias convencionais. Porém, têm-se verificado que os tratamentos dos lixiviados em conjunto com os esgotos domésticos em Estação de Tratamento de Esgotos revela-se como uma boa alternativa no tratamento desses líquidos (MASSAI, *et al.* 2007).

Com valores de DQO muitas vezes superiores a 200 vezes a dos esgotos urbanos, com variações sazonais e de variações de ano para ano, consoante ao envelhecimento do aterro, a simples transposição de tratamentos para os lixiviados, tem-se revelado insuficiente para atingir os parâmetros de qualidade de descarga no meio hídrico receptor exigidos pelos órgãos de fiscalização ambiental (MASSAI, 2007).

Poucas pesquisas até o presente momento abordaram com profundidade a viabilidade da associação da precipitação química com os processos biológicos no tratamento de lixiviados. A consequência da utilização dos produtos químicos sobre a biota do tratamento ainda é uma lacuna, pois comumente a precipitação química de lixiviado é avaliada como um processo de tratamento isolado. Não é possível prescindir-se do tratamento biológico em um cenário como o brasileiro e, ao mesmo tempo, a precipitação química pode ser um coadjuvante interessante em alguns sistemas de tratamento (BIDONE, 2007).

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA 357/2005 e sua portaria de retificação 430/2011, exige tratamento adequado para o lançamento dos efluentes (lixiviados), em corpos d'água receptores, e normalmente para atender aos padrões estabelecidos é necessária uma combinação de diferentes métodos de tratamento (VAN ELK, 2007).

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar o efeito do processo de precipitação química associado à radiação gama, além do processo de tratamento eletroquímico, em lixiviados de Aterros de Resíduos Sólidos.

1.2.2 Objetivos Específicos

Caracterizar os principais parâmetros físico-químicos e microbiológicos no lixiviado bruto e após os processos de precipitação química;

Verificar através de um planejamento experimental, a influência dos parâmetros: tempo e velocidade de floculação, massa do coagulante e tempo de sedimentação e otimizar o desempenho do processo de precipitação química, utilizando Ca(OH)_2 ;

Estudar o processo de precipitação química associado à radiação gama, utilizando Ca(OH)_2 ;

Realizar ensaios de precipitação química utilizando um coagulante natural;

Avaliar a eficiência do processo de eletrocoagulação na degradabilidade do lixiviado;

1.3. JUSTIFICATIVA

Normalmente os lixiviados dos aterros são tratados como se fossem um efluente residual comum ao qual são aplicadas metodologias de tratamento de esgotos sanitários. Muitas vezes são até ignorados nos projetos ou incorretamente avaliados, ou ainda, simplesmente propostos para tratamento em conjunto com os esgotos domésticos em Estação de Tratamento de Esgoto (MASSAI, 2007).

Com valores de DQO muitas vezes superiores a 200 vezes ao dos esgotos urbanos, com variações sazonais e de ano para ano, consoante ao envelhecimento do aterro, a simples transposição de tratamentos para os lixiviados tem-se revelado insuficiente para atingir os parâmetros de qualidade de descarga no meio hídrico receptor (MASSAI, 2007).

A motivação desta pesquisa está na necessidade de se desenvolver e avaliar tecnologias que visem à minimização do impacto ambiental causado pelo descarte de lixiviados oriundos de aterros sanitários urbanos, uma vez que os processos utilizados atualmente, em sua maioria, ou são ineficientes ou apresentam elevados custos. Espera-se assim contribuir para o desenvolvimento sustentável e melhoria da saúde da população, principalmente as que estão nas proximidades de aterros sanitários.

1.4. ESTRUTURA DA TESE

Esta Tese está estruturada na seguinte sequência: No primeiro capítulo estão a introdução, considerações gerais, objetivos gerais e específicos e justificativa para a realização deste trabalho. No segundo capítulo estão as referências bibliográficas. No terceiro capítulo estão indicadas as metodologias utilizadas e, a seguir, os resultados obtidos bem como suas discussões. Logo após, apresentam-se as conclusões e sugestões, bem como as referências pesquisadas para a realização deste trabalho.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 O LIXIVIADO

Os lixiviados são resultantes de uma mistura de chorume com contribuições de fontes externas como águas de chuvas, escoamentos superficiais, águas de nascentes e da umidade dos resíduos.

Segundo Gomes (2009), no lixiviado estão componentes orgânicos e inorgânicos, assim como substâncias tóxicas, provenientes do recebimento de maneira inadvertida, de resíduos industriais nos aterros. Essas substâncias perigosas que eventualmente existem na massa de resíduos sólidos podem causar danos ambientais se atingirem o lençol freático ou as águas superficiais, além de serem prejudiciais em caso de emissões de gases voláteis para a atmosfera. Esses efeitos danosos podem se estender à comunidade animal e vegetal aquática e aos seres humanos que dela se utilizam.

A quantidade de lixiviados produzidos pode ser estimada através da realização de um balanço hidrológico. Este balanço envolve a adição dos montantes de água que entram nas células de disposição de resíduos do aterro e a subtração dos montantes de água consumida nas reações químicas, bem como, das quantidades de água em excesso relativamente à capacidade da evapotranspiração e retenção de umidade por parte dos resíduos. Lins (2008) e Faria (2002) apresentam um detalhamento deste balanço, com diferentes equações para se estimar o volume de lixiviados.

A composição do lixiviado varia de acordo com o aterro e as oscilações de vazão ao longo do ano e isso se deve ao regime de chuvas que são alguns dos problemas para o tratamento desse efluente (GOMES, 2009). Esta composição está diretamente relacionada às fases de degradação microbiológica ocorrente no mesmo, assim como à composição gravimétrica dos resíduos depositados.

Os principais efeitos do lançamento do lixiviado nos corpos hídricos estão associados à diminuição do teor de oxigênio dissolvido, à toxicidade causada pela amônia e à eutrofização, devido às elevadas concentrações de nitrogênio (FLECK, 2003; KJELDSSEN *et al.* 2003 *apud* TELLES, 2010).

Pode-se observar na Tabela 2.1, um estudo sobre as características dos líquidos lixiviados de aterros brasileiros. Este estudo foi realizado por Souto e Povinelli

(2007) com intuito de subsidiar trabalhos brasileiros que sempre utilizam dados oriundos do exterior, principalmente de países de clima temperado.

O estudo de Souto e Povinelli refere-se às características reais e faixas de variação mais prováveis dos parâmetros encontrados em lixiviados de lixões, aterros controlados e aterros sanitários brasileiros e tem fundamental importância no desenvolvimento deste trabalho, já que o mesmo também é voltado ao tratamento de lixiviados dos aterros de resíduos sólidos de Aguazinha/PE, Muribeca/PE e Terra Dura/SE.

Tabela 2.1 Características do Lixiviado de Aterros Brasileiros

VARIÁVEL	FAIXA MÁXIMA	FAIXA MAIS PROVÁVEL
*pH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6
Alcalinidade total (mg/L de CaCO ₃)	750 – 11.400	750 – 7.100
**Condutividade (µS/cm)	2.950 – 25.000	2.950 – 17.660
DBO (mg/L)	< 20 – 30.000	< 20 – 8.600
DQO (mg/L)	190 – 80.000	190 – 22.300
N-amoniaco (mg/L)	0,4 – 3.000	0,4 – 1.800
N-nitrito (mg/L)	0 - 50	0 – 15
N-nitrato (mg/L)	0 - 11	0 – 3,5
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 – 15
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 – 10
Sulfato (mg/L)	0 – 5.400	0 - 1 800
Sólidos totais (mg/L)	3.200 – 21.900	3.200 a 14.400
Sólidos totais voláteis (mg/L)	630 – 20.000	630 – 5.000
Sólidos totais fixos (mg/L)	2.100 – 14.500	2.100 – 8.300
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 – 2.800	5 – 700
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 – 200
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65
Manganês (mg/L)	0,04 – 2,6	0,04 – 2,0
Cromo (mg/L)	0,003 – 0,8	0,003 – 0,5
Cádmio (mg/L)	0 – 0,26	0 – 0,065
Chumbo (mg/L)	0,01 – 2,8	0,01 – 0,5
Zinco (mg/L)	0,01 – 8,0	0,01 – 1,5

Fonte: Souto e Povinelli (2007); *adimensional; **µmho/cm.

2.2 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

Segundo Souto e Povinelli (2007) o tratamento de lixiviado de aterros sanitários ainda se constitui num desafio aos profissionais da área, não tendo ainda sido encontrada uma solução eficaz. Entre os problemas encontrados pelos projetistas nacionais, está a dificuldade de se encontrar uma descrição das características usuais do lixiviado de aterros sanitários brasileiros. Devido à complexidade de componentes, substâncias tóxicas e recalcitrantes, o tratamento dos líquidos lixiviados de aterros de resíduos sólidos deve ser visualizado como processos e operações combinadas ou associadas.

Autores, como Forgie (1988), sugerem critérios para decisões na seleção de processos de tratamentos de lixiviados. Quando o chorume apresentar DQO elevada (acima de 10.000 mg/L), baixa concentração de nitrogênio amoniacal e uma relação DBO_5/DQO entre 0,4 e 0,8, e uma concentração significativa de ácidos graxos voláteis de baixo peso molecular, o tratamento pode ser efetuado por processos biológicos, anaeróbio e/ou aeróbio. O tratamento físico-químico neste caso não é indicado pelo autor, pelo seu custo mais elevado.

Segundo Mcbean *et al.* (1995), quando o chorume é típico de aterros antigos, apresentando relações DBO_5/DQO menor que 0,4 indicando um decréscimo da fração orgânica biodegradável, possivelmente, os processos de tratamentos biológicos terão eficiência limitada. Porém para remoção do nitrogênio amoniacal, o tratamento aeróbio pode ser indicado, auxiliando inclusive na remoção de DBO remanescente.

Quando a relação DBO_5/DQO tornar-se muito baixa, inferior a 0,1 a provável concentração de ácidos graxos voláteis será muito baixa, o que indicaria preferencialmente um processo físico-químico. Genericamente, Mcbean *et al.* (1995) sugerem sequências possíveis para tratamento, com indicações e pontos de entrada e lançamento, o que pode ser visto na Figura 2.1.

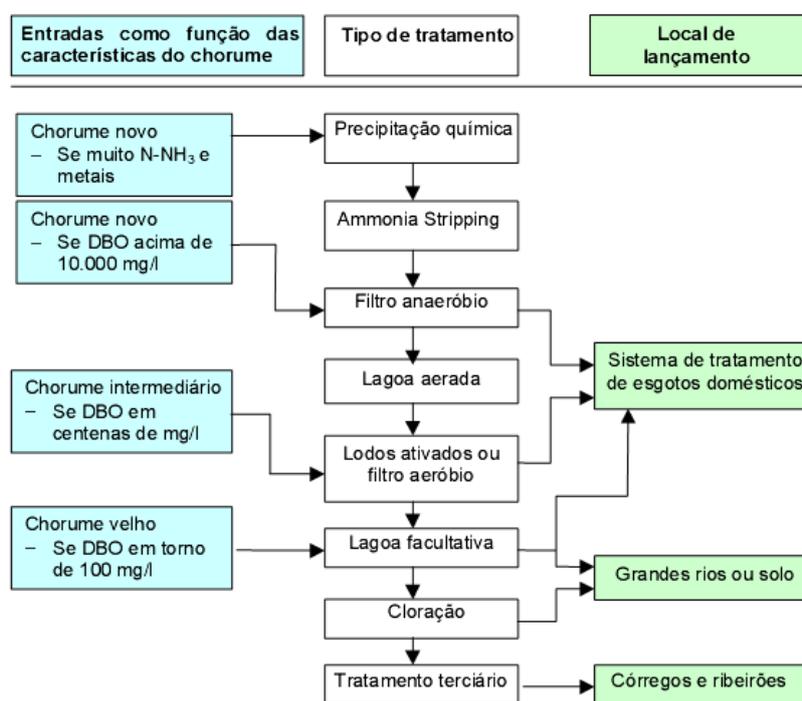


Figura 2.1 - Seleção de processos para tratamento de chorume
Fonte: McBean *et al*, 1995.

O Quadro 2.1 apresenta um resumo com os principais processos empregados nos EUA para tratamento de lixiviados.

Quadro 1 - resumo com os principais processos empregados nos EUA para tratamento de lixiviados. Fonte: Bassani (2010).

Tecnologia de Tratamento	Vantagens	Desvantagens	Residuais
Equalização	<ul style="list-style-type: none"> Baixo custo; Flexibilidade operacional; Redução de carga de choque. 	<ul style="list-style-type: none"> Disponibilidade de área ou tanque; Geração de odores; Emissões aéreas. 	<ul style="list-style-type: none"> Lodo.
PROCESSOS FÍSICOS			
Sedimentação	<ul style="list-style-type: none"> Baixo custo; Rebaixamento da carga efluente; Geralmente combinada com precipitação química. 	<ul style="list-style-type: none"> Residual de sólidos. 	<ul style="list-style-type: none"> Lodo (se o processo for combinado com precipitação química pode haver grande residual de metais).
Flotação	<ul style="list-style-type: none"> Remoção de sólidos pouco sedimentáveis; Remoção de óleos e graxas. 	<ul style="list-style-type: none"> Alta demanda energética; Geração de odores. 	<ul style="list-style-type: none"> Lodo.
Filtração	<ul style="list-style-type: none"> Boa remoção de sólidos suspensos. 	<ul style="list-style-type: none"> Custo elevado; Requer retro-lavagem. 	<ul style="list-style-type: none"> Filtrado (torta).
Adsorção com carvão ativado	<ul style="list-style-type: none"> Remoção da maioria dos compostos orgânicos; Carvão atomizado pode suplementar sistema de lodos ativados; Utilizado principalmente para polimento do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> Alto custo; Manuseio do carvão; Processo não-seletivo; Em geral requer pré-filtração. 	<ul style="list-style-type: none"> Carvão usado; Lodo.

Tecnologia de Tratamento	Vantagens	Desvantagens	Residuais
Argilas Adsorptivas	<ul style="list-style-type: none"> • Tratamento em um estágio; • Remoção de óleos e graxas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Manuseio de argilas; • Elevado custo; • Manuseio de lodo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo.
PROCESSOS DE MEMBRANA			
Osmose inversa	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de sólidos dissolvidos; • Facilidade de operação; • Geração de efluente de alta qualidade. 	<ul style="list-style-type: none"> • Colmatção biológica da membrana; • Necessidade de adaptar equipamento à escala da vazão afluente; • Elevada demanda energética; • Elevado custo de manutenção. 	<ul style="list-style-type: none"> • Solução altamente concentrada em poluentes.
Filtração (micro e ultra filtração)	<ul style="list-style-type: none"> • Alta qualidade do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Custo elevado; • Requer retro-lavagem; • Não remove sólidos dissolvidos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Solução altamente concentrada em poluentes; • Efluente da retro-lavagem.
PROCESSOS QUÍMICOS			
Ajuste de pH	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil operação; • Remoção de metais; • Condicionamento do pH do efluente para cumprimento de padrão de emissão. 	<ul style="list-style-type: none"> • Manuseio de químicos; • Geração de odores. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo no caso de processo combinado com sedimentação.
Coagulação	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de sólidos coloidais; • Fácil operação. 	<ul style="list-style-type: none"> • Manuseio de compostos químicos; • Custo dos químicos; • Doses excessivas podem impactar processos subsequentes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo, no caso de processo combinado com sedimentação.
Troca iônica	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção seletiva de ânions e cátions. 	<ul style="list-style-type: none"> • Regeneração das resinas de troca; • Manuseio de químicos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Reagente gasto; • Efluente de retro-lavagem.
Oxidação Química	<ul style="list-style-type: none"> • Processo seletivo; • Vários oxidantes químicos disponíveis; • Remoção de amônia. 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevado custo; • Demanda garantia de proteção da saúde dos operadores; • Pode haver dependência de controle de pH e uso de catalisadores. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo.
PROCESSOS BIOLÓGICOS			
Reator Sequencial em Batelada	<ul style="list-style-type: none"> • Minimização de volume de reator; • Processo adaptável a flutuações de vazão e qualidade do afluente; • Boa remoção de amônia. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alta demanda energética para aeração. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo biológico.
Lodo Ativado	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil operação; • Disponibilidade de dados cinéticos e elevada experiência relatada; • Boa qualidade do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Geração de odor; • Elevada demanda energética. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo biológico.
Lagoas de estabilização	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo investimento necessário; • Facilidade de operação; • Diluição do lixiviado por águas de chuva. 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevada área requerida; • Geração de odores; • Emissões aéreas. • Demanda garantia de proteção da segurança dos operadores. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentos e lodo biológico.
Processo de Crescimento Aderido	<ul style="list-style-type: none"> • Sistemas compactos; • Operação aeróbia ou anaeróbia. 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevada demanda energética; • Baixa nitrificação para médias e altas taxas de aplicação. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo biológico.

Tecnologia de Tratamento	Vantagens	Desvantagens	Residuais
Evaporação	<ul style="list-style-type: none"> Sistema compacto; Sistema de fácil operação; Grande rebaixamento da vazão efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> Processo dependente da vazão e qualidade do biogás do aterro; Problemas de corrosão dos equipamentos. 	<ul style="list-style-type: none"> Efluente muito concentrado. Gases de combustão.
Destilação	<ul style="list-style-type: none"> Boa remoção de compostos orgânicos voláteis e amônia; Eficiência energética; Sistema compacto; Boa qualidade do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> Complexidade operacional. 	<ul style="list-style-type: none"> Compostos orgânicos voláteis e amônia; Efluente concentrado; Gases de combustão.
PROCESSOS "NATURAIS"			
Banhados construídos	<ul style="list-style-type: none"> Operação simplificada; Boa opção de polimento de lixiviado pré-tratado; Solução ecológica. 	<ul style="list-style-type: none"> Processo contra-indicado para lixiviados concentrados; Dependência de variáveis climáticas; Demanda de extensas áreas. 	<ul style="list-style-type: none"> Plantas colhidas periodicamente.
Fitorremediação	<ul style="list-style-type: none"> Operação simplificada; Geração de madeira; Solução ecológica. 	<ul style="list-style-type: none"> Necessidade de poda e remoção de árvores; Demanda sistema de irrigação permanente; Geração de odores; Dependência de variáveis climáticas. 	<ul style="list-style-type: none"> Árvores removidas.

2.2.1 Recirculação de Lixiviados

Os aterros são tratados por métodos que não são compatíveis com o princípio do desenvolvimento sustentável, dado os resíduos depositados ficarem estabilizados somente ao fim de mais de uma centena de anos, com os respectivos custos ambientais e de monitorização que isso acarreta. O desenvolvimento de aterros sanitários como bioreatores, através da recirculação de lixiviados, provoca uma aceleração dos processos de degradação dos resíduos fazendo-os estabilizar ao fim de 5 a 10 anos, o que antes levaria cerca de 30 anos (PEDROSO, 2007).

O papel crucial que os lixiviados desempenham na determinação do estado em que se encontram os aterros e a capacidade de serem introduzidos nos resíduos sem prejuízo para o ambiente, fazem com que a recirculação de lixiviados seja o processo mais apropriado para implementar a estabilização controlada. A recirculação de lixiviados permite um fluxo mais constante dos lixiviados para tratamento e reduz drasticamente o nível de poluentes (PEDROSO, 2007).

McBean *et al.* (1995) citam que vários trabalhos efetuados desde a década de 70, evidenciam que a recirculação do chorume no aterro promove o desenvolvimento rápido das bactérias metanogênicas. Dentre as vantagens da recirculação do lixiviado, eles citam as seguintes: Aceleração na estabilização biológica do aterro sanitário;

Redução dos componentes orgânicos do chorume; Redução volumétrica do chorume devido a evapotranspiração; Retarda o tempo de implantação inicial do sistema de tratamento de chorume e Reduz os custos do sistema de tratamento de chorume.

2.2.2 Passagem por “Wetlands”

Wetlands se caracterizam por serem ecossistemas que se encontram parcial ou totalmente inundados durante o ano. Os *wetlands* naturais são facilmente reconhecidos como as várzeas dos rios, os igapós na Amazônia, os banhados, os pântanos, as formações lacustres de baixa profundidade, as grandes ou pequenas áreas com lençol freático muito alto, porém, nem sempre com afloramento superficial, os manguezais, entre outros. Já os *wetlands* construídos são ecossistemas artificiais com diferentes tecnologias, que utilizam os princípios básicos de modificação da qualidade da água dos *wetlands* naturais (CAMPOS, 2002).

As propriedades dos *wetlands* incluem alta produtividade das plantas neles presentes, existência de grandes superfícies de adsorção no solo e nas plantas, interface aeróbia-anaeróbia e população microbiológica ativa (STAUBITZ *et al.* 1989; URBANIC-BERCIC, 1994). A sedimentação e filtração dos sólidos, a absorção de materiais orgânicos e nutrientes pelas plantas, a adsorção de metais no solo e nas plantas, a oxidação de metais através dos microrganismos e a simultânea decomposição aeróbia e digestão anaeróbia dos compostos orgânicos são capazes de transformar muitos poluentes em produtos menos danosos e em nutrientes essenciais a serem utilizados pela biota (KADLEC, 1998; KADLEC & KNIGHT, 1996; STAUBITZ *et al.* 1989).

2.2.3 Tratamentos Físico-Químicos

Quando o lixiviado não apresenta características de proveniência de um aterro novo, presume-se que houve um decréscimo significativo de sua fração orgânica biodegradável. Neste caso, espera-se também uma elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Estes fatos limitam o tratamento por via biológica. Este problema pode ser amenizado com associações de tratamentos biológicos e físico-químicos (MORAVIA, 2007).

Os tratamentos baseados em processos físico-químicos são capazes de promover a degradação ou até mesmo a mineralização da matéria poluente refratária, e

podem ser empregados de forma associada como técnicas de pré e pós-tratamento com lixiviados. No entanto, os tratamentos físico-químicos convencionais apresentam, geralmente, o inconveniente de ter que adicionar mais compostos químicos a um meio que já se encontra muito agressivo, além de apresentarem um maior custo operacional quando comparados com os tratamentos biológicos (JUCÁ, 2002).

No Brasil, as técnicas de tratamento físico-químico mais empregadas são: precipitação química, coagulação-floculação, adsorção, evaporação e a remoção por arraste (JUCÁ, 2002).

Precipitação química

Muitas aplicações industriais e científicas utilizam reações químicas. É de praxe realizar a precipitação, durante a reação química, pela adição de coagulantes como cal, sais de ferro ou polímeros orgânicos, para formar um sólido. Este sólido, devido a mudança química é chamado precipitado (substância insolúvel) e pode formar-se também quando a solução for supersaturada por um composto. O sólido formado, dependendo da sua densidade em relação ao solvente, pode tanto se depositar no fundo da solução como ficar flutuando. Este sólido poderá ser coletado por filtração, centrifugação ou decantação. O grande problema deste método é, muitas vezes, a formação de lodo contendo compostos tóxicos (RIZK *et al.* 2007; FERREIRA FILHO *et al.* 2009 *apud* LAVARDA, 2010).

Silva *et al.* (2000) realizaram precipitação química utilizando solução de cloreto férrico 40% (m/v) e obtiveram redução de DQO na ordem de 68% mas, o pH do efluente final abaixou de 7,1 para 4,6. O grande problema da precipitação por processos convencionais é a produção excessiva de lodo. Às vezes, corre-se o risco de eliminar um problema e criar outro, sendo esse novo resíduo criado, um próprio alimentador de aterros. (MASSAI *et al.* 2007).

Coagulação/floculação

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 trivalentes. Como as partículas coloidais e em suspensão possuem cargas negativas em sua superfície, os íons formados na hidrolização destabilizarão as cargas destas partículas, reduzindo o

potencial zeta próximo a zero, denominado ponto isoelétrico, permitindo a aproximação e aglomeração das partículas e, como consequência, a 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 segundos a um período de 100s (CASTILHOS JUNIOR, 2006).

A floculação é um processo físico no qual as partículas coloidais são colocadas em contato umas com as outras, de modo a permitir o aumento do seu tamanho físico, proporcionando maior volume e densidade (GUALBERTO, 2009). A floculação ocorre logo em seguida à coagulação e se baseia na ocorrência de choques entre as partículas formadas, de modo a produzir outras de muito maior volume e densidade, chamadas de flocos. Esses flocos, que são as impurezas que se deseja remover, podem ser separados do meio aquoso por meio de sedimentação, que consiste na ação da força gravitacional sobre essas partículas, as quais precipitam em uma unidade chamada decantador. A formação do floco vai acontecendo na medida em que haja colisões entre as partículas. Nesta fase, para que haja a formação de flocos perfeitamente grandes e densidade suficiente para que possibilite a sua sedimentação, o tempo de sedimentação deve ser em torno de 30 minutos (CASTILHOS JUNIOR, 2006).

Os mecanismos de desestabilização de partículas coloidais são:

- Compressão da dupla camada
- Adsorção-neutralização
- Varredura
- Ponte interparticular

De acordo com Gualberto (2009), os mecanismos de adsorção-neutralização, varredura e ponte interparticular, excetuando compressão da dupla camada, podem ocorrer no tratamento de águas residuárias.

Adsorção-neutralização: Algumas espécies químicas são capazes de serem adsorvidas na superfície de partículas coloidais. A desestabilização do colóide depende do pH do meio e das espécies possuírem carga contrária a do colóide, e ocorrerá imediatamente após a dispersão do coagulante no meio. Este processo pode ocorrer por dois mecanismos distintos:

Varredura: Neste processo, quando sais metálicos são adicionados às águas residuárias em concentrações suficientes para causar a precipitação do hidróxido do metal, as partículas coloidais são envolvidas pelos precipitados e removidas.

Ponte interparticular: Refere-se a uma grande variedade de compostos orgânicos naturais e sintéticos que são caracterizados por apresentarem grandes cadeias moleculares que possuem regiões ionizáveis capazes de agir como eficientes coagulantes. Esses compostos são chamados polieletrólitos e são classificados de acordo com o sítio de ionização como: Catiônicos; Aniônicos e Não Iônicos.

A coagulação/floculação tem sido empregada para a remoção de compostos orgânicos refratários e metais pesados devido a sua praticidade operacional e por demandar equipamento simples (OZTURK *et al.* 2003; CALLI *et al.* 2005 *apud* GUALBERTO, 2009).

Emprego da Coagulação para tratamento de lixiviados

Bila (2000) realizou estudos testando quatro tipos de coagulantes distintos conjugados com polieletrólitos objetivando tratar o lixiviado do aterro metropolitano de Gramacho. Os melhores resultados foram obtidos utilizando-se cloreto férrico e sulfato de alumínio, ambos adicionados ao chorume com pH corrigido para aproximadamente 4,5 chegando-se a uma eficiência de remoção de cerca de 43% e 40% de DQO, respectivamente, e de 31% e 25% de COD (carbono orgânico dissolvido).

Máximo; Junior (2007) realizaram estudo sobre o processo de tratamento físico-químico por coagulação-floculação para o lixiviado gerado no Aterro Metropolitano da Grande Florianópolis, utilizando cloreto férrico, sulfato de alumínio e tanino como coagulantes, objetivando eficiências de remoção dos materiais recalcitrantes e metais pesados, obtendo resultados para o tratamento primário utilizando o tanino, como o mais eficiente, alcançando remoções de 38% de DQO, 50% de COT e 28% de fósforo total.

Lin; Chang (2000) empregaram coagulação química utilizando PAC (polyaluminum chloride) e outros polímeros em ensaios de jarro (Jar Test), obtendo reduções da cor do lixiviado e de matéria orgânica da ordem de 50%. Perez *et al.* (2004) utilizando o processo de floculação-coagulação seguido de filtro biológico, para o tratamento do lixiviado, conseguiram resultados em torno de 9 % e 17% de redução da matéria orgânica.

Rodrigues *et al.* (2005) estudaram a eficiência da coagulação/floculação na remoção de DQO e COD, utilizando $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ e FeCl_3 como coagulantes, obtendo as melhores condições quando foram aplicados juntamente com polieletrólito catiônico. Obtendo remoções em torno de 40% de DQO (ambos coagulantes) e remoções de 25% de COD com o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ e de 31% com o FeCl_3 . Para ambos os coagulantes, a faixa de dosagem utilizada foi de 700-950 mg/L, com pH entre 4,0 e 5,0.

Coelho *et al.* (2002) realizaram um estudo empregando os coagulantes sulfato de alumínio, cloreto férrico e hidróxido de cálcio, todos P.A., obtendo eficiências de remoção para a DQO entre 15 e 52%. Os melhores resultados para turbidez chegaram próximos a 99%, empregando cloreto férrico como agente coagulante. Foi constatado um decréscimo nos valores de turbidez com o aumento da concentração de coagulante no sistema. Os melhores resultados foram observados na seguinte seqüência: cloreto férrico, sulfato de alumínio e hidróxido de cálcio para amostras mais biodegradáveis e na seqüência inversa para as menos biodegradáveis.

Tatsi *et al.* (2003), em estudos com coagulantes à base de alumínio, obtiveram reduções de 25 a 38% para a DQO, com uma dosagem de 3g/L. Maiores remoções foram obtidas em lixiviado parcialmente estabilizado no percentual de 75%. Remoção COD de 80% para uma dosagem de FeCl_3 de 2g/L, com valor de pH foi ajustado em 10. Remoção de cor praticamente em todos os casos analisados.

Em muitos países do mundo, diferentes espécies de coagulantes naturais são usadas no tratamento de águas e efluentes. Os primeiros trabalhos que envolviam o uso de coagulantes naturais tinham como principal enfoque a melhoria da etapa coagulação/floculação, devido à qualidade dos flocos produzidos e ausência de metais no lodo gerado. Posteriormente a preocupação voltou-se ao bem estar da população, principalmente pelos agravos à saúde pública ocasionados pelo uso dos coagulantes químicos indicados anteriormente (KONRADT-MORAES, 2004). Segundo Kawamura (1991) os coagulantes naturais apresentam várias vantagens em relação aos coagulantes químicos, por serem biodegradáveis e não tóxicos, e ainda produzem lodo em menor quantidade e com menores teores de metais (KONRADT-MORAES, 2009).

A literatura apresenta uma vasta aplicação da semente da *Moringa Oleifera* como um coagulante natural. A Figura 2.2 apresenta a árvore, folhas, vagem e semente desta espécie.

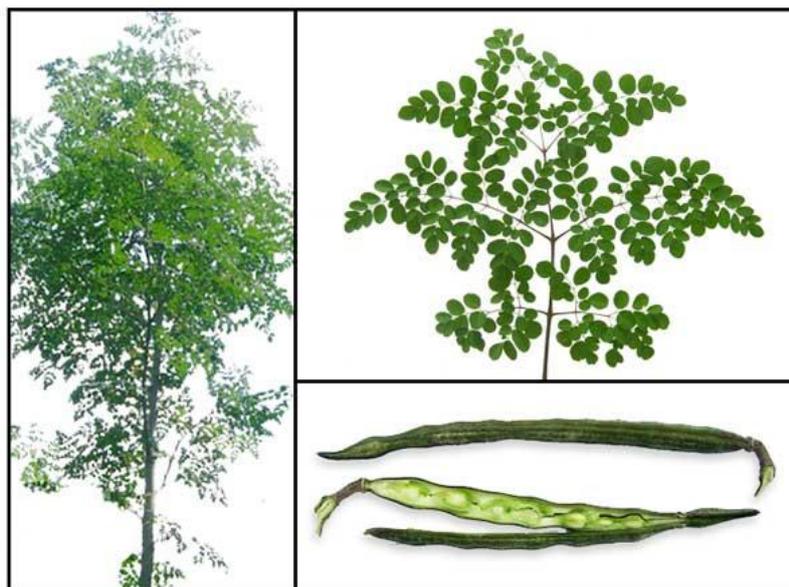


Figura 2.2 - Foto da Planta, folhas e sementes de Moringa

Fonte: <http://hostelbh.com.br/2012/09/22/projeto-moringa>

Ela é uma planta de usos múltiplos, com propriedades alimentares (rica em vitamina A) e medicinais (PADALA, 1986; MAKKAR e BECKER, 1997 *apud* GIRARDI, 2009). As sementes desta espécie têm sido utilizadas no nordeste brasileiro no tratamento de água para consumo humano, dada a escassez de água potável para a população rural nessa região (BEZERRA *et al.* 2004).

A capacidade das sementes da moringa de coagular/flocular colóides em águas naturais é atribuída a uma proteína floculante, isolada pelos pesquisadores Gassenschmidt *et al.* (1995) que tem massa molecular da ordem de 150.000 unidades (GIRARDI, 2009).

Segundo Ndabigengesere *et al.* (1995) as sementes são uma alternativa viável de agente coagulante em substituição aos sais de alumínio que são utilizados no tratamento de água em todo o mundo. Comparada com o alumínio, as sementes da moringa não alteram significativamente o pH e a alcalinidade da água após o tratamento e não causam problemas de corrosão e produzem um lodo biodegradável (GHEBREMICHAEL, 2005 *apud* GIRARDI, 2009).

Alguns estudos apresentam as potencialidades e vantagens da *Moringa oleifera* como coagulante natural para tratamento de água de abastecimento (BORBA, 2001; SILVA, *et al.* 2007; SIQUEIRA, 2009). Girardi (2009) testou as sementes da moringa para o tratamento de vinhaça. Esses estudos apresentaram resultados positivos de tratabilidade, principalmente no que diz respeito à remoção de sólidos, cor e turbidez.

Trabalhos foram realizados em lixiviados do aterro de Resíduos sólidos de Maringá/SP, com sementes da moringa oleífera Lam. Já trabalhos utilizando o coagulante natural a base da moringa, objeto de estudo nesta pesquisa, não foram encontrados na literatura, até o presente momento.

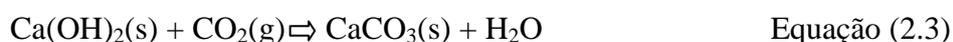
Ndabigengesere *et al.* (1995) sugerem que, como os coagulantes naturais atuam como aditivos de matéria orgânica no meio, principalmente no caso da moringa, esses podem ser aplicados com sucesso nos processos de coagulação/floculação se, em seguida, houver outro processo que remova a matéria orgânica excessiva.

Uso da Cal no Tratamento de Lixiviados

A cal é o principal produto derivado dos calcários, dolomitos ou conchas calcárias. É obtida através de uma reação química simples (calcinação), mas requer conhecimento e habilidade para alcançar o padrão de qualidade ideal. A calcinação é a decomposição térmica dos calcários/ dolomitos/ conchas calcárias que resulta na formação de dois produtos, cal e dióxido de carbono. Esta reação, quimicamente bem estabelecida em relação às massas moleculares, é reversível para ambos os carbonatos de cálcio e de magnésio. O resultado da calcinação dos carbonatos de cálcio e de cálcio-magnésio são, respectivamente, os óxidos de cálcio (CaO) e cálcio-magnésio (CaO-MgO), denominados genericamente de cal virgem ou cal viva (GUIMARÃES, 1998).

A qualidade química do produto depende das características e das impurezas contidas na rocha que lhe deu origem. Assim, recebe o nome de cal cálcica o produto com alto teor de óxido de cálcio; cal dolomítica, quando possui a relação entre os óxidos de cálcio e de magnésio; e de cal magnesiana quando possui teores de óxido e magnésio intermediário entre a cal cálcica e a cal dolomítica (REBELATTO, 2006).

Com a hidratação do óxido de cálcio chega-se ao hidróxido de cálcio e a reação entre este e o gás carbônico leva à formação do carbonato de cálcio, podendo tais reações ser representadas pelas Equações 2.1 a 2.3.



s = sólido; g = gás e l = líquido

O termo cal, de maneira geral, refere-se ao óxido de cálcio ou cal virgem (CaO), hidróxido de cálcio, ou cal hidratada (Ca(OH)₂), e a cal dolomítica. Entretanto, as duas formas de cal mais usadas no tratamento de efluentes são a cal virgem e a cal hidratada. No tratamento de efluentes, o hidróxido de cálcio é usado principalmente para a correção de pH como agente precipitante para matéria orgânica, fosfatos, metais traços e como coagulante para remoção de materiais coloidais (SEMERJIAN; AYOUB, 2003 *apud* GOMES, 2009).

A alcalinidade ao bicarbonato dos efluentes reagem com a cal (Ca(OH)₂+HCO₃⁻ = CaCO₃(s)+H₂O), justificando os valores elevados requeridos de cal para a precipitação do fosfato de cálcio. A dosagem requerida de cal é determinada pela alcalinidade total do efluente, sendo aproximadamente uma vez e meia a alcalinidade total expressa em mg CaCO₃/L. (GUALBERTO, 2009).

A cal hidratada é denominada segundo a NBR 7175 (ABNT, 2003), pela sua composição química, como CH I, CH II e CH III, diferenciando-se basicamente pelo teor de CO₂, o que pode ser verificado na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 – Exigências químicas para a cal hidratada de acordo com sua composição

Compostos		Limites		
		CH I	CH II	CH III
Anidrido carbônico (CO ₂)	Na fábrica	≤ 5%	≤ 5%	≤ 13%
	No depósito	≤ 7%	≤ 7%	≤ 15%
Óxidos de cálcio e magnésio não hidratado calculado (CaO+MgO)		≤ 10%	≤ 15%	≤ 15%
Óxidos totais na base de não-voláteis (CaO ₂ + MgO ₂)		≥ 90%	≥ 88%	≥ 88%

Fonte: Adaptado da ABNT 7175 (2003)

A cal hidratada resulta do prosseguimento do processo industrial que dá origem à cal virgem. A reação química que a produz, com a presença de água, é uma clássica “reação de fases sólido-líquida”. Dependendo do volume de água utilizado para a reação, o produto final pode ser seco ou com aspectos de creme, lama, leite ou solução saturada (GUIMARÃES, 1998).

Cal hidratada é o nome genérico de todas as formas de hidratos. Mas a cal hidratada propriamente dita se apresenta como pó seco, com 17% a 19% de água combinada (quando dolomítica normal) e 24% a 27% de água combinada (quando

cálcica ou hidratada sob pressão). As demais formas de hidratos têm nomes próprios, descritos por Guimarães (1998).

O processo de precipitação química com leite de cal, de acordo com Giordano (2003); Renou *et al.* (2008), tem sido amplamente utilizado como tratamento primário de lixiviados estabilizados, oriundos de aterros diferentes.

As principais vantagens da aplicação de hidróxido de cálcio na precipitação química incluem: a disponibilidade do reagente; a não contribuição para o aumento da salinidade; a não inclusão de metais; o baixo custo e simplicidade do método. O pré-tratamento com hidróxido de cálcio é mais barato do que a aplicação de outros produtos químicos, tais como sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato de magnésio, entre outros coagulantes. Todavia, como todo método empregado para o tratamento de lixiviado, a precipitação apresenta algumas desvantagens, como aumento do pH e da dureza do efluente, geração de lodo e consequente aumento no custo de disposição do lodo (TATSI *et al.* 2003; KURNAIWAN; LO; SEMERJIAN; AYOUB, 2003).

Adsorção

A adsorção refere-se ao acúmulo de uma substância em uma interface. Considerando o sistema sólido-líquido, a adsorção constitui-se em um processo de separação em que componentes de uma fase fluida são transferidos para a superfície de um sólido adsorvente. O adsorvato é a substância no estado adsorvido, enquanto que a substância a ser adsorvida (aquela que ainda não está em contato com a superfície) é chamada de adsortivo. O material sobre o qual a adsorção ocorre é chamado de adsorvente (ZUIM, 2010).

Por causa das diferentes forças de ligação que ocorrem entre as moléculas do adsorbato e do adsorvente que estão envolvidas no fenômeno de adsorção, este comumente diferencia-se em adsorção física (fisissorção) ou química (quimissorção). A adsorção pode ocorrer em uma única camada de moléculas ou em diversas camadas (CARVALHO, 2010).

Historicamente o carvão ativado (CA) ficou conhecido como adsorvente “universal”, usado principalmente para tratamento de águas residuárias contendo radionuclídeos e metais. Outros adsorventes naturais têm sido testados, tais como plantas, raízes, bagaço de cana, cabelo, cinzas, etc. O aguapé *Eichornia crassipes*, uma macrófita flutuante, foi muito utilizado para tratamento de efluentes contendo fenol e

metais. Esses compostos são adsorvidos em grande parte nas raízes, e evidentemente como desvantagens podem-se citar a necessidade de uma renovação periódica da planta, o aparecimento de mosquitos e destino final das plantas utilizadas (CASTILHO JÚNIOR, 2006).

Kawahigashi (2012) empregou o Carvão Ativado Granular (CAG) como pós-tratamento de lixiviados oriundos de aterros sanitários. Ela obteve remoções de 94 a 100% para a cor verdadeira e de 45 a 76% para a DQO. Já Moravia (2007), também para pós-tratamento do lixiviado, utilizou além do CAG, o carvão ativado em pó (CAP), obtendo remoções em torno de 60 a 70% para a cor e de 40 a 70% para a DQO com o CAG e o CAP, respectivamente.

Lins (2008) estudou o uso de zeólitas, em barreiras reativas permeáveis (adsorventes) no tratamento de lixiviados, e verificou que estas têm grande eficiência inicial na remoção de amônia, porém saturam rapidamente, não apresentam o mesmo desempenho quando regeneradas, além de possuírem um custo muito elevado.

Evaporação

A evaporação aplicada ao tratamento de lixiviado representa uma redução significativa no volume do resíduo e a eliminação do nitrogênio amoniacal, o qual sairá com o líquido condensado (sistema fechado) ou será disperso na atmosfera (sistema aberto). Quando o sol é o agente responsável pela evaporação, o método é normalmente conduzido em lagoas e depende fundamentalmente das condições climáticas, como: temperatura, velocidade do vento e umidade. Se a fonte de energia for artificial, o processo é usualmente realizado em tanques de evaporação (BIDONE, 2007).

Sá (2008) constatou a evaporação com reduções significativas, em estudo realizado através da evaporação natural do lixiviado do Aterro Controlado da Muribeca-PE, através de um destilador solar de simples efeito. Este estudo foi dividido em 8 fases, nas 6 fases iniciais, utilizou-se evaporação do lixiviado, com o destilador fechado e as duas fases finais, realizando o destilador aberto, no intuito de obter um percentual de maior evaporação do lixiviado em relação às fases iniciais para posterior comparação de eficiências. Este estudo de destilação solar do lixiviado produzido no Aterro controlado da Muribeca-PE mostrou-se possível, utilizando a energia solar como fonte primária para remoção de poluentes contidos no lixiviado, porém com valores elevados de nitrogênio amoniacal, indicando este experimento para outros aterros.

Remoção de N-NH₃ por arraste de ar (“Stripping”)

A remoção de amônia por arraste de ar, também conhecida pelo termo inglês "*ammonia stripping*", consiste de uma transferência de fase, no qual o gás que se encontra dissolvido no líquido é transferido para a atmosfera. Para tanto, faz-se uso da agitação ou difusão do ar na mistura líquida. A eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal por arraste de ar depende do valor do pH, uma vez que o mesmo define a forma que ele se encontrará. Segundo Metcalf & Eddy (1991), o nitrogênio amoniacal pode ser removido de águas residuárias através da volatilização. Este processo de remoção é conhecido como arraste de amônia e, requer a elevação do pH a valores entre 10,5 e 11,5. Porém, já se constata em pesquisas, nitrogênio amoniacal e sua volatilização em pH compreendido em 8.

Processos Eletroquímicos

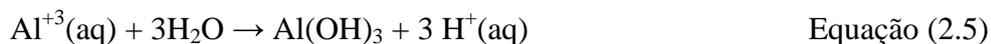
Os processos eletrolíticos geralmente são utilizados com o intuito de recuperar substâncias como metais, sendo este processo baseado em passagem de uma corrente elétrica entre dois eletrodos.

Estudos realizados por Bertazzoli *et al.* (2003), combinaram uso da eletrólise com o da radiação ultravioleta, resultando no desenvolvimento de um reator eletroquímico com anodo de ADE[®] (liga com 70% TiO₂ e 30% RuO₂) e catodo de titânio que envolviam uma lâmpada UV. Foram alcançadas reduções de 73% de DQO, 57% de COT e diminuição da toxicidade do lixiviado com uma densidade de corrente de 16,0 A/dm².

Eletrocoagulação e Eletroflotação

Na eletrocoagulação ocorre a dissolução de eletrodos ativos metálicos, como os de alumínio e ferro, em íons. Estes íons são liberados no efluente através da eletrólise, e atuam sobre os colóides e partículas em suspensão no líquido de forma semelhante aos coagulantes convencionais (RODRIGUES, 2007).

Mollah *et al.* (2001) apresentam as equações que descrevem a formação de diferentes hidroxo-espécies de alumínio que se formam de acordo com o valor do pH e que são decorrentes das seguintes reações anódicas (Equações 2.4 a 2.6):



Dependendo do pH da solução eletrolítica, outras espécies iônicas como Al(OH)^{+2} , $\text{Al}_2(\text{OH})_4^{2+}$ e Al(OH)_4^{-} também podem se apresentar no sistema. A presença destes compostos em solução aquosa confere uma aparência gelatinosa ao meio e agindo como coagulantes. Entretanto, acima de pH 7 pode haver a formação de complexos de alumínio solúveis (CRESPILHO e REZENDE, 2004).

Na presença de um eletrodo de ferro, as reações que descrevem a formação de hidróxidos de ferro podem ser apresentadas como provenientes de dois mecanismos distintos (MOLLAH *et.al.* 2001). Um dos mecanismos propostos para esta formação é descrito pelas Equações 2.7 a 2.10:

- Reação anódica:



- Reação catódica:



- Reação total de óxido-redução:



Tanto os hidróxidos formados pelos eletrodos de alumínio quanto de ferro são capazes de promover a adsorção de partículas coloidais presentes na água, desestabilizando o sistema e assim, promover a formação de agregados próprios do processo de floculação.

A aplicação da eletrocoagulação-flotação (ECF) envolve um reator eletrolítico, no qual, a água passa por eletrodos de alumínio conectados a uma fonte elétrica. Nessa unidade ocorrem reações eletroquímicas que, em razão do potencial aplicado, promovem a emissão de íons Al^{3+} a partir do ânodo resultando na neutralização das forças repulsivas dos poluentes e conseqüentemente na formação de flocos. Em decorrência do potencial aplicado no cátodo ocorrerá a evolução de microbolhas de hidrogênio que capturam e carregam os flocos para o topo da solução,

concretizando a flotação e remoção do contaminante em estado sólido e o stripping da amônia.

Principais Parâmetros de Controle do Processo

Segundo Rodrigues (2007), os processos do tratamento eletrolítico devem ser controlados através de parâmetros com a finalidade de otimização da eficiência de remoção do sistema e dos custos operacionais. Os principais parâmetros de controle do processo eletrolítico são os descritos a seguir:

Eletrodos - Os eletrodos mais comumente utilizados, especialmente quando há o objetivo de promoção dos processos de eletrocoagulação, são os eletrodos de ferro e alumínio, devido principalmente à suas eficácias obtidas, aos seus baixos custos, e ao fato de serem materiais prontamente disponíveis.

Densidade de Corrente - A densidade de corrente que deve ser aplicada a um sistema eletrolítico depende de uma série de fatores como o grau de remoção requerido, o tipo de efluente, o tipo de eletrodo, entre outros. Se a intensidade de corrente aplicada for muito alta, poderá haver perda de potência do sistema, pois parte desta corrente poderá se dissipar em energia térmica. Um alto valor de intensidade de corrente, utilizada em conjunto com eletrodos reativos, poderá desgastar esses eletrodos muito rapidamente. Para tal situação, CRESPILO e REZENDE (2004) recomendam que a densidade de corrente não ultrapasse 25 A/m^2 .

pH - O valor do pH pode variar de acordo com a composição do efluente em tratamento e dos eletrodos utilizados no tratamento eletrolítico. Quando ocorre a oxidação de substâncias orgânicas, o pH tenderá a diminuir por causa da formação de ácidos orgânicos e outras substâncias ácidas. Contudo, a tendência do tratamento eletrolítico, especialmente em relação à eletrocoagulação, é o aumento do pH do efluente durante o processo, pois, na dissociação da água pela eletrólise, há a formação de hidróxidos pelo íons OH^- , enquanto que os íons H^+ tendem a formar $\text{H}_2(\text{g})$. O controle do pH também pode ser realizado dependendo das reações eletrolíticas que se queira privilegiar, assim como o tipo de tratamento proposto. Como exemplo, SOUZA *et al.* (2005) afirmaram que para a volatilização da amônia e a precipitação de fosfatos, o pH superior a 9 é uma condição essencial.

Adição de Sal - A adição de sal NaCl é empregada, geralmente, para o aumento da condutividade do efluente a ser tratado por eletroflotação (CRESPILHO e REZENDE, 2004). Este aumento da condutividade seria responsável por um aumento da eficiência do processo, uma vez que haveria uma otimização de parâmetros para a geração de microbolhas. Além de sua contribuição iônica (transporte de cargas elétricas), os íons cloreto poderiam reduzir alguns efeitos de outros ânions como carbonatos e sulfatos. PISAKUL *et al.* (2002 *apud* POLPRASERT *et al.* 2005) afirmaram que sais Cl⁻ (NaCl ou KCl) funcionam melhor como eletrólitos para a corrente elétrica que sais NO₃⁻ (como NaNO₃ ou KNO₃) pois aqueles conseguem formar uma maior quantidade de hidróxidos metálicos. Os sais Cl⁻ também podem ser utilizados para a geração de cloro residual ou hipoclorito através da dissociação do íon cloreto e de sua oxidação através da eletrólise, auxiliando na desinfecção do efluente em tratamento.

Na Tabela 2.3 estão resumidos alguns dos principais parâmetros utilizados na aplicação do tratamento eletrolítico em diferentes tipos de efluentes e as respectivas eficiências obtidas.

Tabela 2.3 - Principais parâmetros utilizados no tratamento eletrolítico de efluentes

Referência Bibliográfica	Tipos de efluente	Eletrodos	Densidade de Corrente(A/m ²)	Processos Complementares	Eficiência de Remoção de DQO (%)
Szpyrkowicz <i>et al.</i> (1995)	Indústria de curtume	Ti/Pt/Ir e Ti/Pt (anodos)	400	Mistura de 10% de esgotos domésticos	40
Tsai <i>et al.</i> (1996)	Lixiviado	Al/Cu e Fe/Cu (anodo/catodo)		–	30-50
Chiang <i>et al.</i> (1995)	Lixiviado	Anodo ternário(Sn-Pd-Ru)	1500	Adição de NaCl	92
Vlyssides <i>et al.</i> (2003)	Lixiviado	Ti/Pt	100A (intensidade de corrente)	Adição de NaCl	65
Morais <i>et al.</i> (2003)	Lixiviado	TiO ₂ /RuO ₂ (anodo) e Ti (catodo)	11.600	Radiação ultravioleta	73
Rodrigues <i>et al.</i> (2001)	Esgoto doméstico (póstratamento UASB)	Al e Fe	5-28	–	86 (Al) e 70 (Fe)
Alem Sobrinho e Zimbardi (1987)*	Esgoto doméstico	Grafite (anodo) e Fe (catodo)	3-7A (intensidade de corrente)	Adição de água do mar	78

**apud* Rodrigues *et al.* (2001).

Processos eletrolíticos em lixiviados de aterros sanitários

Foco; Terán (2008), realizaram um estudo de eletrocoagulação-flotação aplicada ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário, obtendo eficiências na remoção de cor em torno de 86% e de 90% para turbidez. Verificaram ainda que a tecnologia proposta apresentou duas vantagens relevantes em relação à coagulação e sedimentação convencional na etapa de pré-tratamento, sendo elas: curto tempo de retenção e pouca água contida no lodo produzido.

Giordano *et al.* (2002) estudaram a eletrocoagulação no tratamento do chorume do aterro metropolitanado de gramacho, localizado no Estado do Rio de Janeiro, obtendo-se resultados em escala de laboratório bem promissores. Implantando inclusive em escala real uma calha eletrolítica, e os valores obtidos do lixiviado tratado utilizando a eletrocoagulação foram: Cálcio, mg Ca/L: 88%; Cloreto, mg Cl/L: 64%; Cor, mg Pt/L: 99.9%; DBO, mg O₂/L: 91%; DQO, mg O₂/L: 75%; Magnésio, mg Mg/L: 84%; Nitrogênio Amoniacal, mg N/L: 90%; TDS mg/L 8240 2344 71%; SS, mg/L: 94%; VSS, mg/L: 93%.

Chiang *et al.* (1995), utilizaram este processo para o tratamento de lixiviados, alcançando 92% de remoção de DQO com um reator que funcionava com anodo ternário (Sn-Pd-Ru) de óxido de titânio (SPR), com densidade de corrente de 15 A/dm², 240 minutos de tempo de detenção e 7500 mg/L de concentração de cloreto adicional. Houve também a remoção total de 2600 mg/L de amônia do efluente inicial. Eles constataram que a eficiência do tratamento do lixiviado pelo processo eletrolítico pode ser atribuída ao efeito da oxidação indireta da produção de cloro e hipoclorito através da eletrólise. Além disso, afirmaram que há uma competição entre a remoção de amônia e de DQO e que a primeira é dominante, e conseqüentemente, as remoções de DQO permanecem baixas até a remoção da amônia. Os autores recomendaram a realização da remoção de amônia antes da utilização do processo eletrolítico para a melhora do desempenho em relação à DQO e para a economizar eletricidade na a realização de trabalhos futuros.

Tsai *et al.* (1997), usaram dois diferentes pares de eletrodos: Fe-Cu ou Al-Cu e obteve entre 30 e 50% de remoção de DQO do líquido percolado, aplicando ao sistema diferentes valores de voltagem. E concluíram que o aumento dos valores de pH é favorável para a formação dos colóides Fe (III) e Al(III).

Vlyssides *et al.* (2003) trataram lixiviados de um aterro municipal novo em Atenas, Grécia (em operação desde 1998). A DQO inicial do lixiviado foi de 80.000 mg/L e a DBO₅ 46.000 mg/L. Foram utilizados eletrodos de Ti/Pt e adição de 1% de NaCl como eletrólito com uma faixa de pH de 3 a 6. Foi obtida redução de DQO de 65%, e de DBO₅ de 55%, com 6 horas de eletrólise e pH 3. Além disso, a amônia foi reduzida perto de 100% em todas as faixas de pH e houve uma melhora significativa na fração DBO₅/DQO em todos os experimentos.

Polprasert *et al.* (2005) aplicaram o processo eletrolítico a lixiviados com objetivo de remoção de chumbo e outros metais para posterior tratamento com wetlands. O processo de eletrocoagulação foi eficiente na remoção de chumbo com tempo de detenção de 20min, 5-10A de intensidade de corrente aplicada e área específica de eletrodos de 46,51m²/m³. A concentração de chumbo foi reduzida de 35-100mg/L para menos de 1mg/L, alcançando acima de 99% de remoção de Pb. Outros autores também alcançaram eficiência acima de 99% em remoção de cromo e arsênico com a utilização do processo de eletrocoagulação no lixiviado (KONGSRICHAROEN e POLPRASERT, 1996; PINISAKUL *et al.* 2002; *apud* POLPRASERT, 2005).

Radiação Ionizante

A radiação ionizante é uma emissão ou propagação de energia por intermédio de ondas ou por partículas dotadas de energia cinética e cargas, capaz de retirar elétrons do meio com o qual interage (NOUAILHETAS, 2003).

A radiação ionizante modifica o sistema com que interage. Isso porque a radiação é freada no material exposto e perde sua energia pela interação com os elétrons do produto irradiado. Isso provoca energia cinética adicional, nos elétrons, capaz de arrancá-los de seus orbitais. Assim, podem ocorrer quebras de ligações químicas e desestruturações de biomoléculas (TAUHATA *et al.* 2003; NOUAILHETAS, 2003).

Vale lembrar que a quantidade de energia absorvida por uma unidade de massa exposta a determinada radiação é definida como dose absorvida. O Gray (Gy) é a unidade de dose absorvida e equivale à um Joule/quilograma (J/kg) (BORRELY *et al.* 1998; FAROOQ *et al.* 1993).

Existem dois tipos principais de emissores de radiação ionizante, os aceleradores de elétrons e os irradiadores com fonte gama. No caso dos aceleradores de elétrons, a partir de um feixe de elétrons há geração de radiação eletromagnética de espectro contínuo. Já os raios gama são conseqüências da estabilização de um nuclídeo radioativo que dissipa sua energia excedente através da emissão de onda eletromagnética, na forma de fótons altamente energéticos, como ilustrado na Figura 2.3 (TAUHATA *et al.* 2003). O fóton da radiação gama é similar ao da luz, embora seja dotado de menor comprimento de onda e, conseqüentemente, mais energia (BORRELY *et al.* 1998).

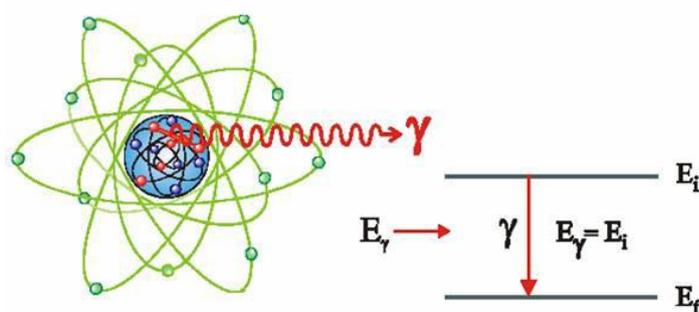


Figura: 2.3 – Esquema da emissão de raios gama por um nuclídeo instável
Fonte: THAUATA, 2003

O ^{60}Co é um radioisótopo artificial formado em um reator nuclear, a partir da adição de um nêutron ao metal ^{59}Co , ilustrado na reação da Equação 2.11:



A estabilidade do ^{60}Co é obtida pelo seu decaimento a ^{60}Ni , um nuclídeo estável, como mostra a Equação 2.12 e a Figura 2.4. O ^{60}Co possui uma meia vida de 5,26 anos e libera fótons com energia de 1,17 e 1,33 MeV, o que soma uma energia total de 2,5 MeV. A título de comparação, a radiação UV libera fótons com energia de 100 eV (THOMPSON e BLATCHLEY, 1999).



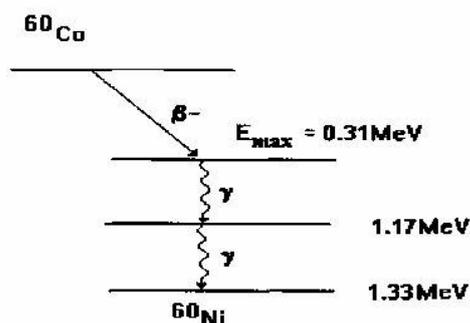


Figura 2.4: Decaimento do Cobalto 60 a Níquel 60
 Fonte: BORRELY *et al.*, 1998

De acordo com BORRELY *et al.* (1998), as diferenças básicas entre as irradiações com aceleradores de elétrons e com fonte de ^{60}Co são as taxa de dose de radiação e o poder de penetração de cada tipo de irradiação. A penetração do feixe de elétrons gerada por aceleradores no material irradiado é mais curta que a penetração da radiação gama com a mesma energia. As curvas das distribuições das doses de radiação gama e de feixes de elétrons estão ilustradas na Figura 2.5.

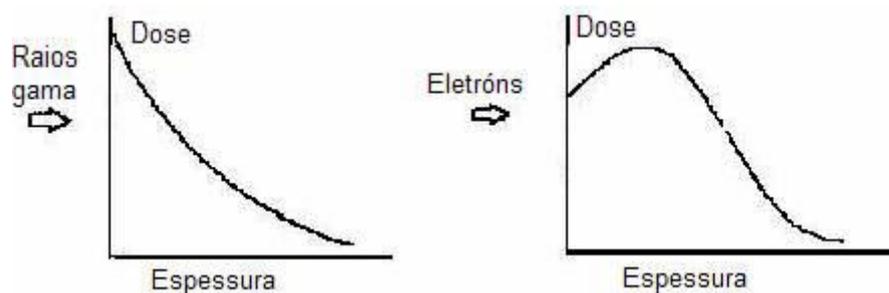
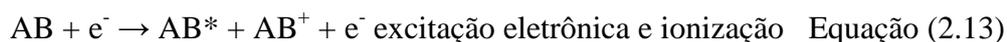


Figura 2.5 - Distribuição da dose de radiação em função da espessura do material exposto a raios gama e a aceleradores de elétrons. (BORRELY, 1998).

Dessa forma, uma melhor eficiência de desinfecção de esgoto foi alcançada para a radiação gama.

Interação da irradiação com a matéria

A interação da radiação gama com o esgoto gera vários eventos, tais como a excitação atômica ou molecular e a ionização, que pode levar à oxidação, dissociação e a degradação de biomoléculas (TAUHATA *et al.* 2003), conforme descrito pelas Equações 2.13 a 2.16, a seguir (BORRELY *et al.* 1998).



Desta forma, as reações das substâncias à irradiação são capazes de provocar fragmentação da molécula-alvo, induzindo a formação de íons e radicais altamente reativos para iniciar os efeitos físicos, químicos e biológicos na matéria (GETOFF, 1996; BORRELY *et al.* 1998).

A ação da radiação gama pode ter efeitos diretos ou indiretos. Na ação direta a onda eletromagnética da radiação interage diretamente na molécula alvo, enquanto que na ação indireta a molécula alvo é afetada pelos produtos radiolíticos reativos formados a partir das interações entre a matéria e a radiação. A maioria dos efeitos da irradiação de esgoto são indiretos devido à interação dos raios gama com a molécula de água, que é a responsável principal dos efeitos indiretos da irradiação (EPN, 1997; BORRELY *et al.* 1998).

Tipos de Irradiadores

O bombardeamento de produtos por radiação gama, por Raios-X ou por elétrons são técnicas efetivas no processamento por radiação ionizante, sendo a principal diferença entre essas técnicas o tipo da radiação primária que interage com o produto a ser tratado.

Após a primeira interação, o mecanismo de transporte de energia no interior do produto é o mesmo para os três tipos de radiação, prevalecendo os elétrons secundários (elétrons expulsos de suas órbitas) que produzem a maioria das excitações e ionizações provocando os efeitos químicos (RELA, 2003).

Quando se considera os sólidos presentes em águas residuárias ou efluentes industriais podem ser concentrados por uma variedade de técnicas convencionais, como por exemplo: filtração, floculação, destilação, entre outros. A radiação ionizante é capaz de aumentar a taxa de sedimentação ou alterar as características coloidais desses sólidos, pois em geral os colóides são estabilizados por cargas eletrostáticas que causam uma repulsão mutua entre as partículas que impedem a sua agregação em um tamanho

suficiente no qual as forças de gravidade possam ocasionar uma sedimentação. A radiação produz um decréscimo ou destruição dessas forças eletrostáticas, pela produção de íons e elétrons livres que irão reagir com as espécies de carga oposta neutralizando a carga das partículas coloidais e causando conseqüentemente a sua sedimentação (RELA, 2003).

Simultaneamente, a radiação ionizante exerce um efeito letal nos microorganismos, bactérias, vírus, esporos e outros organismos como as algas, protozoários e parasitas, também através dos efeitos direto e indireto das radiações, cabendo destacar a existência de um alvo de ataque principal que é o material genético da célula, DNA e/ou RNA.

Fonte de Radiação Gama

Os irradiadores industriais utilizam o isótopo artificial ^{60}Co , que é produzido em reatores nucleares. No decaimento radioativo natural o ^{60}Co emite dois raios gama com energias de 1,17 MeV e 1,33 MeV. O principal uso dos irradiadores gama está focalizado na esterilização de produtos médicos e farmacêuticos, na redução de carga microbiana de especiarias, ervas medicinais, cosméticos e alimentos.

Aplicações da Radiação Ionizante

Farooq *et al.* (1993) realizaram um estudo a fim de comparar a desinfecção de esgoto doméstico bruto após tratamento secundário por aceleradores de elétrons e por radiação gama. Para tal, foram verificadas a radiosensibilidade de colífagos, coliformes totais e bactérias heterotróficas irradiados com doses de radiação idênticas de cada fonte. Os aceleradores de elétrons, operados em escala real, removeram três unidades logarítmicas dos organismos testados; enquanto que a fonte de ^{60}Co , operado em escala laboratorial com uma atividade de 5000 Ci, removeu quatro unidades logarítmicas dos organismos testados. Ambas as fontes radioativas com dose de 5 kGy. Dessa forma, a radiação gama se mostrou mais efetiva na remoção de organismos patogênicos.

Sampa *et al.* (1995) estudaram a desinfecção de esgoto por um acelerador de elétrons em escala piloto, no Brasil. A concentração inicial de coliformes totais foi reduzida de $1,3 \times 10^7$ NMP/100 mL para $4,0 \times 10^4$ NMP/100 mL na dose de radiação de

2 kGy; para $9,0 \times 10^2$ NMP/100 mL na dose de radiação 3 kGy e para $2,4 \times 10^1$ NMP/100 mL na dose 4 kGy. A concentração inicial de coliformes termotolerantes reduziu de $7,3 \times 10^6$ NMP/100 mL para $9,0 \times 10^2$ NMP/100 mL na dose de radiação 2 kGy, para $3,2 \times 10^1$ NMP/100 mL na dose de radiação de 3 kGy e 2 NMP/100 mL na dose de radiação 4 kGy.

Kurucz *et al.* (1995) realizaram estudos com o funcionamento de uma instalação de pesquisa com aceleradores de elétrons. Estes estudos consideraram uma escala real de estações de tratamento de água e esgoto doméstico, com uma vazão de 460 L/min. Foram determinadas as cinéticas bacterianas em diversos fluxos de esgoto, bem como a efetividade dos aceleradores de elétrons na remoção de poluentes industriais. Os autores utilizaram 5 kGy para tratar aproximadamente 610 L/min, e os aceleradores de elétrons se mostraram efetivos na remoção de poluentes e na desinfecção de esgoto.

Rawat *et al.* (1997) investigaram a efetividade da radiação gama para a desinfecção de esgoto municipal em um irradiador, em Baroda, Índia. A capacidade máxima do irradiador de pesquisa foi de 110 m³/d. A atividade da fonte foi de 80 kCi à uma taxa de dose de radiação de 0,8 kGy/h. Observou-se que a dose de radiação gama de 2 kGy reduziu a concentração de coliformes em esgoto bruto para níveis aceitáveis de segurança menor do que 100 UFC/mL e uma redução de 20% da DBO₅ do efluente. Houve também, segundo o autor, uma aeração do efluente a fim de aumentar a efetividade da radiação gama.

Borrely *et al.* (1998) pesquisaram sobre a radiosensibilidade de *Samonellas* e a remoção de colifomes por irradiação. Foi observado que a *S. meleagridis* e a *S. infantis* foram menos sensíveis que a *S. typhimurium* e *S. derby*. A dose de radiação gama de 3kGy alcançou 5 unidades logarítmicas de remoção de coliformes totais e termotolerantes em esgoto bruto. O efluente da lagoa facultativa apresentou uma melhor eficiência de inativação na mesma dose de radiação, devido a uma maior concentração de oxigênio proveniente das algas. O efluente clorado teve a população de coliformes totalmente eliminada após a irradiação.

Shah *et al.*(2001) irradiaram lodo líquido no irradiador de pesquisa para higienização do lodo, em Baroda, Índia. O irradiador foi o mesmo de Rawat *et al.* (1997). A atividade máxima da fonte de ⁶⁰Co foi de 500 kCi. O lodo possuía de 3 a 4 % de sólidos. As doses de radiação do experimento variaram de 0,5 kGy a 5 kGy. Eles

concluíram que a dose de radiação de 2 kGy foi adequada para a higienização do lodo. Com essa dose de radiação, foram removidas 3,6 unidades logarítmicas de coliformes totais, 1,9 unidades logarítmicas de bactérias heterotróficas e 3,5 unidades logarítmicas de salmonela e shigela totais.

Taghipour (2004) verificou o efeito da irradiação gama, da irradiação UV e da combinação de ambas na inativação de *E. coli* em amostras de efluentes primários e secundários de esgoto doméstico. As irradiações foram efetivas, mas a irradiação UV seguida da irradiação gama foi mais eficiente. Isso porque os microrganismos associados a partículas foram protegidos da exposição aos raios UV, mas foram inativados pela radiação gama, e por sua vez a prévia irradiação do esgoto com UV minimizou a energia total que seria requerida pela radiação ionizante. O autor sugere a associação entre a radiação UV e a radiação gama para minimizar a energia total necessária e o custo total requerido pela irradiação com raios gama.

Sommer *et al.* (2001) verificaram a ação desinfetante dos raios UV e da radiação ionizante em bacteriófagos. Ambas as radiações alcançaram 4 unidades logarítmicas de remoção. Estes resultados são condizentes com o estudo de Taghipour (2004), que também encontrou que ambas as radiações UV e gama são eficazes na desinfecção.

Graíño (2001) projetou uma instalação com irradiador para o tratamento de lodo em larga escala, na cidade de Tucumán, Argentina. A estação foi projetada para servir uma população de 100.000 a 400.000 habitantes; com a capacidade máxima de processar 140 m³/d de lodo. Foi sugerida a dose de radiação de 3 kGy para uma desinfecção efetiva devido à necessidade de inativação de vírus, que são mais radorresistentes que os outros organismos patogênicos. Se houver oxigenação do efluente irradiado a dose de radiação pode ser reduzida para 2 kGy.

Basfar; Abdel Rehim (2002), realizaram um estudo em escala de laboratório para verificar a ação da radiação gama na desinfecção e no melhoramento da qualidade do esgoto municipal da Estação de Tratamento de Riyadh, Arábia Saudita. Para tal, foi monitorada a concentração de coliformes, de bactérias heterotróficas, de DBO, de DQO e de COT. A taxa de dose para todo o experimento foi 12,7 kGy/h. A inativação completa de coliformes totais e coliformes termotolerantes foi alcançada na dose de radiação de 1,3 kGy, além da remoção de duas unidades logarítmicas de

bactérias heterotróficas. Os valores de DBO e DQO apresentaram 23% de redução com a dose de radiação de 4 kGy. O COT apresentou 10% de remoção a 4 kGy.

Artur; Wiendl (1994) irradiaram carambolas com doses crescentes de radiação gama com o objetivo de desinfestá-las das larvas e adultos de *Anastrepha obliqua* e pelos resultados obtidos concluiu-se que a dose letal para (LD100) para larvas em frutos de carambola foi 600 Gy e a que impediu a emergência dos adultos foi a de 50 Gy.

Miyagusku *et al.* (2003), utilizando doses de 1,5, 3,0 e 7,0 KGy, em filés de peito de frango, observaram uma sensível redução na microbiota contaminante conforme o aumento da dose.

Oliveira *et al.* (2007), analisando a caracterização físico-química, microbiológica e sensorial do caldo de cana puro e adicionado de suco de limão e de suco de abacaxi submetido ao tratamento térmico (70 °C/25 minutos) e/ou à radiação gama (2,5 kGy), observaram que o processamento térmico e/ou a radiação gama no caldo de cana puro e com adição de suco de frutas não alteraram a composição físico-química, o aroma e o sabor da bebida.

Santos *et al.* (2010) observaram que a dose de 0,45 kGy de raios gama pode ser recomendada como tratamento pos-colheita da manga, pois proporciona diminuição na severidade da podridão por *Fusicoccum parvum*, retarda o amadurecimento das frutas e não causa alteração em suas características qualitativas.

Vasconcelos *et al.* (2010) avaliando o uso da radiação gama como tratamento de lixiviados de aterros sanitários urbanos e de efluentes têxteis, após irradiação de 10 kgy em lixiviado bruto, obtiveram resultados que indicaram um aumento de 25% na fração biodegradável do lixiviado e conseguiu destruir os corantes com eficiência acima de 95%.

Radiação Gama

A radiação ionizante tem sido considerada para o tratamento de efluentes desde a década de 1970. Radiações ionizantes são de alta energia, pois conseguem remover elétrons de átomos e juntá-los a outros átomos, produzindo assim pares iônicos, positivos e negativos (BORRELY,2001; ODUM, 1998). Assim, as partículas alfa, as partículas betas e as radiações gama emitidas por fontes radioativas, produzem

moléculas instáveis que ao se reorganizar modificam os materiais submetidos ao processo de irradiação.

A radiação ionizante é capaz de aumentar a taxa de sedimentação ou alterar as características coloidais desses sólidos, pois em geral os colóides são estabilizados por cargas eletrostáticas que causam uma repulsão mutua entre as partículas que impedem a sua agregação em um tamanho suficiente no qual as forças de gravidade possam ocasionar uma sedimentação. A radiação produz um decréscimo ou destruição dessas forças eletrostáticas, pela produção de íons e elétrons livres que irão reagir com as espécies de carga oposta neutralizando a carga das partículas coloidais e causando conseqüentemente a sua sedimentação (LAS CASAS, 2004).

É um dos tipos de radiação que emitem os núcleos dos átomos dos elementos radioativos naturais e artificiais; é uma radiação eletromagnética com um comprimento de onda extraordinariamente curto (geralmente menor que 1Å) e que por isso possuem uma extraordinária capacidade de penetração. Os raios gama surgem na desaceleração das partículas carregadas, na aniquilação de um par de antipartículas (eletron-pósitron, próton-antipróton, etc.) na cisão espontânea ou artificial dos núcleos dos átomos de urânio e plutônio e em algumas outras reações nucleares.

As radiações ionizantes são agentes deletérios do material genético e, por vezes, são capazes de promover as quebras duplas da molécula de DNA (DSB, *double strand break*) as quais, inadequadamente ou não reparadas, podem produzir mutações ou levar a apoptose (CAVALCANTE-SILVA *et al.* 1998).

A radiação ionizante tem sido utilizada em diversas áreas como: ambiental, agrícola, saúde, industriais, entre outros. No tratamento de efluentes, quando a radiação interage com a água e seus poluentes, promove a desinfecção, degradação de compostos organoclorados, redução da carga orgânica, da DBO e da DQO, redução da coloração de efluentes industriais (ROMANELLI, 2004).

Aplicando-se energia de 5 MeV nas substâncias radioativas naturais, e de 20 MeV nas reações nucleares artificiais, os raios gama, não só ionizam facilmente as diferentes substâncias, mas podem também provocar alguns tipos de reações nucleares e em particular fazer surgir pares de elétrons - prótons e formar algumas partículas elementares. Devido precisamente ao perigo que oferecem os raios gama para as pessoas e os organismos vivos, é necessário cercar de muros de betão - defesa biológica

– os reatores atômicos, guardar as substâncias radioativas em recipientes com grossas paredes de chumbo, e criar ainda outras instalações de defesa, complicadas e custosas.

Os raios gama das fontes radioativas naturais e artificiais e os que surgem nas reações nucleares artificiais têm ampla aplicação na ciência e na técnica. Com eles se destroem os tumores cancerosos, se radiografam enormes lingotes de metal (de espessura até 250 mm) e as peças acabadas para encontrar defeitos ocultos, se conservam e esterilizam produtos alimentícios e medicamentosos, se realizam investigações científicas em muitos outros domínios da ciência moderna.

Vasconcelos *et al.* (2010) avaliaram a eficiência de remoção de matéria orgânica em lixiviados com corante Drimaren Gold (vermelho-solução 10ppm; rosa-tratado com 2kGy; verde- tratado com 5kGy; azul - tratado com 10kGy); e corante Indosol (vermelho-solução 13ppm; rosa-tratado com 2kGy; verde- tratado com 5kGy; azul - tratado com 10kGy). Os resultados indicaram a utilização da radiação como meio de aumentar a degradabilidade do chorume, já que a eficiência de redução da DQO foi muita baixa. Quanto aos corantes o processo de tratamento por radiação mostrou-se extremamente satisfatório com o intuito de substituir o processo de coagulação/floculação/decantação, empregados nas indústrias.

Processos Oxidativos

Esses processos caracterizam-se por transformar a grande maioria dos contaminantes orgânicos em dióxido de carbono, água e ânions orgânicos, através de reações de degradação que envolvem espécies transitórias oxidantes, principalmente os radicais hidroxila. Esses radicais tem potencial de oxidação de 2,8V, menor apenas do que o do flúor, que é de 3,03V. (DOMENECH *et al.* 2001). São processos limpos e não seletivos, podendo degradar inúmeros compostos, independentemente da presença de outros. Além disso, podem ser usados para destruir compostos orgânicos tanto na fase aquosa, como em fase gasosa ou adsorvidos numa matriz sólida. A Tabela 2.4 apresenta uma relação dos principais oxidantes, com os seus potenciais redox.

Tabela 2.4 – Potencial redox de alguns oxidantes

Espécie	Potencial redox (V)
Flúor	3,03
Radical hidroxila	2,80
Oxigênio atômico	2,42
Ozônio	2,07
Peróxido de hidrogênio	1,78
Permanganato	1,68
Dióxido de cloro	1,57
Cloro	1,36
Iodo	0,54

Fonte: DOMENECH *et al.* 2001

Lange *et al.* (2006), estudando um processo de tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado, empregando reagente de Fenton verificaram que o mesmo apresentou-se tecnicamente viável como tratamento preliminar apresentando elevada eficiência de remoção de carga orgânica e inorgânica associada à vantagens de facilidade operacional com flexibilidade no controle de variáveis de processo, simplicidade de equipamento e facilidade na mudança de escala de produção.

Processos Biológicos

Os processos biológicos aeróbios podem ser classificados em função da forma de crescimento dos microrganismos que atuam no tratamento: crescimento aderido (filtros percoladores e contadores biológicos rotatórios) ou crescimento não aderido (lagoas ou tanques, ambos de aeração forçada). Esses tratamentos potencialmente reduzem elevadas concentrações de DQO e DBO₅, muito comuns no lixiviado em estágio inicial de estabilização. Porém, o aspecto positivo mais destacado do tratamento biológico aeróbio é a possibilidade de nitrificação de elevadas concentrações de N-amoniacal, pela ação de intensa aeração na planta de tratamento. Em termos gerais, os pontos negativos da alternativa são principalmente os elevados custos energéticos, resultantes da necessidade de introdução de grandes quantidades de ar na massa líquida, e a quantidade de lodo gerado durante o tratamento (normalmente até 5 vezes superior ao lodo gerado no tratamento anaeróbio).

Lu *et al.* (1984 *apud* QASIM e CHIANG, 1994), analisaram os resultados de várias pesquisas que envolveram a utilização de lodos ativados e estabeleceram as seguintes generalizações: Possibilidade de remoção de DBO₅ e DQO entre 90 e 99%; Possibilidade de remoção de metais entre 80 e 99%; Condições operacionais sugeridas: concentração de SSV (sólidos suspensos voláteis) no lixiviado entre 5.000 e 10.000 mg/L; relação alimento para microrganismos entre 0,02 e 0,06 d; TDH entre 1 e 10 d; tempo de detenção celular entre 15 e 60 d; demanda nutricional: DBO₅:N:P=100:3,2:0,5. Muitos problemas foram reportados, entre eles: aeração excessiva associada com altas concentrações de metais contribuíram para formação de espuma, reduzida através da utilização de agentes anti-espumantes e de misturadores mecânicos; a atividade biológica foi afetada por deficiências nutricionais; metais e outros constituintes inibiram a atividade biológica, exigindo aumento do TDH para a bioestabilização do lixiviado.

Já para os processos biológicos anaeróbios, podemos destacar os sistemas anaeróbios compactos (reatores anaeróbios) que oferecem aspectos positivos, entre os quais destaca-se a baixa produção de lodo e a possibilidade de recuperação de metano com vistas a provimento de energia. Alguns pesquisadores que têm estudado o tratamento de lixiviado nesses sistemas mostraram que, sob condições bem controladas e específicas de pesquisa, são possíveis remoções de DBO₅ superiores a 90%, (QASIM; CHIANG, 1994). Nesses estudos, a relação DBO₅/DQO média observada foi igual a 0,68 com DQO variando de 1.300 até 30.000.

Os sistemas anaeróbios são bastante sensíveis às concentrações de nitrogênio amoniacal acima de 1.000mg/L, nos lixiviados, ocorrendo redução de eficiência nos sistemas de tratamento empregados devido á tal fato.

Lodos Ativados

No processo de lodos ativados a cultura heterogênea de microrganismos, em contato com o lixiviado e na presença de oxigênio, tem a capacidade de estabilizar e remover a matéria orgânica biodegradável e convertê-la em formas inorgânicas estáveis em massa celular. O processo pode ser inibido pela presença de substâncias tóxicas e variação de temperatura e do pH do meio. É utilizado como pré-tratamento de processos de osmose inversa ou na sequência de outros tratamentos (FERREIRA *et al.* 2005).

O sistema de lodos ativados não exige grandes requisitos de áreas como por exemplo as lagoas. No entanto há um alto grau de mecanização e um elevado consumo de energia elétrica. O tanque de aeração ou reator, o tanque de decantação e a recirculação de lodo são partes integrantes deste sistema. O efluente passa pelo reator, onde ocorre a remoção da matéria orgânica e depois pelo decantador, de onde sai clarificado após a sedimentação dos sólidos (biomassa) que formam o lodo de fundo. Este é formado por bactérias ainda ávidas por matéria orgânica que são enviadas novamente para o reator (através da recirculação de lodo). Com isso há um aumento da concentração de bactérias em suspensão no tanque de aeração, para se ter uma idéia, esta é mais de 10 vezes maior que a de uma lagoa aerada de mistura completa sem recirculação. Porém uma taxa equivalente ao crescimento das bactérias (lodo biológico excedente) deve ser retirada, pois se fosse permitido que as bactérias se reproduzissem continuamente, alguns problemas poderiam ocorrer (Biblioteca Didática de Tecnologias Ambientais, 2013).

A presença de biomassa no efluente final devido a dificuldade de sedimentar em um decantador secundário sobrecarregado e a dificuldade de transferência de oxigênio para todas as células no reator são exemplos destes. A alta eficiência deste sistema é em grande parte devido a recirculação de lodo. Esta permite que o tempo de detenção hidráulico seja pequeno e conseqüentemente também o reator possua pequenas dimensões. A recirculação de sólidos também ocasiona com que os sólidos permaneçam mais tempo no sistema que a massa líquida. Este tempo de permanência da biomassa no sistema é chamado de Idade do Lodo. Além da matéria orgânica carbonácea o sistema de lodos ativados pode remover também nitrogênio e fósforo, porém a remoção de coliformes é geralmente baixa devido ao pequeno tempo de detenção hidráulico e normalmente insuficiente para o lançamento no corpo receptor (Biblioteca Didática de Tecnologias Ambientais, 2013).

O sistema de lodos ativados possui algumas variantes e pode ser: Sistema de Lodos ativados Convencional (Fluxo Contínuo); Sistema de Lodos Ativados de Aeração Prolongada (Fluxo Contínuo) e Sistema de Lodos Ativados de Fluxo Intermitente ou Batelada (Biblioteca Didática de Tecnologias Ambientais, 2013).

Biodegradabilidade

Os principais fatores que influenciam a biodegradabilidade nos aterros são: granulometria, composição e idade do resíduo, temperatura no aterro, aspectos quantitativos e qualitativos de nutrientes, pH dos líquidos presentes no aterro, densidade e grau de compactação dos resíduos (KELLER, *et al.* 2002; OLIVEIRA, 2002 *apud* EDUARDO, 2007).

A decomposição dos resíduos sólidos nos aterros é realizada em três etapas: aeróbia, anaeróbia ácida e anaeróbia metanogênica. A fase aeróbia apresenta curta duração e é responsável por uma parcela curta da decomposição. A Figura 2.63 apresenta as 6 fases da degradação anaeróbia. A fase anaeróbia pode ser dividida em duas etapas: etapa hidrolítica, onde as enzimas extracelulares dos microrganismos desdobram as cadeias complexas dos compostos orgânicos em cadeias mais simples e a etapa fermentativa, onde os compostos simples passam por processos de fermentação ácida. A fase anaeróbia metanogênica é a etapa final do processo de degradação, onde os compostos orgânicos são transformados em dióxidos de carbono e metano. (CHERNICHARO, 2000).

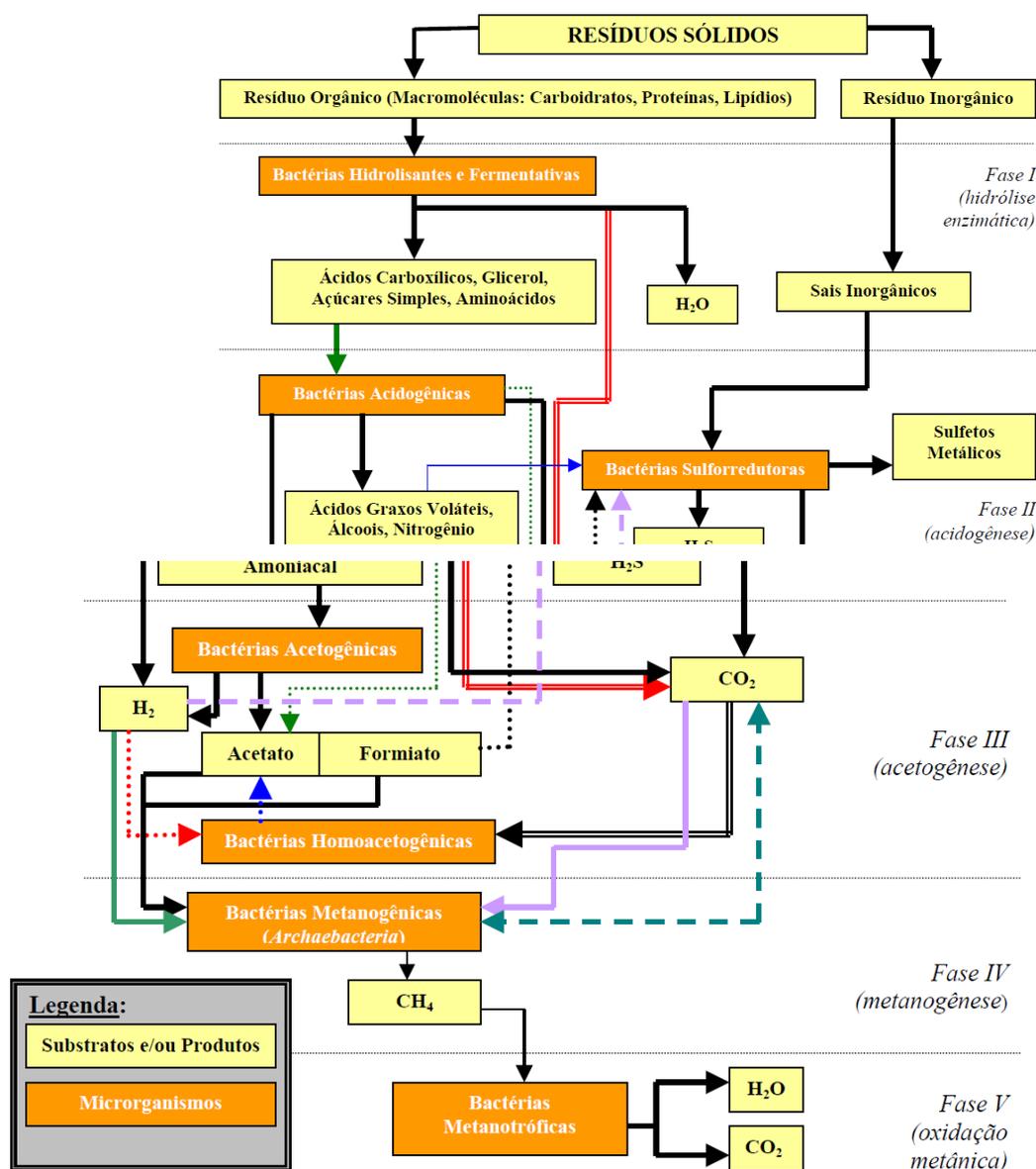


Figura 2.6 - Fases da degradação anaeróbia dos resíduos sólidos
 Fonte: Adaptado de HMSO, 1995

Biodegradabilidade de lixiviados

A biodegradabilidade do lixiviado varia com o tempo e pode ser determinada pela relação DBO₅/DQO. Inicialmente (em aterros novos) essa relação situa-se em torno de 0,5 ou maior (relações entre 0,4 e 0,6 são indicadores de boa degradabilidade). Como resultado dessa variação nas características do lixiviado, o projeto de sistemas de tratamento é considerado bastante complexo (SANTOS *et al.* 2003).

Segundo Silva (2002), à dificuldade ou impossibilidade de degradação de certas substâncias químicas associa-se o termo recalcitrância. Como os microorganismos são os principais agentes dos processos de degradação e reciclagem de nutrientes, sua incapacidade de degradar ou transformar essas substâncias é o indício de sua recalcitrância ou persistência no meio ambiente. A recalcitrância está associada à presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexas, como é o caso das substâncias húmicas.

Baig *et al.* (1997), citados por Santos *et al.* (2003), sugerem que valores inferiores a 0,25 da relação DBO_5/DQO indicam uma baixa biodegradabilidade do efluente. A manutenção da DQO afluente, mesmo após o tratamento, em valores elevados indicaria que os materiais orgânicos são recalcitrantes e não facilmente sujeitos à oxidação química.

Quando o lixiviado apresenta DQO elevada (acima de 10.000 mgO_2/L), típico de aterros novos, baixa concentração de nitrogênio amoniacal, uma relação DBO_5/DQO entre 0,4 a 0,8 e uma concentração significativa de ácidos graxos voláteis de baixo peso molecular, o tratamento pode ser efetuado por ambos os processos, ou seja, anaeróbico e aeróbico. O tratamento físico-químico neste caso, não é indicado. Porém, quando o lixiviado não apresenta as características de um aterro novo, ou seja, DQO entre 1.500 e 3.000 mgO_2/L , e relações DBO_5/DQO , menores que 0,4 presume-se que houve um decréscimo significativo de sua fração orgânica biodegradável, e neste caso espera-se uma elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Assim, o tratamento tanto aeróbico quanto anaeróbico podem ser limitados. Entretanto, quando a relação DBO_5/DQO for menor que 0,1 a provável concentração de ácidos graxos voláteis será muito baixa, o que indica preferencialmente um processo físico-químico (HAMADA; MATSUNAGA, 2000).

As mudanças na biodegradabilidade do lixiviado são refletidas na relação DBO_5/DQO . A DBO_5 é diretamente calculada da tratabilidade do lixiviado pelo processo biológico. Todavia, existe uma quantidade significativa de material inerte biologicamente nos aterros velhos, como indicado pela baixa relação DBO_5/DQO ou pela larga diferença entre os valores de DBO_5 e DQO (LO, 1996).

A relação DQO_5/DBO tende a crescer com o aumento da idade do aterro em função da redução orgânica que mais rapidamente é degradada, podendo ser um indicativo que processos biológicos são cada vez menos efetivos para o tratamento de

lixiviado (HENRY, 1987 *apud* SANTOS, 2003). BERRUETA *et al.* (1996) avaliaram a biodegradabilidade de lixiviado de aterro antigo (12 anos) detectando que apenas 40-50% do material orgânico seria biodegradável.

Aterros antigos, geralmente, encontram-se em fase metanogênica e sob esta condição apresentam DQO na faixa de 1500 a 4000 mgO₂/L, tendendo a consumir rapidamente os ácidos graxos voláteis (AGV), convertendo-os em biogás no próprio aterro (WELANDER *et al.* 1998 *apud* SANCINETTI *et al.* 2001), restando compostos orgânicos de alto peso molecular, de difícil tratamento por via biológica, como ácidos fúlvicos e húmicos (FORGIE, 1988 *apud* SANCINETTI *et al.* 2001).

Na Figura 2.7 pode-se verificar grupos de microorganismos e rotas metabólicas possivelmente utilizados na digestão anaeróbia dos Resíduos Sólidos Urbanos, os quais induzem à produção de CH₄ e CO₂ (Adaptado de MADIGAN *et al.* 2002 e MEGONIGAL *et al.* 2004) *apud* ALCÂNTARA, 2007.

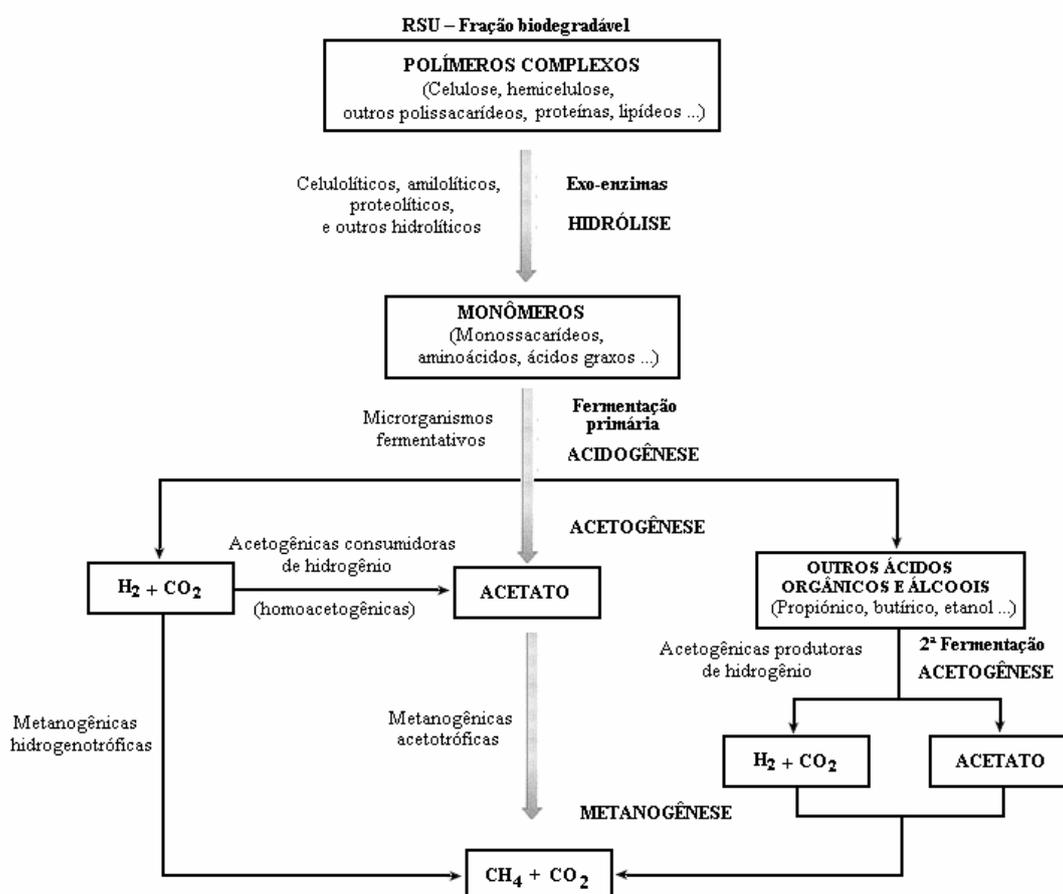


Figura 2.7 - Grupos microbianos e rotas metabólicas possivelmente utilizados na digestão anaeróbia de RSU, induzem à produção de CH₄ e CO₂

Fonte: Adaptado de MADIGAN *et al.* 2002 e MEGONIGAL *et al.* 2004.

2.4 OS MICRO-ORGANISMOS

A utilização de microrganismos no saneamento básico e ambiental é prática comum desde os primórdios do desenvolvimento dos processos biológicos de tratamento de águas residuárias e resíduos sólidos (VAZOLLER, 2001). Sua utilização cabe no aspecto do tratamento de águas residuárias, assim como, na indicação de possíveis variações no meio ambiente que denotem desequilíbrios causados por contaminações. A detecção e quantificação de todos os microrganismos patogênicos potencialmente presentes na água é laboriosa, demanda tempo, os custos são elevados e nem sempre se obtêm resultados positivos ou que confirmem a presença do microrganismo (EDUARDO, 2007).

Os estudos de organismos microbiológicos nos lixiviados de aterros são de extrema importância, pois auxiliam quanto à indicação das fases de degradação na massa de resíduos.

2.4.1 Indicadores Biológicos de Poluição

Micro-organismos

Uma das considerações que devem ser feitas é a observação quanto à presença de microrganismos patogênicos em águas. De acordo com Mancuso, (2003), mais exatamente, trata-se de garantir que esses microrganismos não estejam presentes na água em densidades que representem um risco significativo para a saúde dos usuários. As formas de controle vão desde a aplicação de processos de tratamento eficaz até o monitoramento da qualidade da água, por meio de análises periódicas.

O monitoramento é feito pelo uso de outros microrganismos adotados como indicadores, entre os quais, os coliformes são os indicadores de segurança sanitária mais utilizados embora atualmente se reconheça que eles não cobrem, suficientemente toda a gama de microrganismos eventualmente presentes nos esgotos, como os protozoários, por exemplo (MANCUSO, 2003).

O princípio em que se baseia o uso de microrganismos indicadores é o de que a ausência deles na água ou a presença em densidades abaixo de certo limite implicam necessariamente a ausência ou densidades não significativas também de microrganismos patogênicos. (MANCUSO, 2003).

Micro-organismos patogênicos

Dadas as dificuldades de isolamento rotineiro de organismos patogênicos em amostras ambientais, desde os primórdios da Microbiologia Sanitária sugere-se que a indicação de contaminação seja determinada, prioritária e rotineiramente, por indicadores microbiológicos da presença de material fecal no meio ambiente. Nesse contexto, a interpretação básica do emprego de organismos indicadores é que sua presença atesta poluição de origem fecal e, portanto, risco de contaminação, ou seja, presença de patógenos. Entende-se, ainda, que a densidade de indicadores indica o grau de poluição/contaminação (GONÇALVES, 2003).

Segundo Pearson (2005) são introduzidos na água junto com a matéria fecal de esgotos sanitários. Podem ser de vários tipos: bactérias, vírus e protozoários. Esses microrganismos não são residentes naturais do meio aquático, tendo origem, principalmente, nos dejetos de pessoas doentes. Assim, eles têm sobrevivência limitada na água, podendo, no entanto, alcançar o ser humano por meio da ingestão ou contato com a água, causando-lhe doenças.

Pseudomonas aeruginosa

A *Pseudomonas aeruginosa* pertence à família Pseudomonadaceae, sendo considerado um microrganismo de metabolismo oxidativo. Caracteriza-se como bastonete Gram-negativo reto ou ligeiramente curvo com 1,5 µm de comprimento por 0,5 µm de largura, podendo ser observado como células isoladas, aos pares ou em cadeias curtas, revelando mobilidade através de flagelo polar monotríqueo. É muito versátil, pois pode utilizar um grande número de compostos orgânicos diferentes e resiste a uma grande variedade de agentes físicos e químicos (POLLACK, 1995; MOYA *et al.* 2002). Dentre as suas características, destaca-se a fácil adaptação às condições ambientais de nutrição, temperatura, umidade (FAVERO *et al.* 1971; GRUNDMANN *et al.* 1995; MOOLENAR *et al.* 2000) e sobrevive nos mais variados ambientes (SALYERS; WHITT, 2002 *apud* ALCÂNTARA, 2007).

A espécie *P. aeruginosa*, dentre outras, tem sido utilizada como indicador da qualidade de águas recreacionais. Dentre as fontes mais comuns de agentes infecciosos em águas recreacionais, estão as águas residuárias tratadas indevidamente e a drenagem proveniente de aterros sanitários (APHA, 1998).

Pseudomonadas patogênicos

Alguns membros do grupo pseudomonas são patogênicos. Entre os pseudomonas fluorescentes, a espécie *Pseudomonas aeruginosa* está frequentemente associada a infecções dos tratos urinário e respiratório em humanos. As infecções por pseudomonas *aeruginosa* são também comuns em pacientes submetidos a tratamento de queimaduras severas e outras lesões traumáticas de pele, bem como em indivíduos portadores de fibrose cística. No entanto a espécie *pseudomonas aeruginosa* não é considerada um parasita obrigatório, mas, um organismo oportunista, que inicia infecções em indivíduos que apresentam baixa resistência (MADIGAN, 2004).

Além de infecções urinárias, esse organismo pode também causar infecções sistêmicas geralmente em indivíduos que sofreram extensas lesões de pele. Amostras de *Pseudomonas aeruginosa* são normalmente encontradas em ambientes hospitalares, podendo facilmente infectar pacientes submetidos a tratamentos para outras doenças. O antibiótico polimixina não é normalmente utilizado no tratamento de humanos, devido à sua toxicidade; no entanto, é eficaz contra *P. aeruginosa*, devendo ser empregado com muita cautela (MADIGAN, 2004).

2.5 INFLUÊNCIA DO HIDRÓXIDO DE CÁLCIO NA ATIVIDADE MICROBIANA

A partir do conhecimento das características da citologia bacteriana e da dinâmica química do hidróxido de cálcio, pode-se discutir o mecanismo de ação deste sobre as bactérias e seus tecidos.

Kodukula *et al.* (1988) relatam que em condições de elevado pH, a atividade enzimática das bactérias é inibida. Aliado a este fato, cada enzima possui um pH ótimo para a sua ação, segundo o qual reage com uma velocidade máxima. O pH interno das bactérias é diferente do pH externo, sendo que, internamente, seu valor oscila em torno da neutralidade. Aliás, o mecanismo que mantém essa neutralidade ainda é desconhecido. Acrescido a este fato, a diferença do pH interior e exterior da célula pode determinar o mecanismo através do qual a atividade celular é influenciada pela concentração de íons hidrogênio.

Frente aos processos e atividades isoladas do pH em sítios enzimáticos essenciais, como acontece a nível de membrana, torna-se mais esclarecedor associar o

hidróxido de cálcio, substância dotada de elevado pH, a efeitos biológicos lesivos sobre a célula bacteriana para explicar seu mecanismo de ação. Com esta finalidade Estrela *et al.* (1994) estudaram o efeito biológico do pH na atividade enzimática de bactérias anaeróbias. Como a localização dos sítios enzimáticos é na membrana citoplasmática, e por esta ser responsável por funções essenciais, como o metabolismo, crescimento e divisão celular, e participar dos últimos estágios da formação da parede celular, biossíntese de lipídios, transporte de elétrons, como enzimas envolvidas no processo de fosforilação oxidativa, os autores acreditam que os íons hidroxila do hidróxido de cálcio desenvolvem seu mecanismo de ação a nível da membrana citoplasmática. O efeito do elevado pH do hidróxido de cálcio, influenciado pela liberação de íons hidroxila, é capaz de alterar a integridade da membrana citoplasmática através de injúrias químicas aos componentes orgânicos e transporte de nutrientes, ou por meio da destruição de fosfolipídios ou ácidos graxos insaturados da membrana citoplasmática, observado pelo processo de peroxidação lipídica, sendo esta na realidade, uma reação de saponificação (ESTRELA *et al.* 1994).

Estrela *et al.* (1994) reportaram que o hidróxido de cálcio apresenta duas expressivas propriedades enzimáticas, a de inibir enzimas bacterianas gerando efeito antimicrobiano e a de ativar enzimas teciduais, como a fosfatase alcalina, conduzindo ao efeito mineralizador.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DA MURIBECA-PE

O aterro da Muribeca compreende uma área média de 62 hectares, com capacidade para receber lixo, oriundo dos municípios de Recife e Jaboatão dos Guararapes (Estado de Pernambuco). Seu gerenciamento foi instituído através de convênio firmado entre o Governo do Estado, a Prefeitura do Recife e a Prefeitura de Jaboatão dos Guararapes. A área do aterro pode ser visualizada na Figura 3.1.

O sistema de tratamento dos lixiviados implantado desde o ano de 2002 no aterro da Muribeca era constituído de lagoas de estabilização (01 lagoa anaeróbia seguida de 03 lagoas facultativas), para o tratamento biológico; e tratamento bioquímico através da fitorremediação.



Figura 3.1. Vista aérea do Aterro da Muribeca e Estação de Tratamento de Lixiviado. Pernambuco, 2005.

O aterro foi fechado desde 2009. O lixão da Muribeca estava entre os dez maiores aterros da América do Sul e era considerado o maior aterro do Estado de Pernambuco. Atualmente, libera sete metros cúbicos por hora de chorume, o equivalente a 150 metros cúbicos por dia e cerca de 60 mil metros cúbicos por ano.

Pelo fato de os líquidos lixiviados continuarem escorrendo e, como conseqüência, poluindo o Rio Jaboatão e as praias do município, a Agência Estadual do Meio Ambiente (CPRH) e representantes da Prefeitura de Jaboatão e a Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana do Recife (EMLURB), definiram que os resíduos

seriam bombeados a partir de 1º de maio de 2013, para a Estação de Tratamento da CTR(Central de Tratamento de Resíduos) Candeias. Uma empresa privada é a responsável pelo tratamento e disposição final de resíduos sólidos e fica ao lado do antigo aterro. O espaço na Muribeca foi usado durante mais de 20 anos, pela prefeitura do Recife, para deixar os resíduos recolhidos na cidade.

3.2 ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE AGUAZINHA-PE

O aterro de resíduos sólidos de aguazinha foi desativado pela Prefeitura Municipal de Olinda (PMO) no final do mês de dezembro do ano de 2010. O fechamento foi recomendado pelo Ministério Público de Pernambuco (MPPE) e pela Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) porque o local chegou ao seu limite de uso. O lixo produzido na cidade de Olinda é encaminhado para o Centro de Tratamento de Resíduos (CTR) localizado no município de Igarassu, na Região Metropolitana do Recife. A CTR é a mesma que recebe os resíduos da cidade do Recife.

O Aterro de Aguazinha foi considerado o segundo maior do Estado de Pernambuco, recebia, diariamente, cerca de 400 toneladas de sólidos regulares (resíduos domiciliares), sólidos volumosos (entulhos, varrição e limpeza pública) e resíduos de poda (ROCHA, 2008). Este aterro possuía uma área de 19 hectares, com distância média de 8 Km do centro da massa urbana de Olinda/PE e funcionou como depósito de resíduos a céu aberto entre 1988 e 1998.

Na figura 3.2 mostram-se as fotos da vista aérea do aterro de Aguazinha/Pe (a), como um lixão (b) e re-ordenamento das células (c).

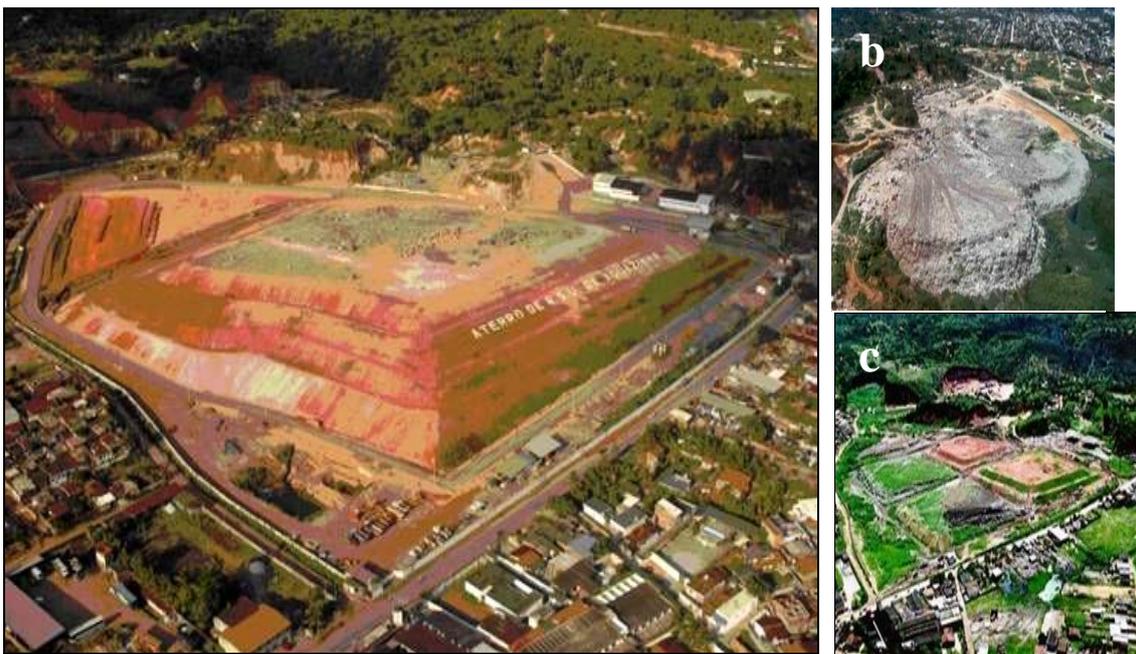


Figura 3.2 - Fotos do Aterro Controlado de Aguazinha-PE (a) em 2007 (Fonte: EMLURB/DLU, Recife/PE, 2007); (b) como lixão entre 1988 e 1998 (Fonte: Prefeitura Municipal de Olinda/PE) e (c) re-ordenamento da massa de resíduos do aterro em 4 células (Fonte: Prefeitura Municipal de Olinda/PE).

O tratamento dos líquidos lixiviados no aterro controlado de Aguazinha estava baseado em um tratamento primário: recirculação de 50% do volume do lixiviado gerado; um tratamento secundário (biológico): Lagoa de Equalização e Sistema Anaeróbio (Filtro Anaeróbio) e Lagoa Facultativa. A extensão da área da estação de tratamento de lixiviados é de 80m de comprimento e largura média de 50m (ROCHA, 2008).

3.3 LIXÃO TERRA DURA

Em 1983, a lixeira do bairro Soledade foi desativada e a prefeitura de Aracajú transferiu essa atividade para o povoado Terra Dura, com o intuito de construção de um aterro sanitário. Até 2012, a prefeitura estudava a construção de um novo aterro sanitário na zona metropolitana, em consórcio com os municípios limítrofes, apesar das críticas da imprensa e de ambientalistas que defendem o tratamento de resíduos sólidos à simples construção de mais um aterro.

No ano de 2013, a prefeitura de Aracaju fechou definitivamente a lixeira do bairro de Santa Maria e firmou contrato com a empresa Estre Ambiental, detentora de um complexo de tratamento de resíduos no município de Rosário do Catete.

O lixão da Terra Dura abrangia área total de 427.833 m², sendo que a área utilizada era de 175.410 m². Ele localizava-se a sudoeste do município de Aracaju, no bairro de Santa Maria e foi administrado pela Empresa Municipal de Serviços Urbanos-EMSURB, pertencente à Prefeitura Municipal de Aracaju (PMA). Nele eram depositados, aproximadamente, 220 a 450 toneladas de dejetos diariamente. A Figura 3.3 apresenta algumas fotos deste lixão.



Figura 3.3 - Fotos do aterro da Terra Dura: (a) Entrada; (b) compactação e (c) descarga do resíduo. Aracajú/SE, 2011. Fonte: A autora.

3.4 COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

3.4.1. Amostras para Ensaio de Precipitação Química

Os lixiviados do Aterro de resíduos da Muribeca foram coletados na caixa de medição de vazão e os do Aterro de Resíduos Sólidos de Aguazinha foram provenientes de uma célula de disposição final dos resíduos. As amostras foram coletadas em bombonas de polietileno, transportadas ao Laboratório Interdisciplinar de

Meio Ambiente LIMA-DEQ/UFPE, do Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais (GPTA) e acondicionadas em refrigerador a 4°C.

Esta pesquisa contou com auxílio do Laboratório de Contaminação Ambiental do Grupo de Resíduos Sólidos (GRS), no Departamento de Engenharia Civil-UFPE; Laboratório de Análises Microbiológicas, no Departamento de Engenharia Química.-UFPE; Laboratório de Metrologia das Radiações Ionizantes LMRI-DEN/UFPE e Laboratório de Engenharia Ambiental e da Qualidade LEAQ-DEQ/UFPE.

3.4.2. Amostras para Ensaios de Eletrocoagulação

As amostras de lixiviados foram acondicionadas em bombonas de polietileno, transportadas ao Laboratório de Minimização e Tratamento de Efluentes – LMTE do ITP/SE e acondicionadas sob refrigeração a 4°C.

3.4.3. Amostras para Ensaios de Biodegradabilidade

As amostras foram coletadas em bombonas de polietileno, transportadas ao Laboratório Interdisciplinar de Meio Ambiente LIMA-DEQ/UFPE, do Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais (GPTA) e acondicionadas em refrigerador a 4°C.

3.5 METODOLOGIAS UTILIZADAS NOS ENSAIOS

3.5.1. Parâmetros Analisados

Os critérios para caracterização dos efluentes brutos e tratados foram rigorosamente seguidos, a partir dos métodos do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Foram considerados parâmetros físico-químicos e microbiológicos para a caracterização dos lixiviados: pH; Cor; Condutividade; Turbidez; Sólidos Totais(ST); Sólidos Suspensos Totais Fixos (SSTF); Sólidos Suspensos Totais Voláteis (SSTV); Sólidos Sedimentáveis(SS); DQO; DBO, Nitrogênio Amoniacal, Coliformes Totais(CT), Termotolerantes(CTT), *Pseudomonas aeruginosa*, Contagem de microrganismos anaeróbios; Contagem de microrganismos heterotróficos; Contagem de bolores e leveduras.

Cada parâmetro para caracterização do lixiviado foi avaliado de acordo com as seguintes metodologias descritas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Metodologias utilizadas no estudo com precipitação química

Parâmetros	Processos	Métodos
pH	Eletrocoagulação; Precipitação química; Radiação Gama.	Método eletrométrico - SMEWW 4500 B
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Eletrocoagulação; Precipitação química;	Condutância elétrica SMEWW 2510 B
Cor (mg Pt/L)	Eletrocoagulação; Precipitação química.	Color, True and Apparent Method 8025 Platinum-Cobalt Standard Method (15 to 500 units)
Turbidez(NTU)	Eletrocoagulação; Precipitação química; Radiação Gama.	Nefelométrico SMEWW 2130 B
Sólidos Totais(mg/L); Sólidos Totais fixos (mg/L); Sólidos Totais Voláteis(mg/L);	Eletrocoagulação; Precipitação química; Radiação Gama.	Gravimétrico Adaptado do SMEWW 2540 - B, 2540 D.
DQO(mg O_2/L)	Eletrocoagulação; Precipitação química; Radiação Gama.	Titulométrico (Digestão com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) SMEWW 5220 C
DBO5(mg O_2/L)	Eletrocoagulação; Precipitação química; Radiação Gama.	Manométrico Adaptado do SMEWW 5210
Coliformes Totais; Coliformes Termotolerantes; .Pseudomonas aeruginosa; Contagem anaeróbios; Contagem heterotróficos; Contagem bolores e leveduras.	Precipitação química; Radiação Gama	Técnicas dos tubos múltiplos (APHA, 1998)
Nitrogênio Amoniacal (mg/L N)	Precipitação química; Radiação Gama	Método de Nesslerização (NBR 10560)

Análises Microbiológicas

As estirpes de bactérias foram avaliadas frente às metodologias descritas abaixo.

Coliformes e Pseudomonas aeruginosa

As análises para detecção de bactérias do grupo coliformes Totais e Coliformes termotolerantes, bem como *Pseudomonas aeruginosa*, foram realizadas de acordo com esquema apresentado nas Figuras 3.4 a 3.6.

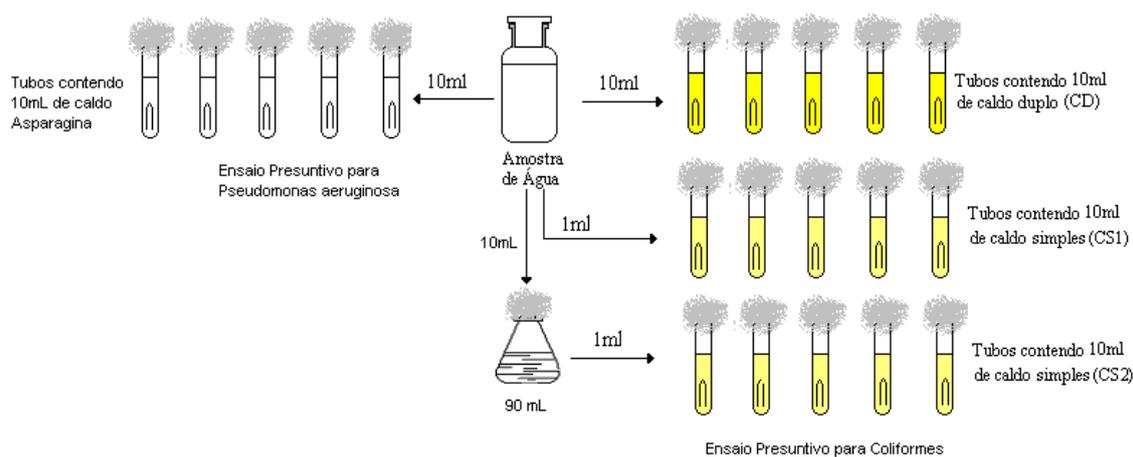


Figura 3.4 - Esquema de Inoculação do Ensaio Presuntivo para Coliformes e *Pseudomonas aeruginosa*

Fonte: MARQUES, 2012

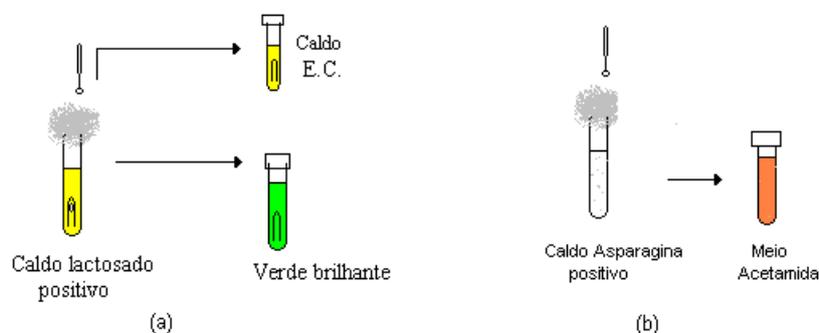


Figura 3.5 - Esquema de Inoculação do Ensaio Confirmativo para coliformes e *P. Aeruginosa*

Fonte: MARQUES, 2012

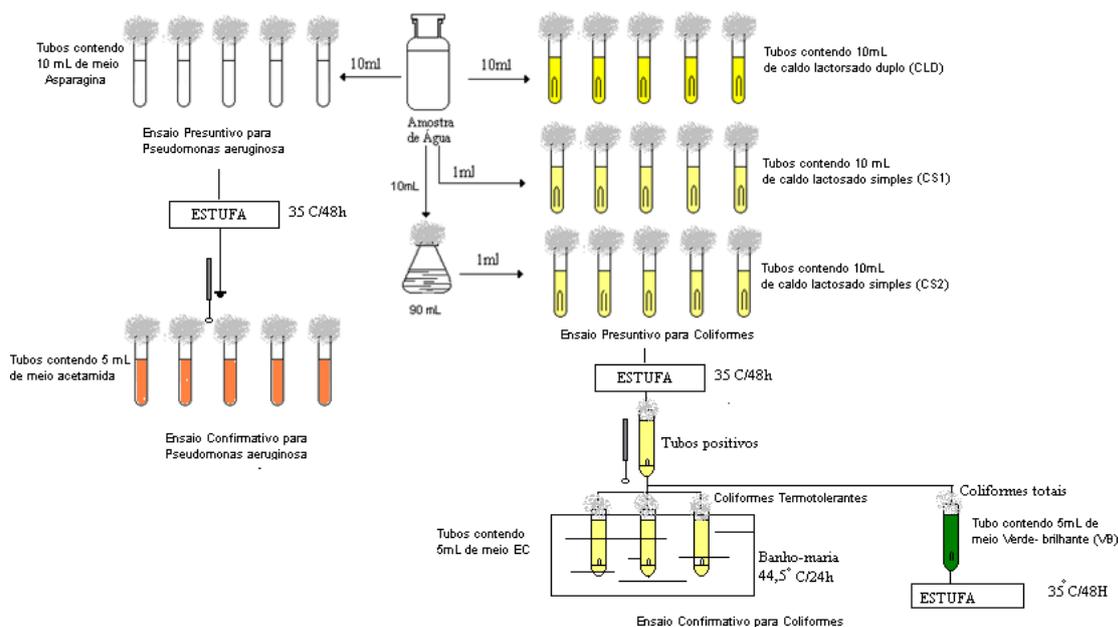


Figura 3.6 - Esquema de Inoculação dos Ensaio de Coliformes e *P. Aeruginosa*
 Fonte: MARQUES, 2012

Contagem de organismos anaeróbios

As amostras foram inicialmente inoculadas em 10mL de caldo (tioglicolato+ácido ascórbico+resazurina), previamente fervido por 20-25 minutos para desaeração com nitrogênio. Em seguida, os frascos contendo as amostras em caldo tioglicolato foram selados e encaminhados à autoclavagem, por 15min.

Os frascos com tioglicolato foram semeados com 1mL usando seringa descartável, realizando sucessivamente uma série de diluições 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} , para o lixiviado bruto e após precipitação química com hidróxido de cálcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$. As amostras foram incubadas por 72 horas em anaerobiose. Após esse período, os frascos que apresentaram mudança de coloração de rosa claro a turvo amarelada foram considerados positivos para organismos anaeróbios.

Contagem de organismos heterotróficos

As análises para contagem de organismos heterotróficos foram realizadas transferindo-se 10 mL da amostra em erlenmeyer contendo 90mL de água tamponada

estéril. Agitou-se, para obter uma suspensão dos microrganismos existentes. Em seguida, retiraram-se 10ml e transferiu-se para outro erlenmeyer com 90mL de água, e assim sucessivamente, sendo realizada uma série de diluições 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} , para o lixiviado bruto e após precipitação química. De cada diluição transferiu-se para placas de petri estéreis, 1ml de cada diluição e depois adicionou-se a cada placa cerca de 15 ml de meio de cultura Plate fundido e resfriado a 45°C .

Homogeneizou-se e aguardou-se o meio de cultura solidificar em repouso por mais ou menos 3 minutos. As placas foram invertidas e incubadas à temperatura de 35°C durante 48 horas. Após esse período, fez-se a leitura das placas positivas, como indicado no esquema de inoculação Figura 3.7.

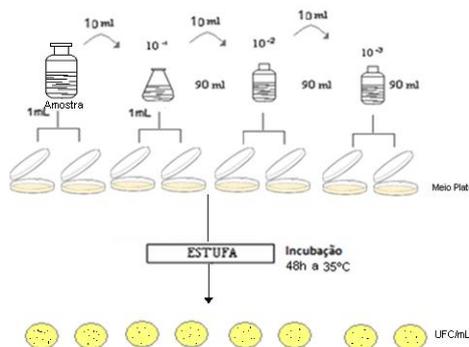


Figura 3.7 - Esquema de inoculação – bactérias heterotróficas
Fonte: MARQUES, 2012

Contagem de Bolores e leveduras

As análises para contagem de bolores e leveduras foram realizadas transferindo-se 10 mL da amostra para Erlenmeyer contendo 90mL de água tamponada estéril, para realizar diluição do lixiviado. Agitou-se para obter uma suspensão dos microrganismos existentes. Em seguida, retiraram-se 10ml, transferindo para outro Erlenmeyer com 90mL de água estéril, e assim sucessivamente, sendo realizada uma série de diluições 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} .e 10^{-4} , para o lixiviado bruto e precipitado. De cada diluição transferiu-se 1 mL de cada amostra para placas de petri estéreis, adicionando-se a cada placa cerca de 15 ml de meio de cultura Sabourau.

As placas foram homogeneizadas e aguardou-se o meio de cultura solidificar em repouso por mais ou menos 3 minutos. As placas foram invertidas e incubadas em estufa a 25°C , por cinco dias. Após esse período, fez-se a leitura das placas positivas, para os testes de NMP.

3.5.7 Procedimento Experimental

Os ensaios de precipitação química foram realizados de acordo com o esquema indicado no fluxograma apresentado na Figura 3.8.

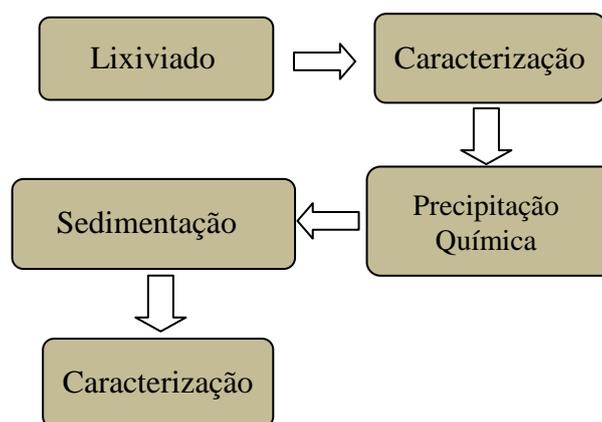


Figura 3.8 - Fluxograma esquemático dos ensaios de precipitação química

Os ensaios de precipitação química foram realizados com o intuito de estudar o pré-tratamento de lixiviados com hidróxido de cálcio, avaliando três cales de fabricantes distintos e as variáveis de processo: velocidade de rotação na floculação; tempo de mistura lenta; tempo de sedimentação. Após os ensaios, procedeu-se às análises do lixiviado tratado, avaliando a eficiência quanto à remoção dos parâmetros avaliados.

Os fatores, níveis e suas variações utilizados nos ensaios, foram adotados baseando-se em fatores e variações estudados por Yilmaz et al. (2010), Mello (2011), Paulino (2011), Nagashima et al. (2009) e Lins (2011) e Nunes (1996).

Utilizou-se um planejamento experimental do tipo fatorial completo. Essas faixas de valores para os fatores foram selecionadas com o objetivo de avaliar a interação entre os mesmos e suas influências nas variáveis de resposta que foram cor e turbidez. O planejamento fatorial 2^4 utilizado nos ensaios foram gerados de acordo com a Tabela 3.2. Os ensaios foram realizados em duplicata com triplicata no ponto central.

Tabela 3.2- Variáveis e níveis considerados nos ensaios de precipitação química

Ensaio	Massa (g)	Rotação na floculação (rpm)	Tempo de mistura lenta (min)	Tempo de sedimentação (min)
1	15,0	108	25	60
2	15,0	108	25	10
3	15,0	108	5	60
4	15,0	108	5	10
5	15,0	36	25	60
6	15,0	36	25	10
7	15,0	36	5	60
8	15,0	36	5	10
9	5,0	108	25	60
10	5,0	108	25	10
11	5,0	108	5	60
12	5,0	108	5	10
13	5,0	36	25	60
14	5,0	36	25	10
15	5,0	36	5	60
16	5,0	36	5	10
17	10,0	72	15	35
18	10,0	72	15	35
19	10,0	72	15	35

As análises estatísticas do planejamento experimental, incluindo o diagrama de Pareto, foram realizadas usando o programa Statistica[®] versão 5.0 (Statsft.Inc, Tulsa/OK USA).

Planejamento Experimental para Otimização do Processo de Precipitação Química

Nesta etapa de otimização do processo de precipitação química, os fatores utilizados foram: massa de coagulante, tempo de floculação, velocidade de rotação na floculação (mistura lenta) e tempo de sedimentação. Suas variações correspondem aos níveis e as variáveis dependentes que foram: cor e turbidez.

Foram adotados os fatores: velocidade de rotação na coagulação e tempo de coagulação, baseados em estudos realizados por Nunes (1996).

A Tabela 3.3 apresenta os fatores e as variáveis consideradas nesta etapa de otimização.

Tabela 3.3 – Fatores e variáveis consideradas na etapa de otimização do processo de precipitação química

Fatores	Variáveis
Rotação de flocculação(rpm)	108
Tempo de mistura lenta(min.)	25
Massa do coagulante(g/L)	15
Tempo de sedimentação(min)	60
Rotação de coagulação(rpm)	115
Tempo de coagulação(s)	60

Cales utilizadas

O agente precipitante utilizado no processo de precipitação química foi o hidróxido de cálcio. Nesta pesquisa, três marcas foram selecionadas e avaliadas no processo de tratamento. Para facilitar e distinguir as mesmas, estipularam-se três denominações, como Cal P.A (CPA), Cal comercial (CPE) e Cal comercial (CSP), tais como indicadas na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Descrição dos tipos de coagulantes utilizados

Produto	Utilização	Fabricante	Custo (Kg)
CPA	Laboratório	Fmaia	R\$ 22,40
CPE	Construção civil	Hidrafort	R\$ 1,40
CSP	Construção civil	Qualical	R\$ 0,80

As cales utilizadas são constituídas basicamente por óxidos de cálcio ou óxido de magnésio ou, mais comumente, pela mistura desses dois compostos. Os ensaios de precipitação química com $\text{Ca}(\text{OH})_2$ foram realizados em equipamento com reatores estáticos, denominados “*Jar Test*” (modelo JT-203), possuindo ajuste de agitação mecânica até 120 rpm, tendo capacidade de seis provas com regulador de rotação das hastes misturadoras. O mesmo é constituído de seis reatores ou jarros, em forma de tronco-prismática, seção transversal quadrada, abrangendo capacidade de até 2 litros em cada reator, como pode ser verificado na Figura 3.9.

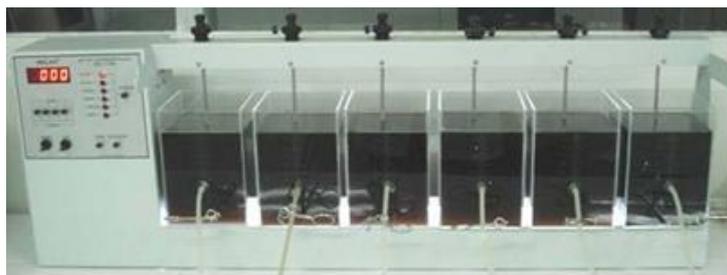


Figura 3.9 - *Jar Test* utilizado nos ensaios de precipitação química

com hidróxido de cálcio.

O hidróxido de cálcio foi utilizado nos ensaios de precipitação química, como solução de leite de cal. As soluções foram previamente preparadas dissolvendo 5,0g, 10,0g. e 15,0g, de cal em água destilada e aferidas a 1000 mL em balão volumétrico.

Os ensaios foram realizados adicionando-se 100 mL do leite de cal em 900 mL do lixiviado, totalizando volume final de 1000mL, submetido às condições especificadas no planejamento 2^4 , em jar test.

3.6 ENSAIOS DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA COM HIDRÓXIDO DE CÁLCIO E RADIAÇÃO GAMA

3.6.1 Procedimento experimental do tratamento conjunto precipitação-radiação

O planejamento fatorial de experimentos é uma ferramenta utilizada em otimizações de processos que reduz a quantidade de ensaios a serem realizados no experimento, através de “design” de aproximações geométricas que proporcionam uma forma simples, confiável e eficiente de análise dos dados, já que se utiliza a metodologia de análise de superfície de resposta (RSM). Seus modelos são avaliados por parâmetros estatísticos específicos, contidos na metodologia de análise de variância dos dados (ANOVA). Nesta metodologia de otimização, as variáveis independentes são conhecidas como sendo os fatores, suas variações são chamadas de níveis, enquanto que as variáveis dependentes são tidas como sendo as respostas (BARROS NETO *et al.* 1995).

As análises foram realizadas de acordo com o fluxograma esquemático da Figura 3.10.

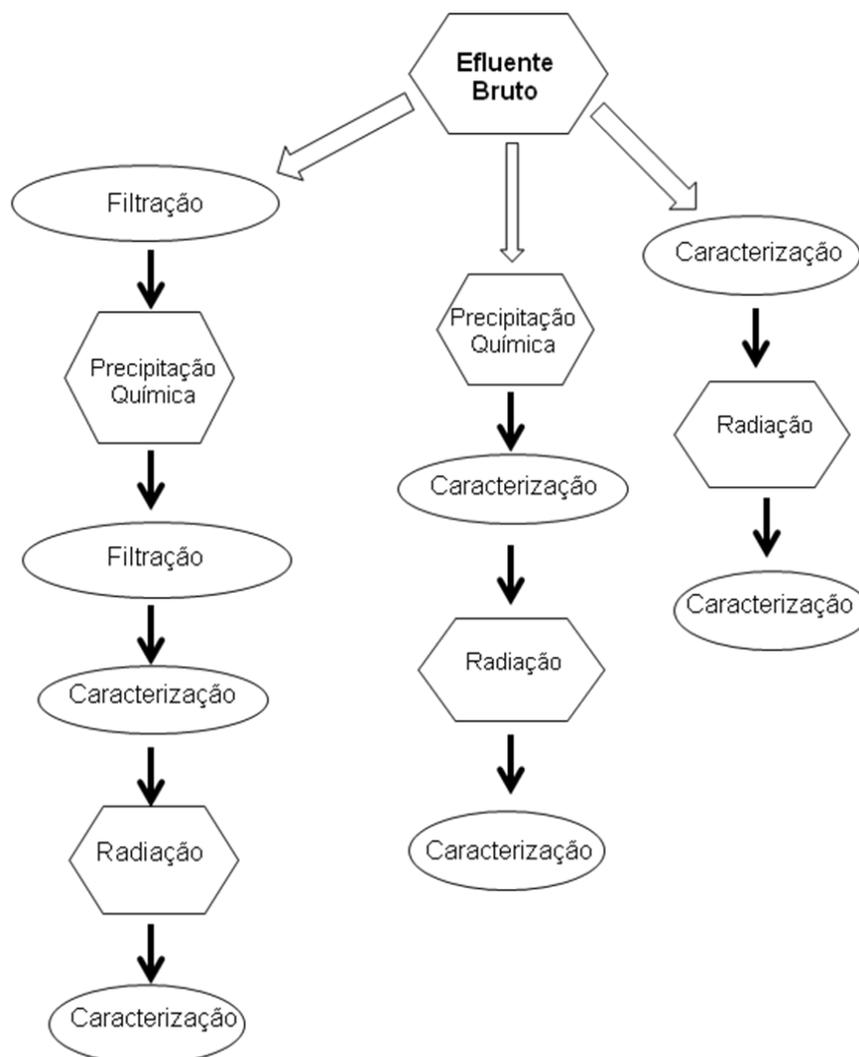


Figura 3.10 - Fluxograma esquemático do estudo para o ponto ótimo antes e após os ensaios de precipitação química.

A seleção da dosagem de radiação utilizada nesta pesquisa partiu de um estudo realizado em lixiviados de aterros, por Paulino (2011), o qual, através de planejamento experimental fatorial completo 2^2 , avaliou as faixas de radiação gama de 5, 20 e 35 KGy, obtendo as melhores eficiências de remoção de carga orgânica à dose de 35kGy.

O lixiviado bruto coletado no aterro da Muribeca e o pré-tratado por coagulação química (250 mL de cada amostra), foram irradiados com radiação Gama (fonte de Cobalto 60) no irradiador Gammacell do laboratório Gamalab do DEN/UFPE. Pode-se visualizar em uma foto deste equipamento na Figura 3.11.



Figura 3.11 - Irradiador Gammacell 220 EXCEL

3.6.2 Procedimento Experimental

Todos os ensaios do tratamento conjugado com radiação foram realizados com o pré-tratamento do lixiviado nas condições do ponto ótimo dos ensaios de precipitação química definido anteriormente. Por se tratar de um estudo com aplicação em escala real, a cal utilizada foi a comercial, que foi a de melhor eficiência (Qualical). Desta forma, as variáveis aplicadas nos ensaios de precipitação química com hidróxido de cálcio com radiação foram as indicadas na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 - Variáveis e condições ótimas para os ensaios de precipitação química com CaOH

Massa do coagulante (g)	15
Rotação de floculação (rpm)	108
Tempo de mistura lenta (min.)	25
Rotação de coagulação (rpm)	115
Tempo de mistura rápida (s)	60
Tempo de sedimentação (min)	60

Levando em consideração o ponto ótimo dos ensaios de precipitação química, tanto o lixiviado bruto quanto precipitado com hidróxido de cálcio do aterro da Muribeca-PE, foram submetidos a uma filtração para avaliação dos parâmetros. Em um fluxograma esquemático do estudo realizado, pode-se visualizar as etapas empregadas antes e após os ensaios (Figura 3.12).

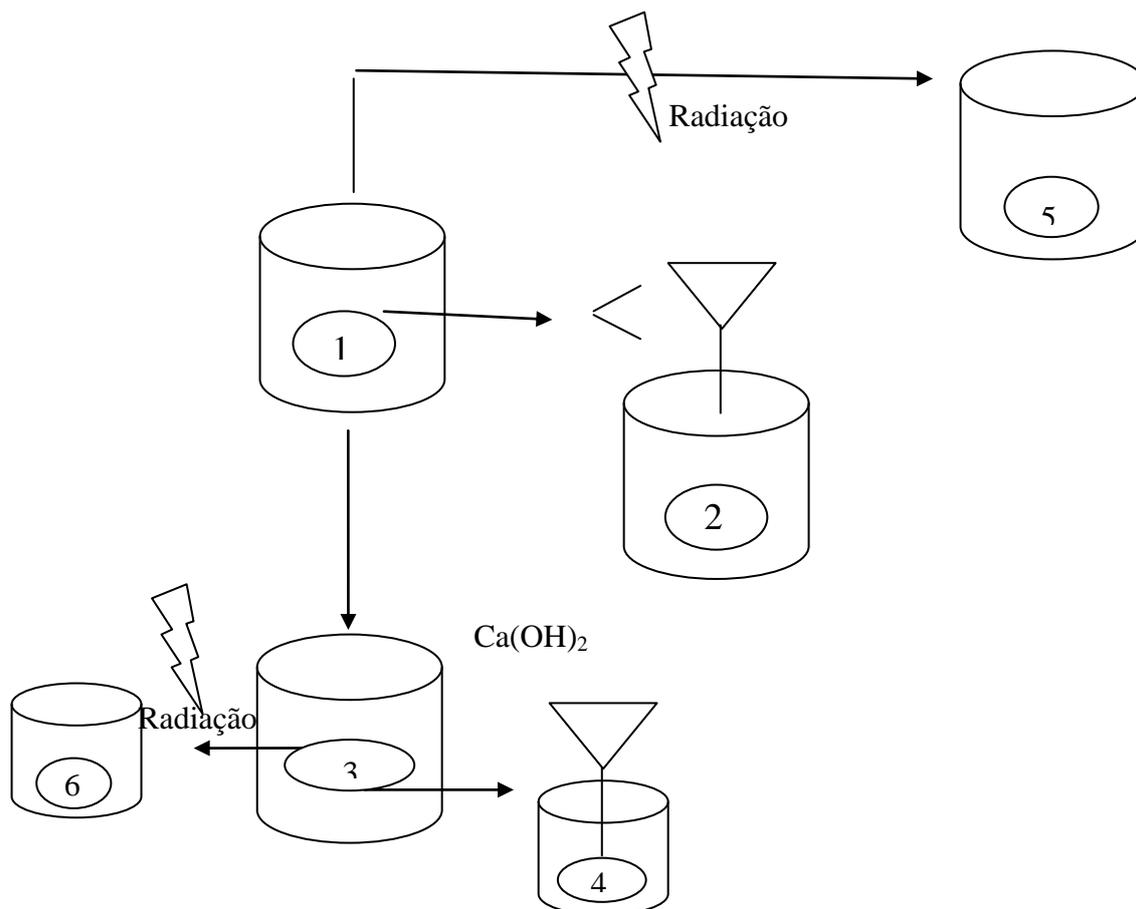


Figura 3.12 Fluxograma esquemático do tratamento sofrido pelo lixiviado por precipitação química associada à radiação gama, onde: 1. Lixiviado bruto; 2. Lixiviado bruto filtrado; 3. Lixiviado submetido ao processo de precipitação química; 4. Lixiviado submetido ao processo de precipitação química e após filtrado; 5. Lixiviado bruto irradiado; 6. Lixiviado submetido ao processo de precipitação química e após irradiado.

3.7 ENSAIOS DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA UTILIZANDO BIOCOAGULANTE COM ATIVOS VEGETAIS

O biocoagulante utilizado foi produzido pela Claeff, tendo como base uma extração a vapor dos componentes da semente *Moringa oleífera* (Figura 3.13).



Figura 3.13 - Biocoagulante com ativos naturais

3.7.1. Procedimento Experimental com Coagulante Natural

O lixiviado estudado foi proveniente do Aterro da Muribeca. Nesta etapa, as variáveis aplicadas nos ensaios de precipitação química foram as indicadas na Tabela 3.6, que são as condições ótimas de precipitação.

Tabela 3.6 - Variáveis e condições operacionais para os ensaios com coagulante natural

Variável	Valor
Massa do coagulante(g)	15
Rotação de floculação(rpm)	108
Tempo de mistura lenta(min.)	25
Rotação de coagulação(rpm)	115
Tempo de mistura rápida(s)	60
Tempo de sedimentação(min)	60

Os ensaios foram realizados em equipamento com reatores estáticos, denominado “*Jar Test*” (modelo Q305ME), possuindo ajuste de agitação mecânica até 120 rpm, tendo capacidade de três provas com regulador de rotação das hastas misturadoras, como pode ser verificado na Figura 3.14.

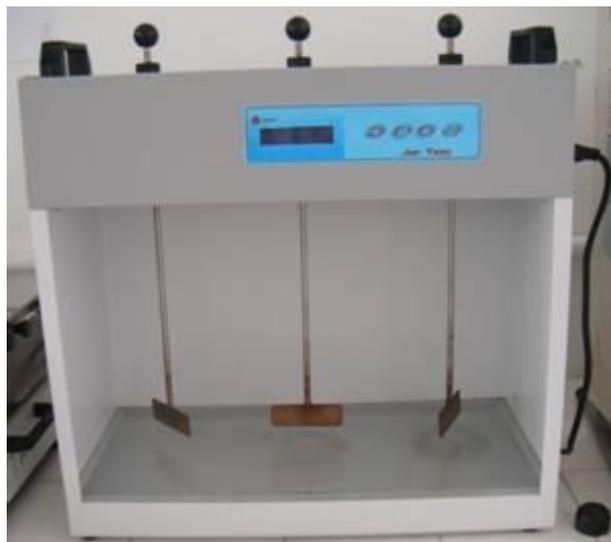


Figura 3.14 - Jar Test utilizado na precipitação química com biocoagulante.

O biocoagulante foi testado nas faixas de concentrações de 0,1mL, 0,2mL, 0,5mL, 1,0mL, 2,0mL e 5,0mL para 500mL de lixiviado bruto. O fabricante (Claeff), orienta que os estudos sejam realizados na faixa de concentrações de 1 a 3mL.

3.8 ESTUDO DA ELETROCOAGULAÇÃO DO LIXIVIADO

Esta pesquisa ocorreu através de um intercâmbio realizado entre o Instituto de Tecnologia e Pesquisa (ITP-SE) e a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), através do Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais- GPTA, do Departamento de Engenharia Química da UFPE, financiado pela FACEPE, através do programa de bolsa de mobilidade acadêmica.

3.8.1 Ponto de coleta no Lixão Terra Dura

As coletas do lixiviado do lixão da Terra Dura foram realizadas com o apoio de transporte da Universidade Tiradentes- Unit/SE. Pode-se visualizar o ponto de coleta do lixiviado no lixão Terra Dura na Figura 3.15. As coordenadas GPS do local da coleta foram: 1-S11°00'14.0'' w037°07'44.0''; 2 - S11°00'13.9'' w037°07'43.9''; 3 - S11°00'13.8'' w037°07'43.9''; 4 - S11°00'14.0'' w037°07'44.0''.



Figura 3.15: Foto da coleta no Aterro da Terra Dura.

3.8.2 Procedimentos Experimentais do Processo de Eletrocoagulação

A realização dos experimentos do processo de eletrocoagulação ocorreu de acordo com as cinco fases: Fase 1: Determinação do material dos eletrodos a serem utilizados; Fase 2: Realização dos ensaios de eletrocoagulação; Fase 3: Análise dos parâmetros de avaliação determinados; Fase 4: otimização do ponto ótimo do tratamento; Fase 5: Avaliação dos resultados encontrados nos ensaios.

Este estudo eletrolítico foi realizado através de um sistema testado e avaliado em um reator, de material de plástico resistente com capacidade para tratar 6L. Sua alimentação era promovida por uma fonte de tensão estabilizadora conforme a Figura 3.16.

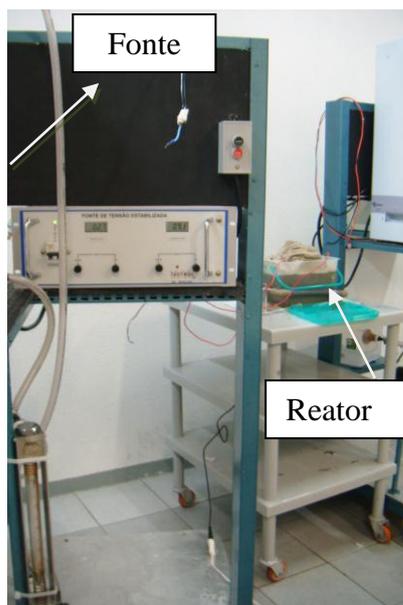


Figura 3.16 - Fonte de Tensão Estabilizadora e reator utilizados no processo de eletrocoagulação.

Fonte: Autora, 2013.

O estudo ocorreu como indicado no fluxograma esquemático da Figura 3.17.

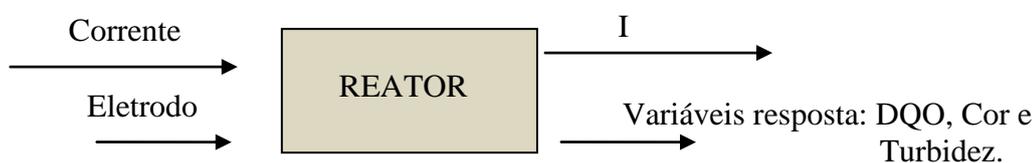


Figura 3.17 - Fluxograma esquemático dos ensaios de eletrocoagulação

A programação de correntes avaliadas seguiu um planejamento experimental fatorial 2^2 como pode ser verificado na Tabela 3.7.

Tabela 3.7: Níveis do planejamento experimental fatorial 2^2 considerados nos ensaios de eletrocoagulação

	Níveis	
	+1	-1
Eletrodo	Alumínio	Ferro
Corrente	7	5

A Tabela 3.8 apresenta a matriz de planejamento fatorial referente aos ensaios de eletrocoagulação e os parâmetros de avaliação, que foram o material dos

eletrodos utilizados e a intensidade de corrente. As variáveis de respostas foram: DQO, cor, turbidez, sólidos, pH, condutividade e alcalinidade.

Tabela 3.8: Matriz de planejamento

Corrente	Eletrodo	i (mA/cm ²)	Eletrodos de sacrifício	Intensidade de Corrente (A)
+	+	7	Alumínio	9,7
+	-	7	Ferro	10,3
-	+	5	Alumínio	7,0
-	-	5	Ferro	7,3

Foram utilizados dois tipos de eletrodos (Figura 3.18), dispostos perpendicularmente ao fundo com distância entre eles de 1 cm. Os eletrodos de ferro tinham 18 cm de largura e 10 cm de altura, com espessura de 0,6mm; já os eletrodos de alumínio tinham 17 cm de largura e 10 cm de altura e com espessura 0,325 mm. O tempo de detenção do tratamento foi definido em 1 hora, testando quatro configurações. Ambos os eletrodos de sacrifícios (anodos de alumínio e ferro) foram procedentes de sucata, na intenção de uma proposta de uso de materiais para reciclagem.

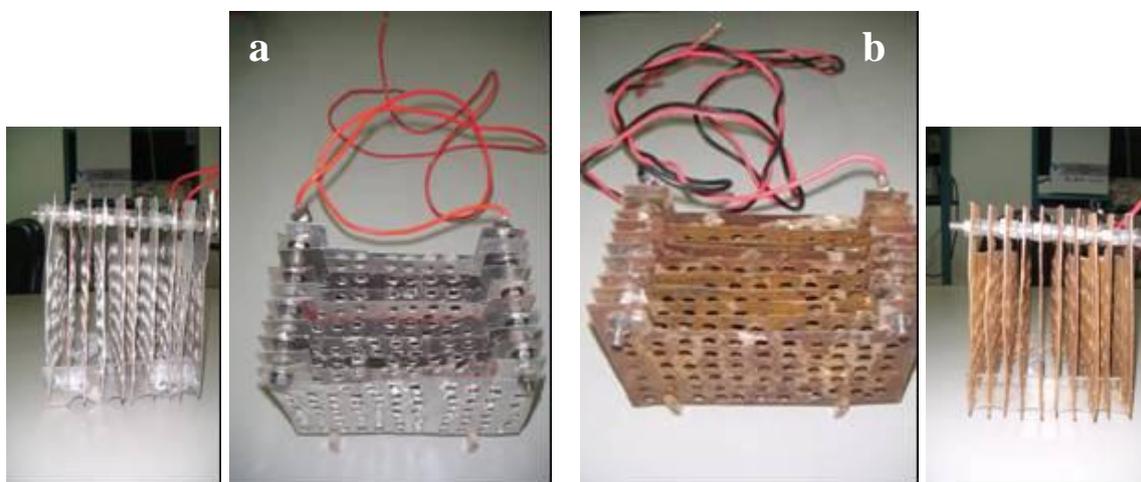


Figura 3.18 - Fotos dos eletrodos de Alumínio (a) e Ferro (b) utilizados nos experimentos.

O reator eletrolítico era retangular e funcionou como um reator monopolar, ou seja, com as conexões em paralelo. A densidade de corrente utilizada no sistema foi 5 e 7, para todas as configurações testadas de acordo com o planejamento estatístico.

As dimensões do reator foram de 19cm(L)x26cm(C)x15,5cm(H) e capacidade volumétrica útil de 5,5L, para operação em fluxo contínuo. O sistema

completo apresenta dimensões de 36cm (L) x 26cm (C) x 15,5cm (H). A Figura 3.19 apresenta duas fotos do mesmo.



Figura 3.19 - Fotos do reator eletrolítico vazio (a) e com lixiviado (b)

No estudo do método físico-químico foram empregadas 2 amostragens de lixiviados coletadas durante dois meses consecutivos. As coletas foram realizadas nos meses de junho e julho do ano de 2011.

Os ensaios de eletrocoagulação foram realizados de forma alternada, sendo um ensaio com eletrodo de alumínio e outro com eletrodo de ferro e suas respectivas correntes, e assim sucessivamente. As análises foram monitoradas por um período de uma hora e as alíquotas eram retiradas a cada 5, 10, 15, 20, 30, 40 e 60 min para posterior análise. A condutividade foi monitorada no próprio reator durante o experimento.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados serão apresentados conforme a sequência utilizada na descrição da metodologia.

4.1. PROCESSO DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA DO LIXIVIADO COM HIDRÓXIDO DE CÁLCIO

4.2 Caracterização do lixiviado do aterro da Muribeca/PE

Nos estudos dos métodos físico-químicos foram empregadas amostras de lixiviados coletados nos aterros sanitários de Aguazinha/PE e da Muribeca/PE. As coletas foram realizadas em julho, agosto e setembro do ano de 2010. Os valores médios do resultados da caracterização são apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1. Resultado da caracterização dos lixiviados dos aterros de Aguazinha e Muribeca (valores médios), julho a setembro de 2010.

Parâmetros	Aterro de Aguazinha	Aterro da Muribeca
Alcalinidade Total (mg/L CaCO ₃)	-	8.558,00
DBO (mg/L)	1.080,00	1510,00
DQO (mg/L)	4.600,00	2.822,00
DBO/DQO (mg/L)	0,23	0,54
Cloretos (mg/L)	-	670,00
Condutividade (mS/cm)	9.905,00	22.630,00
Cor (Hazen)	2.480,00	5.505,00
Fósforo Total (mg/L)	-	22,63
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	-	2.365,00
pH	7,76	8,34
Sólidos Totais (ST) (mg/L)	3.760,00	8.784,00
Sólidos Totais Voláteis (STV) (mg/L)	860,00	2.070,00
STV/ST (mg/L)	0,22	0,24
Sólidos Dissolvidos Totais (STD) (mg/L)	3.759,50	8.116,00
Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV) (mg/L)	859,60	1.608,00
SDV/SDT (mg/L)	0,22	0,20
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	0,420	668,00
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) (mg/L)	0,360	462,00
SSV/SST (mg/L)	0,85	0,69
Sólidos Sedimentáveis 60' (mL/L)	0,00	0,00
Sulfetos (mg/L)	-	0,20
Turbidez (NTU)	30,39	33,17

Fonte: Autora (2013).

Por apresentar as melhores condições para o ponto ótimo, optou-se por trabalhar com o lixiviado do aterro da Muribeca utilizando a Cal CSP (comercial), pois o intuito deste trabalho é aplicação em escala real.

Os teores determinados das concentrações dos metais mais frequentes em amostras do lixiviado bruto são apresentados na Tabela 4.2, a qual também apresenta os limites de lançamento exigidos pela legislação, portaria CONAMA 357/05 e sua portaria retificadora e complementar CONAMA 430/11.

Tabela 4.2. Resultados da caracterização do lixiviado bruto do Aterro da Muribeca/PE para metais, com os respectivos limites de lançamento em corpos d'água receptores (2013).

Parâmetro	Concentrações no lixiviado bruto (mg/L)	*VMP (mg/L)
Fe	7,325	15,0 **
Mn	3,575	1,0**
Zn	4,625	5,0
Cu	N/A	1,0 **
Ni	N/A	2,0
Pb	N/A	0,5
Cr	0,575	0,5

*Valores Máximos Permitidos (Resolução CONAMA 357/05);
N.D. Não detectado. **dissolvido

Dentre os valores de metais pesados apresentados, observa-se que a maioria desses está bem abaixo dos valores máximos permitidos para lançamento de efluentes em corpos receptores, excetuando-se o ferro e o manganês, que têm baixa toxicidade e são facilmente removidos. Ressalta-se que o solo da região tem bastante ferro e manganês, podendo não se originarem dos resíduos sólidos depositados no aterro, mas sim do próprio solo. Ressalta-se que as águas subterrâneas da região possuem elevados teores de ferro, fato que corrobora com a justificativa anterior.

4.3. Análise dos fatores que influenciaram a cor e turbidez através do planejamento experimental fatorial 2⁴

Análise de cor

A Figura 4.1 apresenta o Gráfico de Pareto obtido no planejamento experimental, no qual o efeito é tão significativo na remoção da cor quanto mais a direita da linha vermelha ele estiver. São mostrados os efeitos das interações das variáveis duas a duas. Segundo estes gráficos, observa-se que todas as variáveis apresentaram efeito significativo na remoção da cor para as três cales estudadas.

O tempo de agitação (TA) e a massa do coagulante (MASSA) interferiram na remoção da cor de forma inversa (valor negativo do coeficiente), ou seja, quanto maior for o tempo e a massa, menor será a cor no lixiviado. Considerando as quatro variáveis, a velocidade de agitação (VA) foi a que menos influenciou nos três casos. Avaliando-se o tempo de sedimentação (TSED), percebe-se sua influência representativa para a cal CSP (Figura 4.1b) e cal CPE (Figura 4.1c), porém a interação entre o tempo de sedimentação e a velocidade de agitação exerceram influência para as três cales, afetando na remoção da cor.

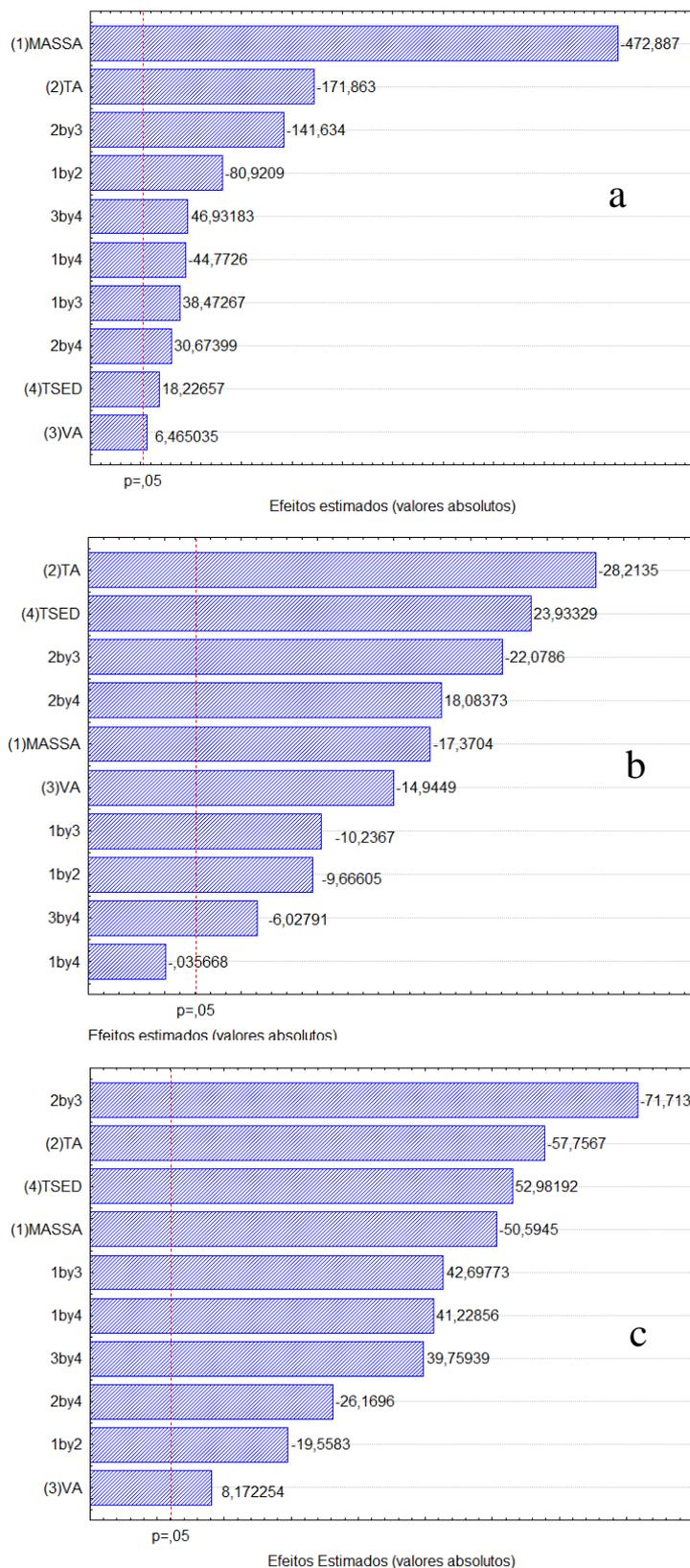


Figura 4.1 - Diagramas de Pareto com as variáveis que influenciaram na análise de remoção de cor para a cal CPA (a) CSP (b), e CPE (c). Sendo: TA₍₂₎ (Tempo de agitação); TSED₍₄₎ (tempo de sedimentação) e VA₍₃₎ (velocidade de agitação). Lixiviado do aterro da Muribeca/PE, 2010.

A Tabela 4.3 ilustra os valores obtidos para a análise de variância (ANOVA), para cal CPA, CSP e CPE, calculados mediante a utilização do programa Statistica® 5.0 estudada.

Tabela 4.3. Análise da variância (ANOVA) para variável cor. Lixiviado do aterro da Muribeca/PE

COR			
	CPA	CSP	CPE
R²	0,86	0,92	0,82
Fcalculado	1,95	22,68	9,51
Fcalculado / Ftabelado	0,84	9,77	4,01

Uma análise de significância estatística dos valores observados na Tabela 4.4 é um fator importante, uma vez que os dados experimentais são utilizados para produzir um modelo empírico, através da regressão. O coeficiente de determinação R^2 quantifica a qualidade do ajuste do modelo, pois fornece uma medida da proporção da variação explicada pela equação de regressão em relação à variação total das respostas. O teste F apresenta a razão entre o F calculado e o F tabelado. Sempre que esta relação for maior que 1, a regressão é estatisticamente significativa, havendo relação entre as variáveis independentes e dependentes. Para que uma regressão seja não apenas estatisticamente significativa, mas também útil para fins preditivos, o valor da razão deve ser no mínimo maior que 5 (BARROS NETO *et al.* 1995).

De acordo com os valores apresentados na Tabela 4.4, verifica-se um coeficiente de determinação (R^2) satisfatório para as três cales utilizadas no processo de remoção da cor, no entanto, os resultados obtidos através do teste F indicam que o modelo para a CPA necessita de novos ensaios, pois a razão de F calculado por F tabelado ter sido inferior a 1. Novos estudos de fatores e combinações devem ser realizados para obtenção de valores confiáveis e apresentação de um novo modelo empírico estatístico.

A cal CSP apresentou o melhor ajuste para a remoção da cor. A Figura 4.2 mostra as superfícies de resposta geradas em Software Statistica for Windows 5.0, através do uso dos dados obtidos experimentalmente, após uma otimização realizada com auxílio do planejamento fatorial. Portanto, percebe-se a tendência da redução de cor com o aumento do tempo e velocidade de floculação (verde na Figura 4.4a) e com a diminuição do tempo de sedimentação (verde na Figura 4.2b).

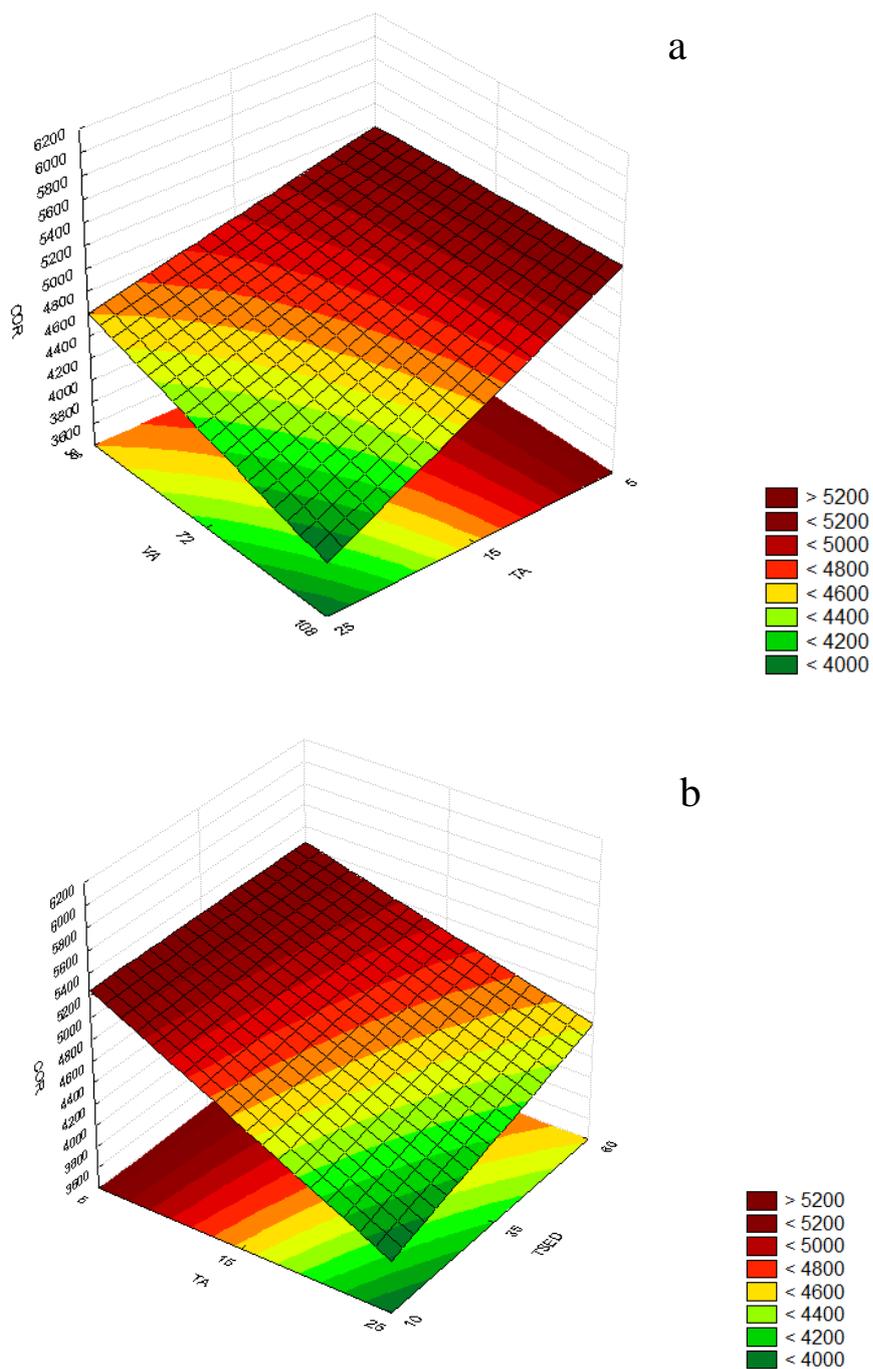


Figura 4.2 - Superfícies de resposta em função da redução da cor para cal CSP levando-se em consideração o tempo de agitação (TA), tempo de sedimentação (TSED) e velocidade de agitação (VA). Lixiviado do aterro da Muribeca/PE, 2010.

Através da regressão dos dados experimentais da cal CSP, com relação ao parâmetro resposta cor, foi possível obter um modelo matemático linear codificado para o sistema experimental analisado. Este modelo pode ser representado na Equação 4.1.

$$\begin{aligned}
 \text{Cor} = & 5096,05 + 150,0M + 247,19 \text{ TA} + 130,94 \text{ VA} - 209,69\text{TS} + \\
 & 84,69 \text{ MxTA} + 89,69 \text{ MxVA} + 193,44 \text{ TAxVA} - 58,44 \text{ TAxTS} \\
 & + 52,81 \text{ VAxTs} \quad \text{Equação (4.1)}
 \end{aligned}$$

na qual: M= massa do coagulante utilizado (g); TA= tempo de floculação (min); TS=tempo de sedimentação (min); VA= velocidade de floculação (rpm).

Este modelo matemático linear é aplicado para remoção de cor nessas condições estudadas.

Baseados em diversos estudos focados principalmente em tratamento de águas superficiais e subterrâneas, a precipitação química com hidróxido de cálcio é capaz de remover moléculas orgânicas recalcitrantes de alto peso molecular, tais como os ácidos húmicos e fúlvicos (RENOU *et al.* 2008), bem como metais pesados na forma de hidróxido (KURNIAWAN *et al.* 2006).

Os resultados discordaram de Nunes (1996), que afirma que na precipitação com hidróxido de cálcio só há necessidade de mistura rápida. Em estudos realizados por Melo (2011), os resultados revelaram que, na precipitação química com hidróxido de cálcio, há a necessidade de mistura lenta.

Análise de turbidez

A partir dos resultados obtidos nos ensaios de precipitação química com as três cales, nas condições estabelecidas pelo planejamento fatorial completo, foi obtido o gráfico de Pareto (Figura 4.3), o qual permite a visualização dos efeitos estimados dos fatores principais. O gráfico de Pareto fornece uma representação gráfica para estes fatores e permite observar a magnitude e a importância de um determinado efeito. Na Figura 4.3, as barras (fatores) que graficamente ultrapassam a linha de significância (linha vermelha tracejada) exercem uma influência estatisticamente significativa sobre o resultado. Desta forma, foi possível observar que as variáveis que mais influenciaram de forma significativa o processo de coagulação/floculação foram a massa do coagulante para cal CPA e o tempo de sedimentação para a cal CSP, respectivamente. Para a cal CPE não foi verificada nenhuma influência significativa no processo das variáveis de entrada nos níveis estudados.

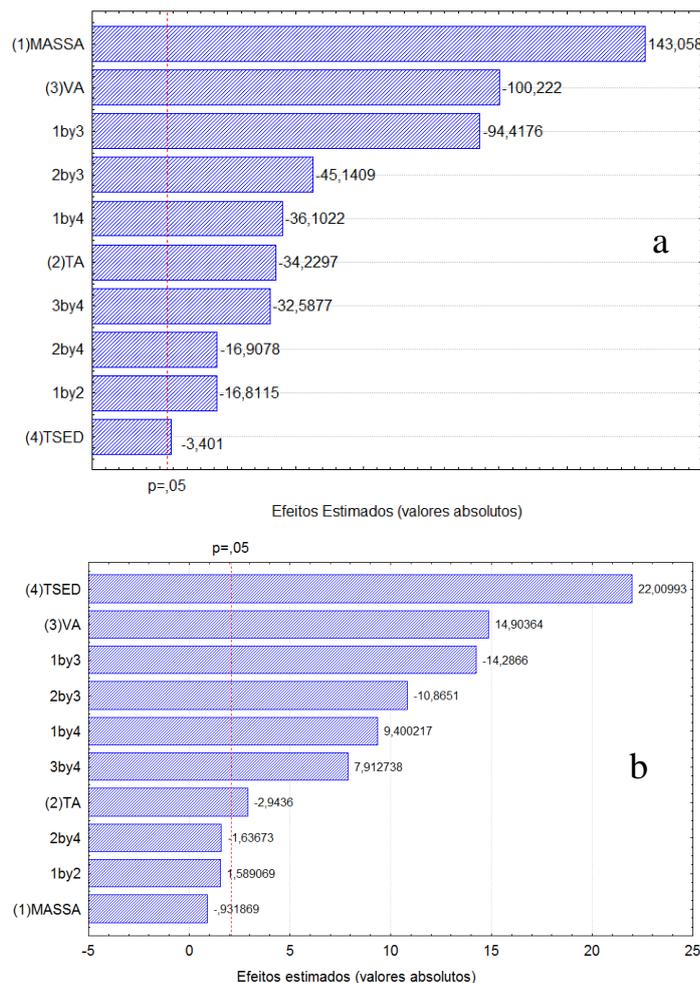


Figura 4.3 - Diagrama de Pareto com as variáveis que influenciaram na análise de redução da turbidez para a cal CPA(a) e cal CSP(b). Sendo: TA₍₂₎(Tempo de agitação); TSED₍₄₎(tempo de sedimentação) e VA₍₃₎(velocidade de agitação). Lixiviado do aterro da Muribeca/PE, 2010.

Os resultados dos planejamentos fatoriais foram submetidos à uma análise de variância, análise de regressão e teste F. Verificou-se, conforme os resultados contidos na Tabela 4.4, que o modelo para a cal CPA apresenta um coeficiente de determinação ($R^2 = 0,93$) satisfatório e uma regressão estatisticamente significativa ($F_{\text{calculado}} / F_{\text{tabelado}} > 1$), ao nível de 95% de confiança, de acordo com Barros Neto *et al.* (1995). Para as cales CSP e CPE, o teste F confirma, para regressão, o baixo valor de R^2 obtido de 0,48 e 0,27, respectivamente, no entanto, são necessários mais experimentos que permitam obter melhores ajustes nestes modelos, visto que os valores do teste F_{cal} foram inferiores aos do F_{tab} .

Tabela 4.4 - Análise da variância (ANOVA) para variável turbidez

TURBIDEZ			
	CPA	CSP	CPE
R²	0,93	0,48	0,27
Fcalculado	27,22	1,92	0,76
Fcalculado / Ftabelado	11,73	0,83	0,33

Através da regressão dos dados experimentais da cal CPA com relação ao parâmetro resposta turbidez, foi possível obter um modelo matemático linear codificado para o sistema experimental analisado. Este modelo, com todos os parâmetros significativos, pode ser representado por uma equação empírica como a ilustrada na Equação 4.2.

$$Turb = 88,11 - 30,66M + 7,34TA + 21,48VA + 3,60 MxTA + 20,24MxVA + 7,74 MxTS + 9,67TAxVA + 3,62 TaxTS + 6,98 VAxTS \quad \text{Equação (4.2)}$$

na qual: M= massa do coagulante (g); TA= tempo de floculação da amostra; VA=velocidade de floculação (rpm); TS= tempo de sedimentação (s)

Por não ter obtido uma correlação confiável com relação ao parâmetro resposta turbidez, decidiu-se não apresentar a equação empírica e superfícies de resposta para a cal CSP e CPE. Estas variáveis precisam ser melhor estudadas e novos fatores devem se combinados e avaliados para obter uma correlação confiável.

Após uma triagem dos fatores utilizando o planejamento fatorial, uma análise de superfície de resposta foi realizada para a cal CPA. A utilização da Metodologia de Superfície de Resposta possibilita a pesquisa de duas variáveis simultaneamente e a determinação de regiões maximizadas e minimizadas.

A Figura 4.4 apresenta as superfícies de resposta construídas a partir do modelo obtido para a cal CPA (Figura 4.3). Através desta, observa-se o efeito da velocidade de floculação e da massa sobre a redução da turbidez (Figura 4.4a) e o efeito da velocidade sobre o tempo de floculação (Figura 4.4b), onde se percebe uma redução da turbidez quando utilizaram-se maiores faixas de velocidade com menores concentrações da cal e com maiores tempo de floculação, respectivamente.

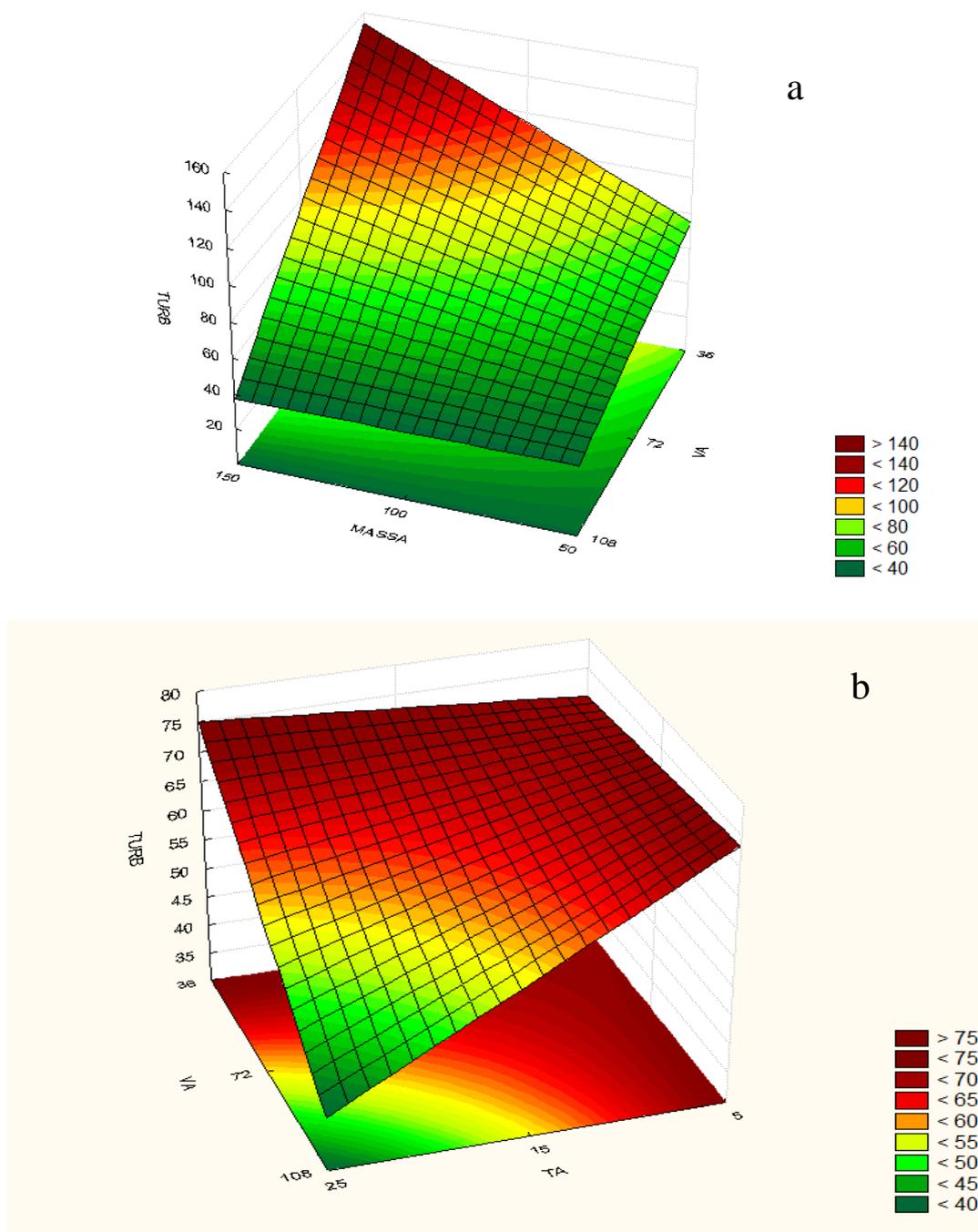


Figura 4.4 - Superfícies de resposta em função da redução da turbidez para cal CPA em relação a massa, tempo de agitação e velocidade de agitação. Sendo: TA(Tempo de agitação); TSED(tempo de sedimentação) e VA(velocidade de agitação). Lixiviado do aterro da Muribeca/PE, 2010.

Diversos pesquisadores, tais como, Camp (1953), Bratby (1981) e Di Bernardo (1993), estudaram a possibilidade de melhorar o desempenho das unidades de floculação quando o gradiente de velocidade é escalonado em sentido decrescente. Esta

hipótese baseia-se no fato de que, no início da floculação, as partículas encontram-se bastante dispersas na água, de modo que devem ser empregados valores de gradiente de velocidade relativamente altos para aumentar as chances de contato das partículas previamente desestabilizadas, para que assim se formem os flocos. Contudo, à medida que ocorre a floculação, há necessidade de reduzir o gradiente de velocidade, para evitar a ruptura excessiva dos flocos que vão se formando. Preferencialmente, os gradientes de velocidade devem ser otimizados a partir de ensaios realizados em reatores estáticos (*jarrest*).

A turbidez mostrou-se um parâmetro importante na indicação da performance dos coagulantes, pois a sua redução indica a remoção dos sólidos em suspensão no lixiviado no seu tratamento.

4.6 Efeito da Cal nos Micro-organismos

Nos resultados obtidos para os lixiviados, consideraram-se as médias dos valores obtidos no período de fevereiro a maio de 2013, nas quais é possível comparar os valores dos parâmetros coliformes totais, coliformes termotolerantes e *pseudomonas aeruginosa*, em relação aos aterros de resíduos sólidos de Aguazinha-PE e Muribeca-PE, estudados. De acordo com APHA (2005), a média expressa melhor os resultados de contagens bacterianas, por frequentemente apresentarem distribuições irregulares devido a resultados discrepantes. Esses resultados corroboram os achados de Collins e Kenedy (1992), Ferreira (1997), Bidone *et al.* (2000), Comlurb (2004) e Monteiro *et al.* (2006), os quais analisaram o conteúdo microbiológico de Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) e de Resíduos Sólidos de Saúde (RSS), não encontrando evidências de que as diferenças fossem significativas (SILVA, 2010).

Consideraram-se para esses estudos microbiológicos os fatores e níveis utilizadas para o processo de precipitação química através do planejamento experimental fatorial 2^4 , sendo elas: Rotação de floculação de 108rpm; tempo de floculação de 25 min; massa do coagulante de 15g/L e tempo de sedimentação de 60 min.

Resultados microbiológicos para Coliformes Totais (NMP/100mL)

Para esta avaliação, os resultados revelaram valores semelhantes do ponto de vista ambiental, entre as microbiotas para os lixiviados de ambos aterros estudados. Porém, destaca-se o resultado encontrado no lixiviado da Muribeca tratado com a Cal CPA, a qual proporcionou redução a valores inferiores a 2 NMP/100mL, conforme pode ser observado na Figura 4.5 para o aterro de Aguazinha/PE e na Figura 4.6 no aterro Muribeca/PE.

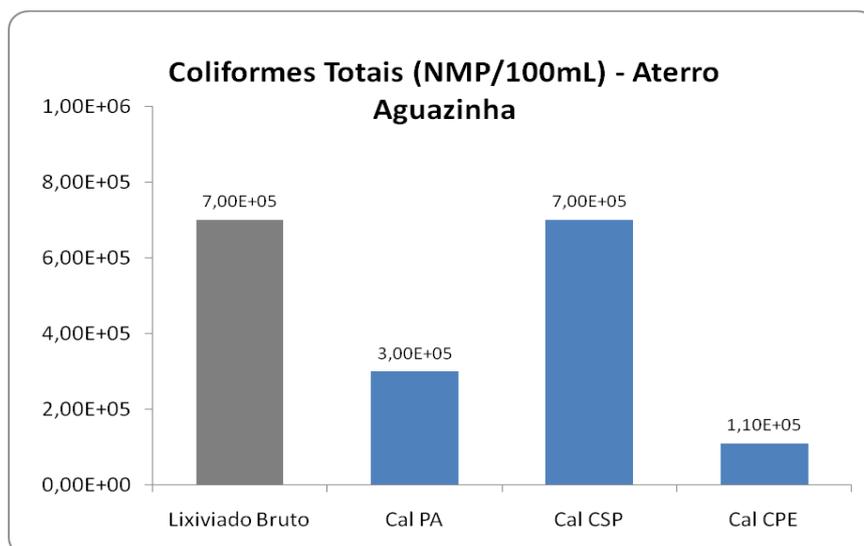


Figura 4.5 – Efeito do processo de precipitação química com $\text{Ca}(\text{OH})_2$ utilizando três cales, na remoção de micro-organismos coliformes totais – aterro de Aguazinha (2013).

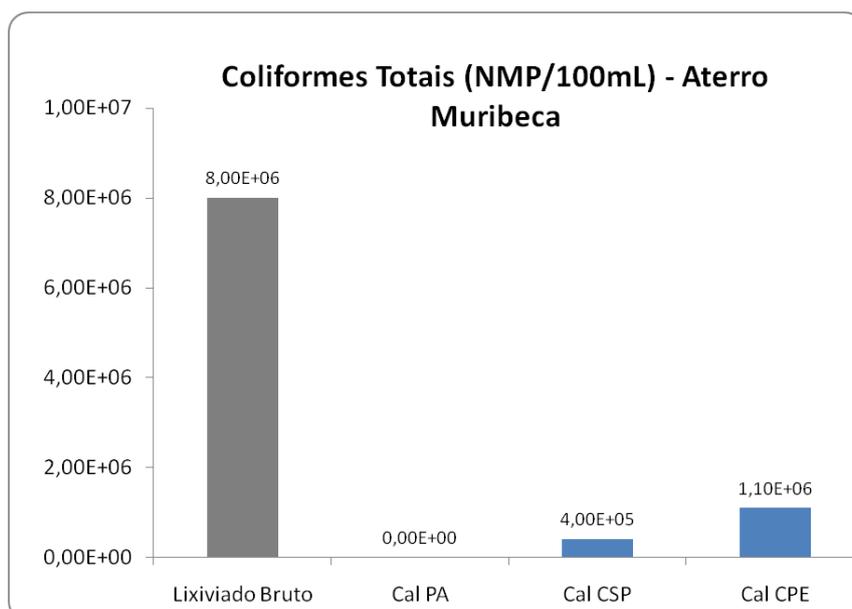


Figura 4.6 - Efeito do processo de precipitação química com $\text{Ca}(\text{OH})_2$ utilizando três cales, na remoção de micro-organismos coliformes totais – aterro da Muribeca (2013).

Resultados microbiológicos para Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)

De acordo com esta avaliação, há semelhanças entre as microbiotas entre os lixiviados estudados de ambos aterros de resíduos sólidos, observadas para as cales estudadas, porém, a Cal CPA investigada apresentou redução de valores inferiores a 2NMP/100mL quando aplicada no tratamento do lixiviado da Muribeca (Figura 4.7), para o lixiviado do aterro de Aguazinha (Figura 4.8), não foram verificadas boas reduções das populações microbianas.

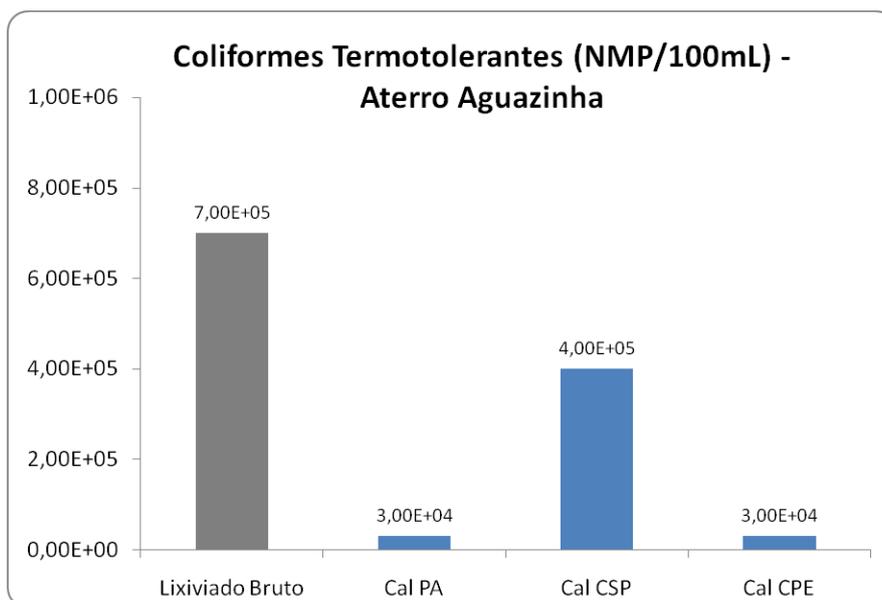


Figura 4.7 - Efeito do processo de precipitação química com $\text{Ca}(\text{OH})_2$ utilizando três cales, na remoção de micro-organismos coliformes termotolerantes – aterro de Aguazinha(2013).

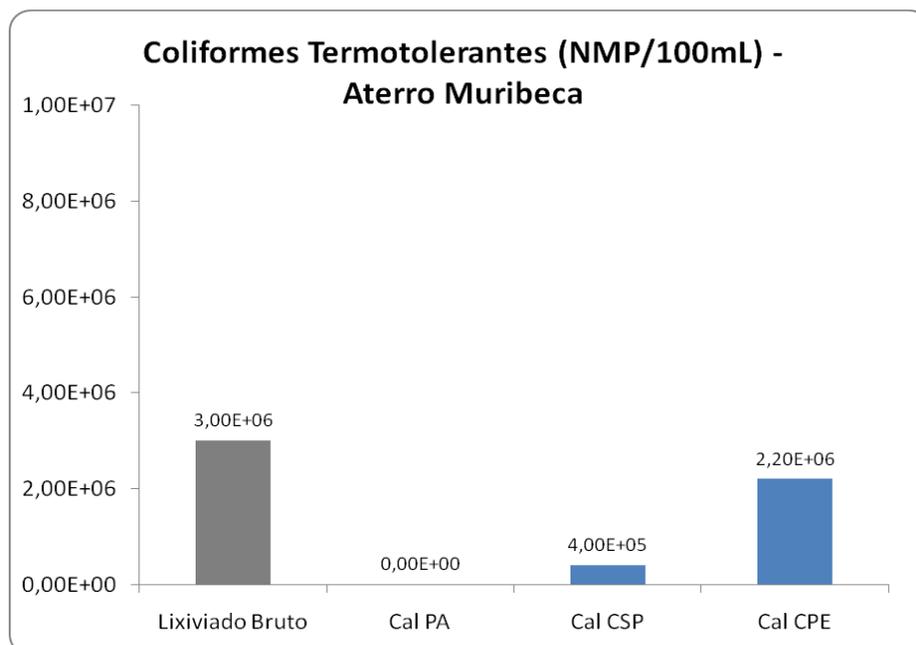


Figura 4.8 - Efeito do processo de precipitação química com $\text{Ca}(\text{OH})_2$ utilizando três cales, na remoção de micro-organismos coliformes termotolerantes – aterro da Muribeca (2013).

Resultados microbiológicos para *Pseudomonas aeruginosa* (NMP/100mL)

De acordo com Alcântara (2007), em ambientes naturais de águas pode-se encontrar valores da ordem de 10^3 NMP/mL para *Pseudomonas aeruginosa*. Portanto, os valores encontrados no lixiviado bruto são elevados quando comparados aos encontrados em ambientes naturais, o que pode ser verificado na Figura 4.9 (aterro Aguazinha) e Figura 4.10 (aterro Muribeca-PE).

Para este estudo a cal CPA apresentou as melhores remoções (100%), quando aplicada no tratamento do lixiviado da Muribeca. Para o lixiviado de Aguazinha, não se verificou mudança significativa nas populações bacterianas.

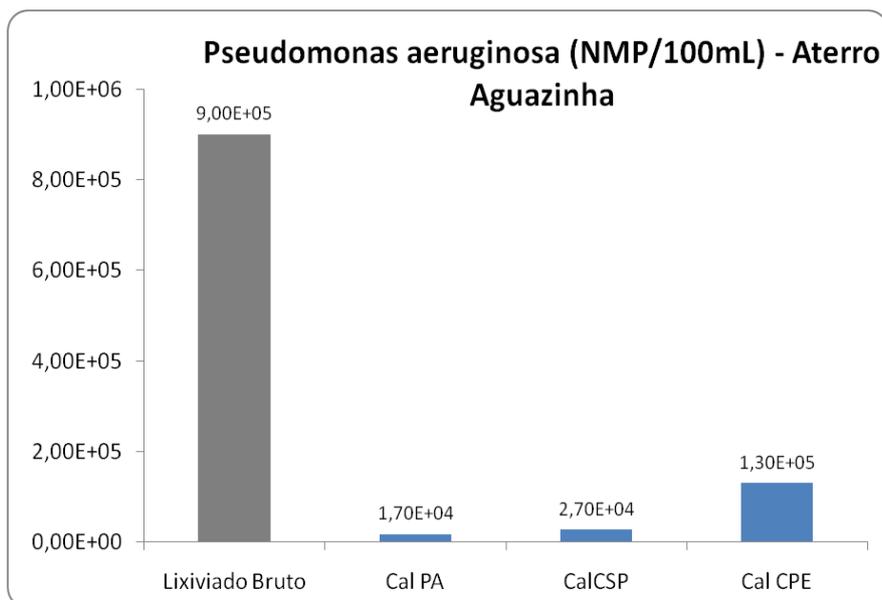


Figura 4.9 - Efeito do processo de precipitação química com $\text{Ca}(\text{OH})_2$ utilizando três cales, na remoção de bactérias *Pseudomonas aeruginosa* – aterro de Aguazinha (2013).

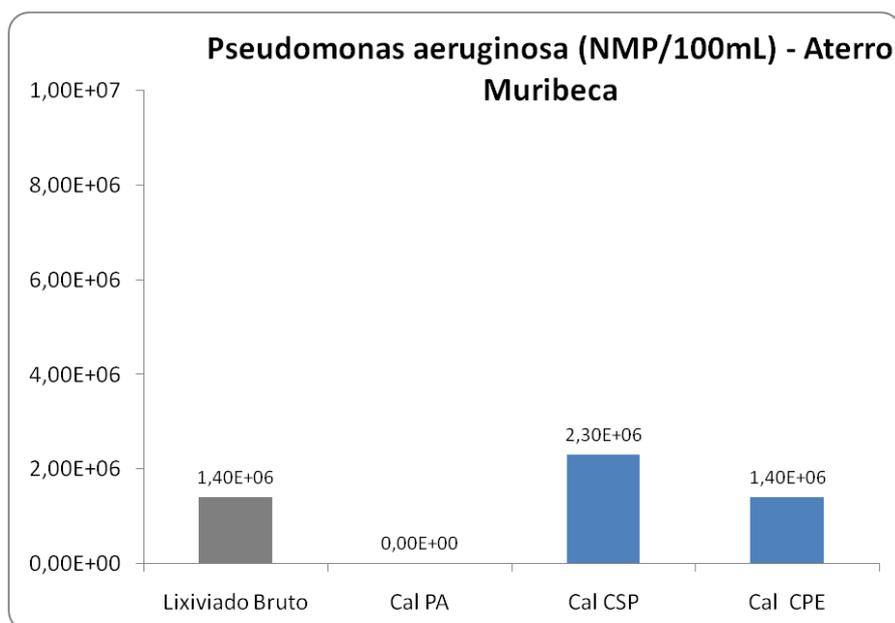


Figura 4.10 - Efeito do processo de precipitação química com $\text{Ca}(\text{OH})_2$ utilizando três cales, na remoção de bactérias *Pseudomonas aeruginosa* – aterro da Muribeca (2013).

Embora a *Pseudomonas aeruginosa* tenha mostrado um valor mais elevado no lixiviado bruto do aterro da Muribeca e para a maioria das cales estudadas, do ponto de vista ambiental, os resultados apontaram semelhança entre as microbiotas em ambos lixiviados estudados. Ressaltam-se os valores encontrados no lixiviado do aterro da

Muribeca tratado com a Cal CPA, onde verificou-se redução para valores inferiores a 2 NMP/100mL.

4.10. PROCESSO DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA ASSOCIADO À RADIAÇÃO GAMA

Nesta avaliação, trabalhou-se com o ponto ótimo da coagulação/floculação, caracterizando o lixiviado antes e depois da precipitação química, antes e após a filtração e antes e após aplicação de radiação gama.

Os resultados para este estudo estão apresentados de forma resumida na Tabela 4.5 e 4.6

Segundo Santos (2003), relações de DBO_5/DQO entre 0,4 e 0,6 são indicadores de boa degradabilidade em lixiviados de aterros. De acordo com CETESB (1995), quando esta relação encontra-se entre 0,1 e 0,5 o lixiviado é classificado como um efluente medianamente biodegradável, sendo o tratamento biológico satisfatório.

Os valores revelados para o lixiviado bruto ($DBO_5/DQO = 0,5170$), após o tratamento com radiação gama, indicaram que o efluente é de boa biodegradabilidade. Já os valores para o lixiviado precipitado e após irradiado com dose de 35kGy ($DBO_5/DQO = 0,1121$), indicaram que o efluente é medianamente biodegradável e passível de tratamento biológico se associado a outros métodos de tratamento.

Na Tabela 4.7, podem-se verificar remoções de turbidez na ordem de 86%, no lixiviado bruto e bruto irradiado e de 75% para o lixiviado precipitado e precipitado irradiado.

Tabela 4.5- Relação DBO_5/DQO para o Lixiviado da Muribeca

DBO_5/DQO	Lix. Bruto	Lix. Precipitado
	0,4764	0,4000
DBO_5/DQO	Lix. bruto filtrado	Lix. Prec. filtrado
	0,4000	0,3276
DBO_5/DQO	Lix. bruto irradiado	Lix. Prec. irradiado
	0,5170	0,1121

A Resolução nº 357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente e sua Resolução retificadora CONAMA 430/2011, estabelece padrões de lançamentos de efluentes em corpos d'água receptores, concentrações de N-amoniaco, nitrato e nitrito

em 20mg/L, 10 mg/L e 1,0mg/L, respectivamente. E ainda limita concentrações máximas de N-amoniaco em função da classe dos rios e do pH das águas.

A principal dificuldade é observada nas concentrações de nitrogênio amoniacal (Tabela 4.6). A precipitação química associada a radiação gama não conseguiu reduções a valores inferiores aos limites estabelecidos por tal resolução. No lixiviado bruto e bruto irradiado obtiveram-se remoções de 72% nos valores, e no lixiviado precipitado e precipitado irradiado, obtiveram-se reduções de 17%, porém esses valores continuam acima das exigências da legislação ambiental.

Observou-se que durante e após os ensaios de precipitação química, ocorreu a volatilização de amônia, o que pode ter sido proporcionado pela elevação do pH de 8,7 a 12. O tempo de realização das análises (acima de 2h), possivelmente proporcionou esta volatilização para a atmosfera, justificando a redução dos valores de nitrogênio amoniacal do lixiviado bruto e precipitado.

Tabela 4.6 - Parâmetros analisados – Lixiviado Muribeca

Parâmetros	Lix. bruto	Lix. precipitado	Lix. b. filtrado	Lix. P. filtrado	Lix. B. irradiado	Lix. P. irradiado	Padrões de lançamentos de efluentes de CONAMA 430/2011)
pH	8,9	12,7	8,2	12,5	10,8	5,7	5 a 9
Turbidez (NTU)	33,8	44,2	-	-	4,8	10,9	Ausência de materiais flutuantes
N-amoniacoal (mg/L)	1622,0	862,7	1336,0	721,0	455,4	715,0	20 mg/L

Ressalta-se que o valor do pH do lixiviado bruto após o processo de precipitação química e do lixiviado precipitado irradiado, baixou a valores dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 e sua Resolução retificadora 430/11. Já o lixiviado bruto e bruto irradiado apresentou elevação, o que pode ter influência da temperatura durante a aplicação de radiação gama no irradiador.

Os valores de turbidez apresentaram-se bem abaixo dos valores iniciais, porém continuaram acima dos limites ambientais para lançamentos em corpos d'água.

Para este estudo, a associação dos tratamentos de precipitação química com a radiação gama revelou-se satisfatória dentro das condições e fatores do planejamento experimental fatorial utilizado para os lixiviados dos aterros de resíduos sólidos de Aguazinha-PE e Muribeca-PE.

Influência da Precipitação química associada à radiação gama na remoção de microorganismos

Avaliou-se a influência da precipitação química associada à radiação gama na remoção de micro-organismos indicadores de poluição: coliformes totais e coliformes termotolerantes, bem como, contagem de organismos heterotróficos, contagem de organismos anaeróbios e contagem para bolores e leveduras, Tabela 4.7.

As amostras foram coletadas entre os meses de março a junho de 2013 e as análises foram realizadas no lixiviado da Muribeca-PE, considerando o ponto ótimo do processo de precipitação química. Para os resultados, consideraram-se as médias geométricas globais.

Tabela 4.7 - Caracterização do lixiviado da Muribeca com resultados microbiológicos. Março a junho-2013.

	Lix. Bruto	Lix. Precipitado
Coliformes Totais(NMP/100mL)	$2,8 \times 10^6$	$1,3 \times 10^4$
Coliformes Termotolerantes(NMP/100mL)	$2,8 \times 10^6$	$1,3 \times 10^4$
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (NMP/100mL)	23	0
Contagem anaeróbios(NMP/100mL)	$1,1 \times 10^8$	$1,4 \times 10^3$
Contagem heterotróficas(UFC/100mL)	>500	163
Bolores e leveduras(UFC/100mL)	>500	203

	Lix. bruto filtrado	Lix. Prec. Filtrado
Coliformes Totais(NMP/100mL)	$2,6 \times 10^5$	<2
Coliformes Termotolerantes(NMP/100mL)	$2,6 \times 10^5$	<2
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (NMP/100mL)	17	0
Contagem anaeróbios(NMP/100mL)	$4,6 \times 10^5$	$5,0 \times 10^1$
Contagem heterotróficas(UFC/100mL)	217,5	43,5
Bolores e leveduras(UFC/100mL)	493	52

	Lix. bruto irradiado	Lix. Prec. Irradiado
Coliformes Totais(NMP/100mL)	0	0
Coliformes Termotolerantes(NMP/100mL)	0	0
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (NMP/100mL)	0	0
Contagem anaeróbios(NMP/100mL)	0	0
Contagem heterotróficas(UFC/100mL)	0	0
Bolores e leveduras(UFC/100mL)	0	0

Coliformes totais e coliformes termotolerantes

Comparando as análises para coliformes totais e coliformes termotolerantes (Tabela 4.7), no lixiviado bruto e bruto após precipitação química, observaram-se remoções de 33% da população microbiana. Os resultados, após filtração aplicada nessas estirpes, apresentaram reduções a valores inferiores a 2 NMP/100mL. Os lixiviados bruto e precipitado submetidos à radiação gama apresentaram remoções de 100% das estirpes.

Pseudomonas aeruginosa

O processo de precipitação química aplicado ao lixiviado bruto do aterro da Muribeca mostrou-se eficiente na remoção de 100% das estirpes de *pseudomonas aeruginosa*.

Contagem de organismos anaeróbios

Para as análises de contagem de organismos anaeróbios, após 72 horas em anaerobiose após incubação, os frascos que mudaram de cor rosa a cor turvo amarelada foram considerados positivos para organismos anaeróbios, o que pode ser verificado na Figura 4.11.

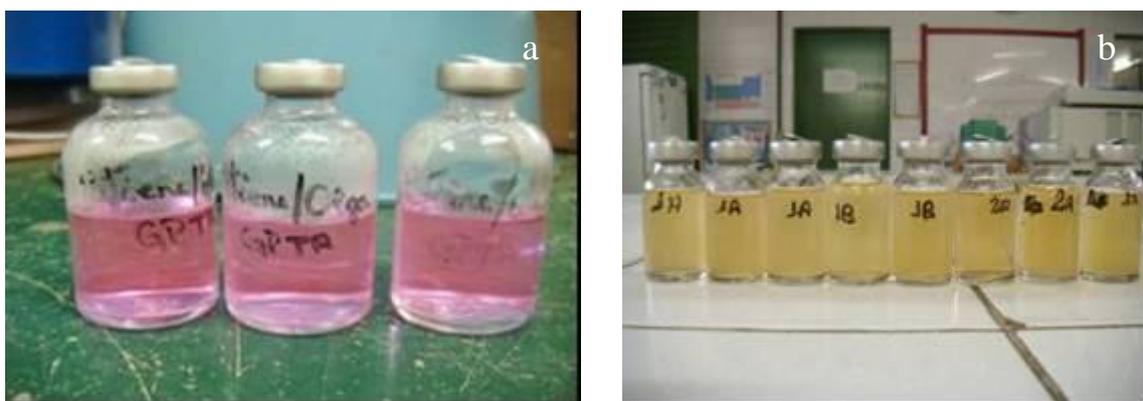


Figura 4.11 - Fotos dos resultados das análises microbiológicas para os anaeróbios. na qual: Figura(a) - amostras inoculadas com lixiviado em meio de cultura tioglicolato e Figura(b) - amostras com crescimento de organismos anaeróbios consideradas positivas para contagem de organismos anaeróbios. Aterro da Muribeca/PE. 2013.

Fonte: Autora (2013).

As remoções observadas (Tabela 4.6), para o lixiviado bruto e lixiviado bruto precipitado, foram de 63%. Comparando o lixiviado bruto e depois de filtrado, obtêm-se reduções em 38% e 67% para o lixiviado precipitado e precipitado filtrado.

Os resultados de precipitação química seguido de radiação gama para o lixiviado bruto e bruto precipitado revelaram 100% de remoção para organismos anaeróbios.

Contagem de organismos heterotróficos

Os resultados para contagem de organismos heterotróficos, comparando os valores do lixiviado bruto e lixiviado bruto após precipitação química, apresentaram um percentual de remoção de 67%; quando comparados ao lixiviado bruto irradiado e bruto após precipitação química seguida de radiação gama, obtiveram-se remoções em 100% da massa microbiana.

O ensaio de precipitação química, utilizando hidróxido de cálcio, associado à radiação gama com dosagem de 35kGy, mostrou-se eficiente quando aplicado às estirpes microbianas de coliformes totais, coliformes termotolerantes, *pseudomonas aeruginosa*, Contagem de organismos anaeróbios, contagem de organismos heterotróficos, contagem de bolores e leveduras. Isso se deve ao efeito lesivo do hidróxido de cálcio sobre a célula bacteriana, haja vista que o pH interno das mesmas é em torno da neutralidade e, neste caso, como o hidróxido de cálcio misturado ao lixiviado apresenta uma faixa de pH entre 11 a 12, provoca a morte desses microrganismos pelo seu efeito antimicrobiano na membrana citoplasmática dos mesmos. Quando aliado à radiação gama esse potencial é aumentado, extinguindo as populações do meio líquido.

4.16 LIXIVIADO TRATADO COM BIOCOAGULANTE NATURAL (Moringa)

Considerando as mesmas condições do planejamento 2⁴ utilizado nos ensaios de precipitação química com hidróxido de cálcio, o lixiviado bruto do aterro de resíduos sólidos da Muribeca-PE foi submetido à precipitação química com coagulante natural tendo em sua composição a *Moringa oleifera*. Para cada 100mL de lixiviado foi utilizado 0,1mL do coagulante. As concentrações do biocoagulante foram adicionadas em 500ml do lixiviado do aterro da Muribeca. Os dados encontrados podem ser verificados nas Figuras 4.12 a 4.15.

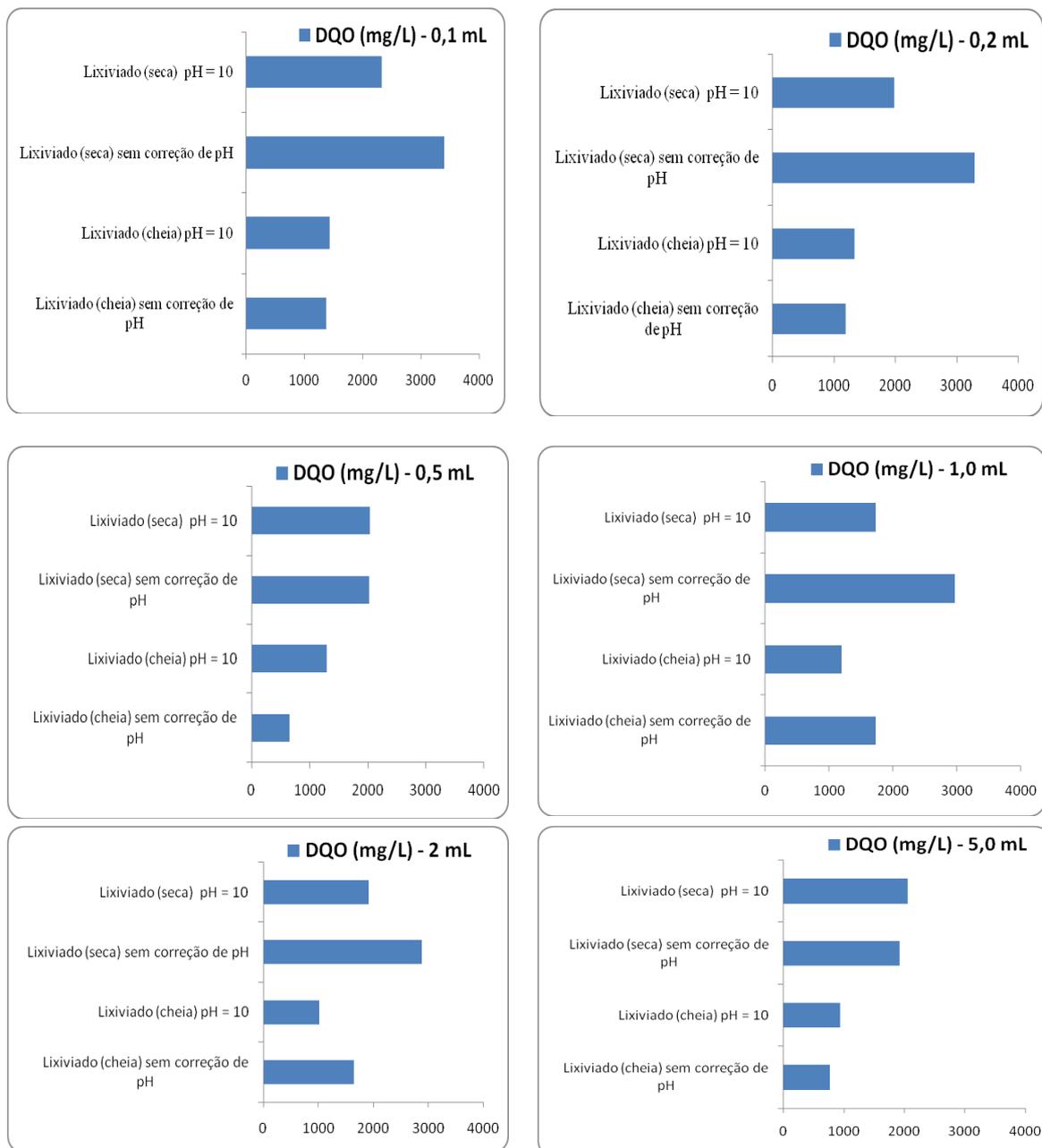


Figura 4.12 – Efeito da precipitação química na remoção de DQO do lixiviado frente a diferentes dosagem do biocoagulante a base de moringa *oleifera*, precipitação pluviométrica (cheia - chuva e seca - estiagem) e de ajuste de pH. Aterro da Muribeca/PE.2013.

As melhores condições para eficiências de remoção de DQO observadas (Figura 4.12) foram nas concentrações 0,5 mL (70%), para o Lixiviado (cheia) sem correção de pH e 5mL em torno de 64% e 56% para o lixiviado (cheia) sem correção de pH e com pH = 10, respectivamente.

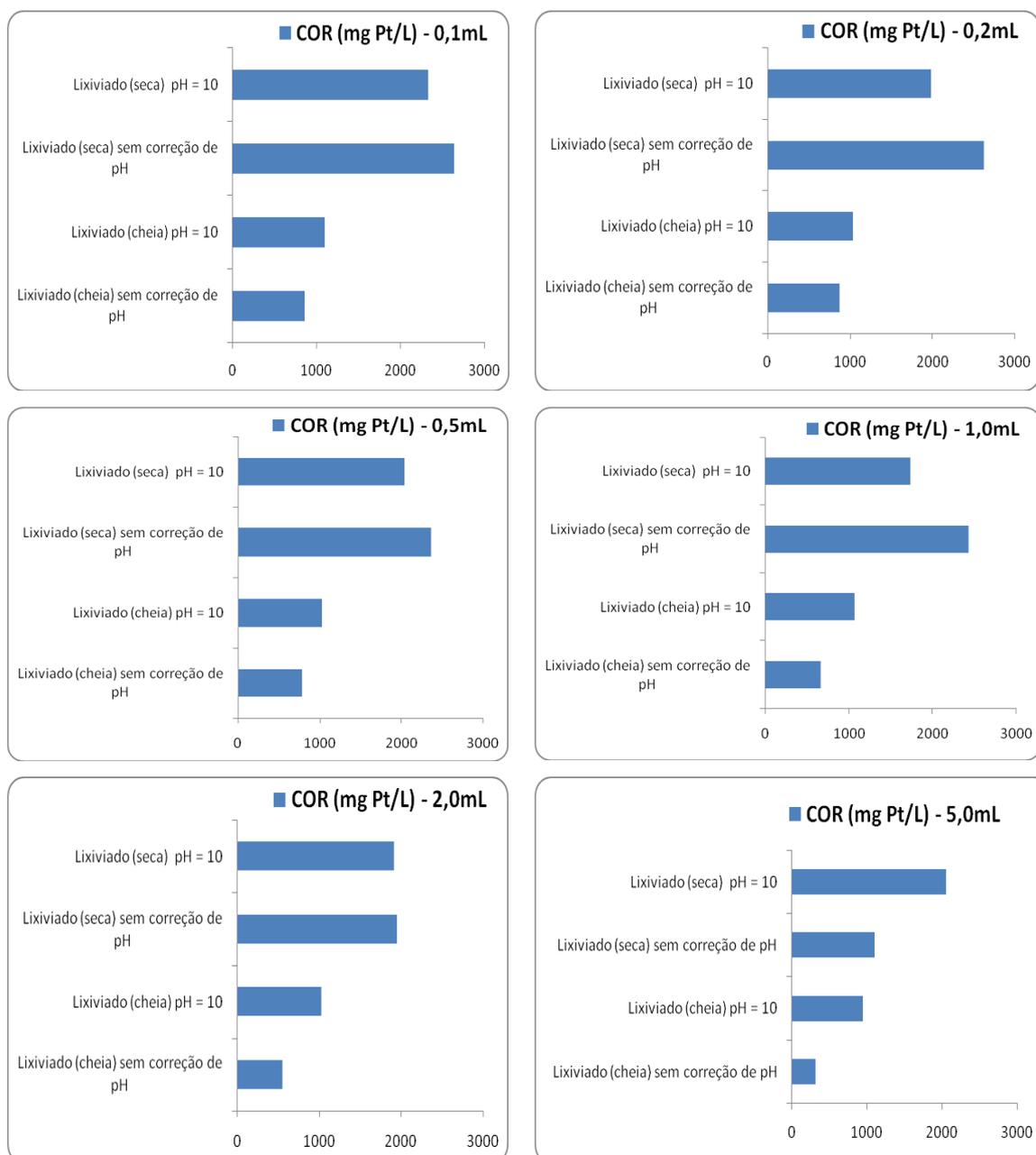


Figura 4.13 – Efeito da precipitação química na variação da cor do lixiviado frente a diferentes dosagem do biocoagulante a base de *Moringa Oleifera*, precipitação pluviométrica (cheia - chuva e seca - estiagem) e de ajuste de pH. Aterro da Muribeca/PE.2013.

As melhores eficiências de remoção de cor observadas (Figura 4.13) foram nas concentrações 2,0 mL (57%), para o Lixiviado (cheia) sem correção de pH e 5mL em torno de 76% e 57% para o lixiviado (cheia) sem correção de pH e lixiviado (seca) sem correção de pH, respectivamente.

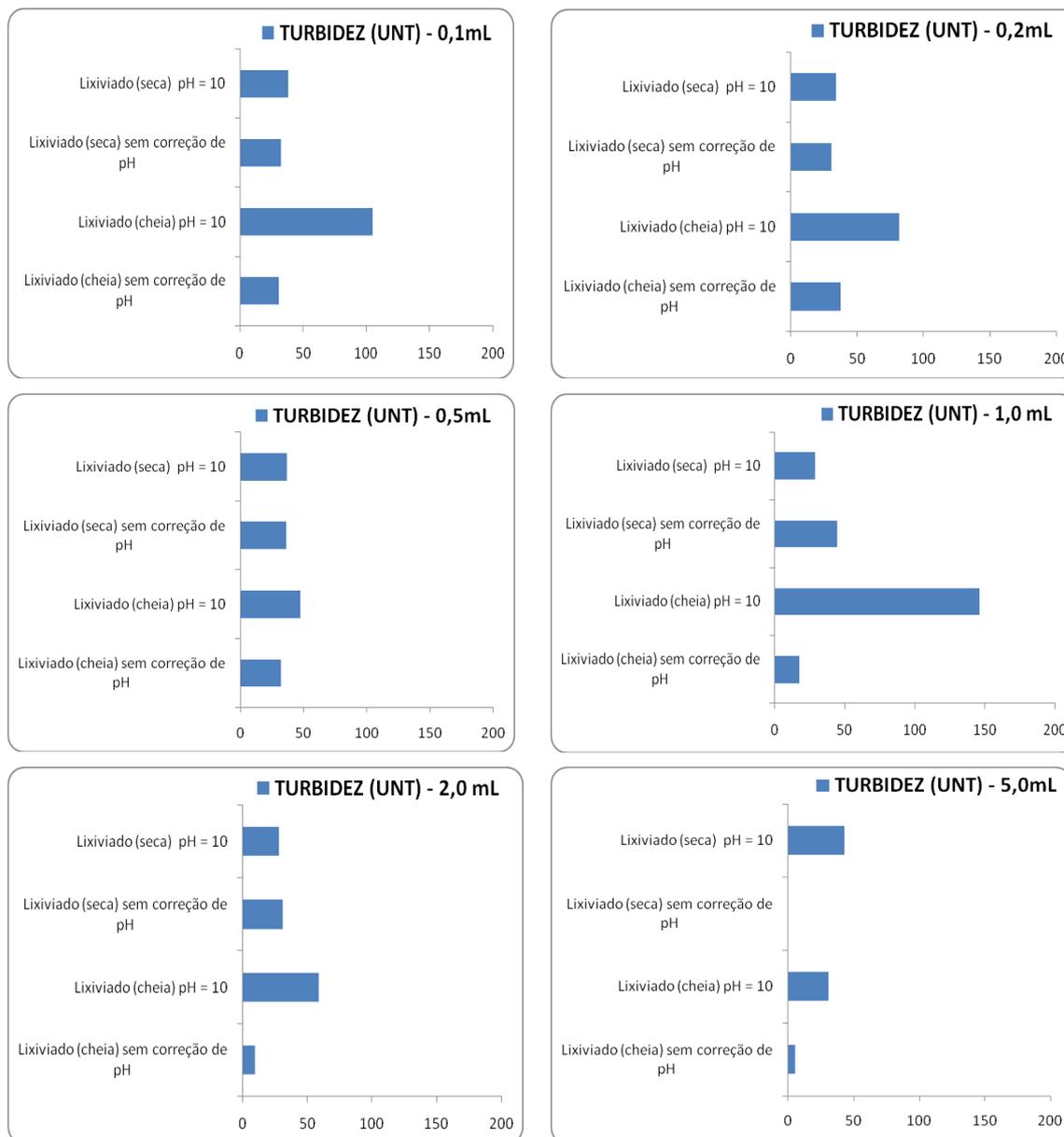


Figura 4.14 – Efeito da precipitação química na variação de Turbidez do lixiviado frente a diferentes dosagem do biocoagulante a base de *Moringa Oleifera*, precipitação pluviométrica (cheia - chuva e seca - estiagem) e de ajuste de pH. Aterro da Muribeca/PE.2013.

As melhores eficiências de remoção de Turbidez observadas (Figura 3.14) foram nas concentrações 1,0 mL (53%), concentração de 2,0mL (74%), para o Lixiviado (cheia) sem correção de pH e concentração 5,0mL (85%), para o Lixiviado (seca) sem correção de pH e 5mL (76%), e (100%) para o lixiviado (cheia) sem correção de pH

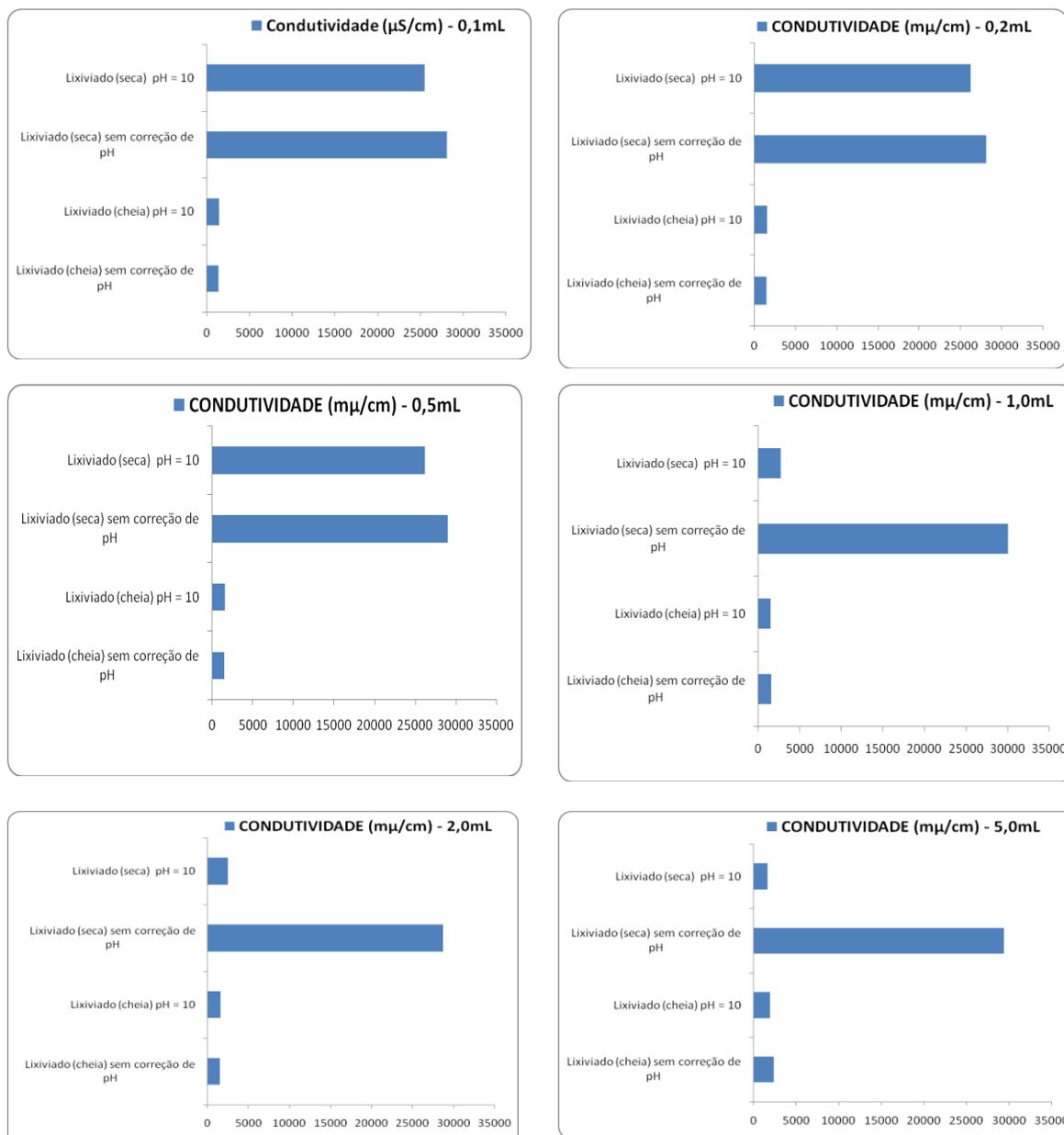


Figura 4.15 – Efeito da precipitação química na variação da condutividade do lixiviado, frente a diferentes dosagem do biocoagulante a base de *Moringa Oleifera*, precipitação pluviométrica (cheia - chuva e seca - estiagem) e de ajuste de pH. Aterro da Muribeca/PE.2013.

No estudo da Condutividade foram observadas (Figura 4.15) reduções significativas de íons em todas a concentrações, tanto para o lixiviado (cheia) com e sem correção de pH = 10, nas faixas de 87% a 88%. Já as melhores reduções encontradas foram para as concentrações de 2mL (89%) e 5mL(90%) para o lixiviado (seca) com correção de pH = 10.

4.17. PROCESSO DE TRATAMENTO POR ELETROCOAGULAÇÃO

4.18. Avaliação da DQO

Após os ensaios de eletrocoagulação com o lixiviado do aterro da Terra Dura, os valores encontrados para o parâmetro DQO (Figura 4.16), no estudo para ambos eletrodos, apresentaram-se acima do valor inicial da caracterização do lixiviado bruto, que foi, em média, 18.230 mgO₂/L.

Utilizando o eletrodo de alumínio (Figura 4.16a) e aplicando corrente de 7A, o potencial de oxidação de 2V, obtido, promoveu uma redução nos valores, porém não significativa.

Para as demais condições analisadas, aplicando intensidade de corrente de 9,7A com o mesmo potencial de oxidação de 2V, para o eletrodo de alumínio (Figura 4.16b); corrente de 7,3A com potencial de oxidação de 2,3V, para o eletrodo de ferro (Figura 4.16b) e corrente de 10,3A com potencial de oxidação de 2,9V, para o eletrodo de ferro (Figura 4.18c), os valores de DQO (mg/L) apresentaram-se acima do valor inicial, para valores em torno de 24.200, a máxima de 71.670 mgO₂/L. Os valores elevados de DQO podem ser devido a influência da oxidação de cloretos, que passaram de 103 mgCl⁻/L no lixiviado bruto para valores acima de 2.091mgCl⁻/L após os ensaios de eletrocoagulação.

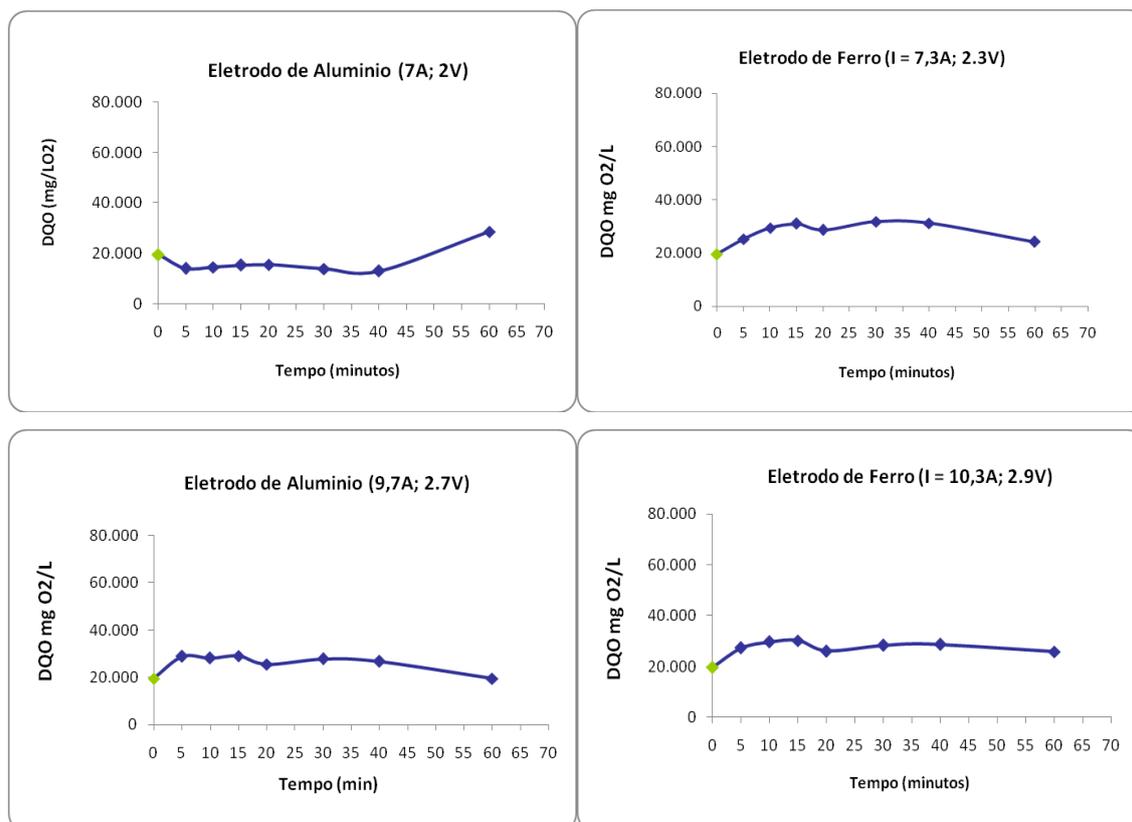


Figura 4.16 - Evolução da DQO com o tempo para diferentes condições de operação do reator eletrolítico para eletrodos de alumínio e densidades de corrente 7A e 9,7A, respectivamente, e eletrodo de ferro e densidades de corrente de 7,3A e 10,3A, respectivamente. Lixiviado do aterro da Terra Dura/SE. 2013.

4.19. Estudo da variação da Alcalinidade Total e do pH

No processo de eletrocoagulação avaliando o comportamento nos ensaios realizados e relacionando-os aos valores obtidos para Alcalinidade e pH (Figuras 4.17 e 4.18), verifica-se a estabilidade para ambos os parâmetros no lixiviado da Terra Dura. A Alcalinidade do meio manteve-se na faixa de 6 mil a 8 mil, e o pH na faixa de 7 a 8. Sendo assim, esse fato não gera uma acidez imediata na solução, devido ao tamponamento ocasionado pela alcalinidade presente na solução.

Os valores encontrados para alcalinidade apresentaram-se próximos aos valores de um estudo realizado por Von Sperling (1996), o qual afirma que quando o pH encontra-se numa faixa de 4,4 e 8,3 a alcalinidade é devida a apenas bicarbonatos.

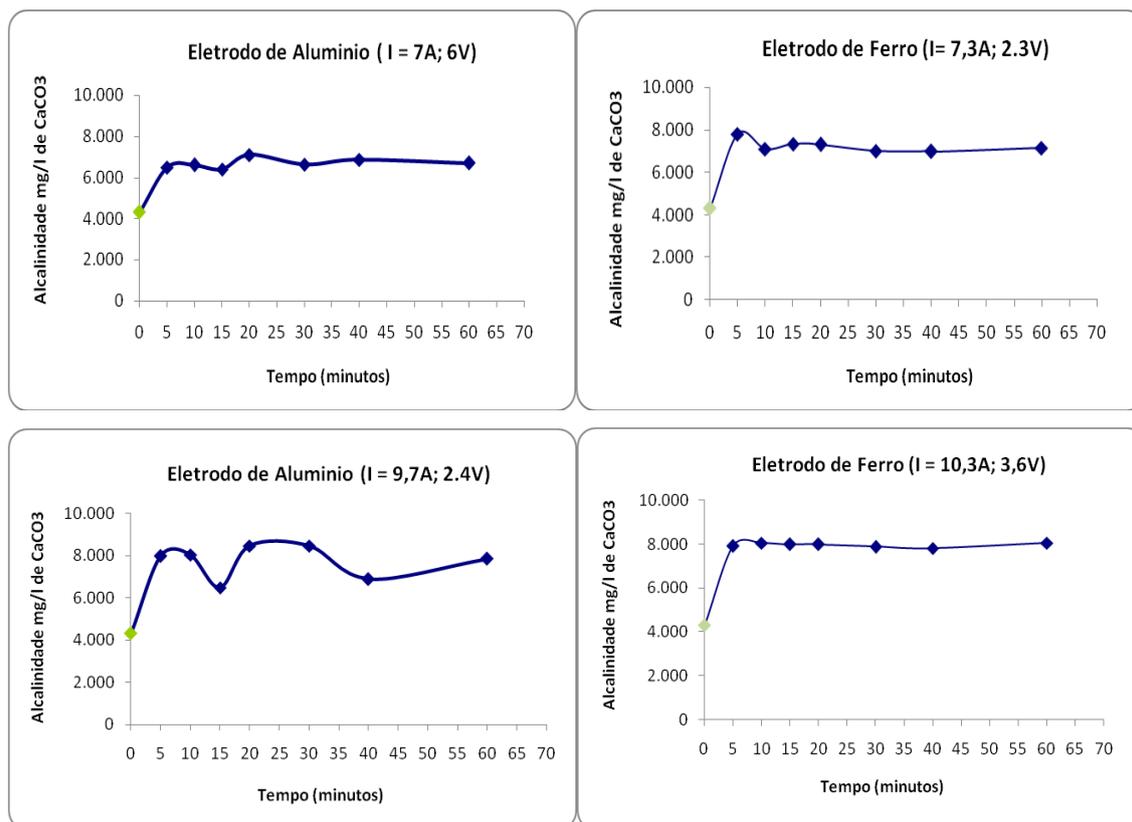


Figura 4.17 - Evolução da alcalinidade com o tempo para diferentes condições de operação do reator eletrolítico para eletrodos de alumínio e densidades de corrente 7A e 9,7A, respectivamente, e eletrodo de ferro e densidades de corrente de 7,3A e 10,3A, respectivamente. Lixiviado do aterro da Terra Dura/SE. 2013.

Utilizando tanto o eletrodo de alumínio (Figura 4.18), aplicando densidade de corrente de 7A a 6V, 9,7A a 2,4V, como o eletrodo de ferro (Figura 4.18), aplicando densidade de corrente de 7,3A a 2,3V, e 10,3A a 3,6V, os valores de alcalinidade mantiveram-se na faixa de 6.000 a 8.000 mg CaCO₃/L para todas as condições.

Para este estudo, observou-se que a variação da densidade de corrente e do potencial de oxidação não apresentaram reduções significativas abaixo do valor inicial do lixiviado bruto, que foi de 4 mil.

As mesmas condições utilizadas para a alcalinidade aplicaram-se para o parâmetro pH e os valores se apresentaram estáveis na faixa entre 6 e 8. Esta faixa de pH (Figura 4.20), verificada no lixiviado da Terra Dura, encontra-se compatível com a fase metanogênica, e coerentes com pesquisa realizada por Tchobanoglous *et al.*(1993).

Os valores de pH encontrados mantiveram-se dentro dos limites exigidos pela Resolução CONAMA 357/2005 e sua Resolução de retificação 430/2011 para lançamento de efluentes em corpos d'água receptores. As curvas dos resultados podem ser verificadas na Figura 4.18, para o parâmetro pH.

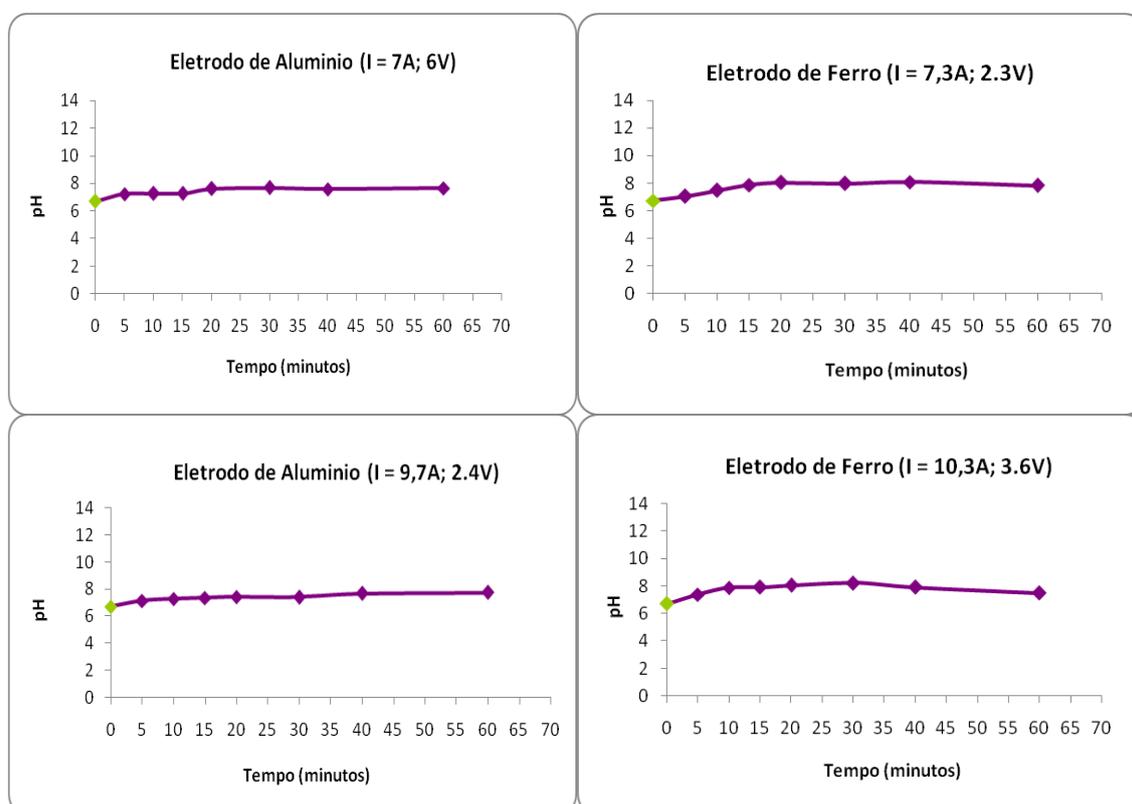


Figura 4.18 - Evolução do pH com o tempo para diferentes condições de operação do reator eletrolítico para eletrodos de alumínio e densidades de corrente 7A e 9,7A, respectivamente, e eletrodo de ferro e densidades de corrente de 7,3A e 10,3A, respectivamente. Lixiviado do aterro da Terra Dura/SE. 2013.

4.20. Estudo da variação da condutividade do lixiviado com as condições do reator

Schalch (1992) cita que os valores de condutividade elétrica tendem a diminuir à medida que as fases de degradação do lixiviado vão diminuindo, chegando à maturação final com valores entre 1.400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 4.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Condutividades elétricas elevadas também podem dificultar os processos biológicos, provocando a morte dos microrganismos por desidratação, uma vez que a mesma está associada à presença de sais.

A condutividade avaliada no lixiviado do Lixão da Terra Dura apresentou variações na faixa de valores máximos de 20.600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a valores mínimos de 2.200

$\mu\text{S}/\text{cm}$. Manteve-se sempre abaixo do valor inicial da amostra bruta, como indicado na Figura 4.19.

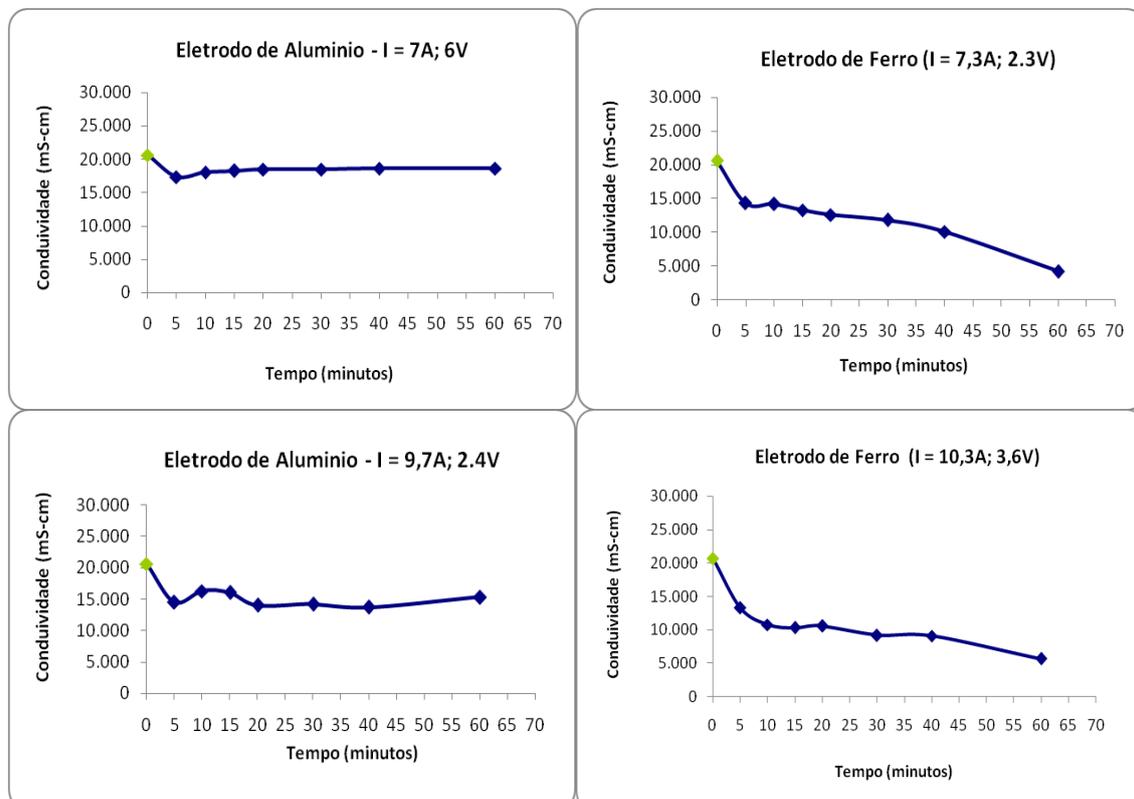


Figura 4.19 - Evolução da condutividade com o tempo para diferentes condições de operação do reator eletrolítico para eletrodos de alumínio e densidades de corrente 7A e 9,7A, respectivamente, e eletrodo de ferro e densidades de corrente de 7,3A e 10,3A, respectivamente. Lixiviado do aterro da Terra Dura/SE. 2013.

Utilizou-se tanto o eletrodo de alumínio (Figura 4.19), aplicando densidade de corrente de 7A a 6V, 9,7A a 2,4V, como o eletrodo de ferro (Figura 4.19), aplicando densidade de corrente de 7,3A a 2,3V, e 10,3A a 3,6V. Os valores mais expressivos em termos de redução de condutividade foram observados quando utilizou-se o eletrodo de ferro com densidade de corrente 7,3 e potencial de oxidação 2,3V a valores inferiores a $5.000\mu\text{S}/\text{cm}$ no tempo e essa redução observa-se a partir do tempo de 5 minutos até 60 minutos. Uma investigação mais detalhada deve ser realizada para um tempo maior de monitoramento, para verificação da continuação do decaimento nas concentrações de íons.

4.21. Avaliação estatística da influência das condições operacionais na remoção de cor, turbidez e sólidos totais

Estudo da Cor

Foi observado, com auxílio do gráfico de Pareto (Figura 4.20), obtido através do programa Statistica® versão 5.0 (Statsoft.Inc, Tulsa/OK USA), que as variáveis Eletrodo e Densidade de Corrente não apresentaram influência estatisticamente significativas, bem como não ocorreu interação entre essas variáveis.

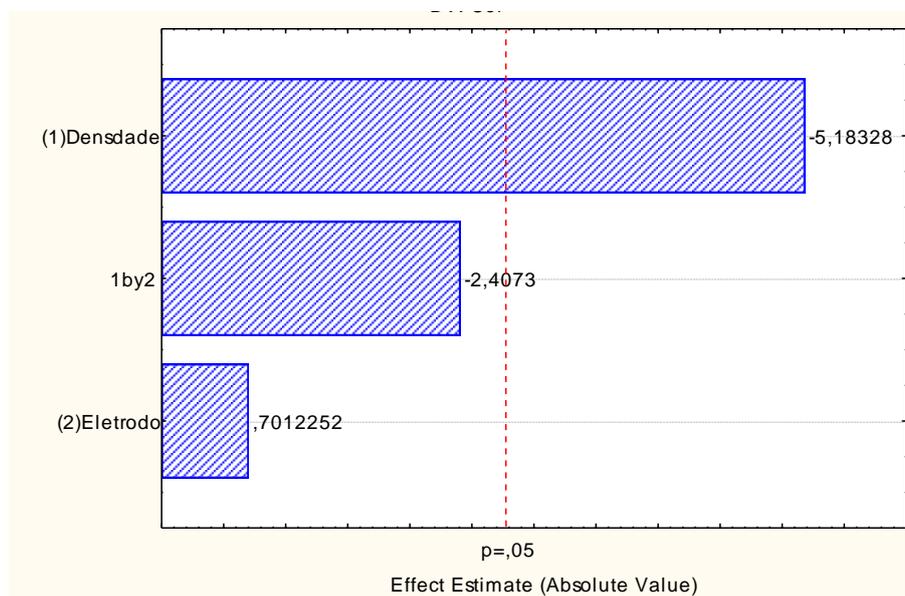


Figura 4.20 - Diagrama de Pareto com as variáveis que influenciaram na análise de remoção de cor para a eletrocoagulação. Lixiviado do aterro da Terra Dura/SE. 2013.

Para a variável de resposta Cor, não ocorreu efeito significativo da densidade e nem dos eletrodos utilizados, bem como a interação entre essas variáveis.

Estudo da Turbidez

Nesta pesquisa, o processo de eletrocoagulação mostrou-se eficiente para redução de turbidez em 96%. Foi observado, com auxílio do gráfico de Pareto (Figura 4.21), obtido através do programa Statistica® versão 5.0 (Statsoft.Inc, Tulsa/OK USA), que as variáveis Eletrodo e Densidade de Corrente apresentaram influência estatisticamente significativas ao nível de 95% de confiança, assim como também a interação entre essas variáveis.

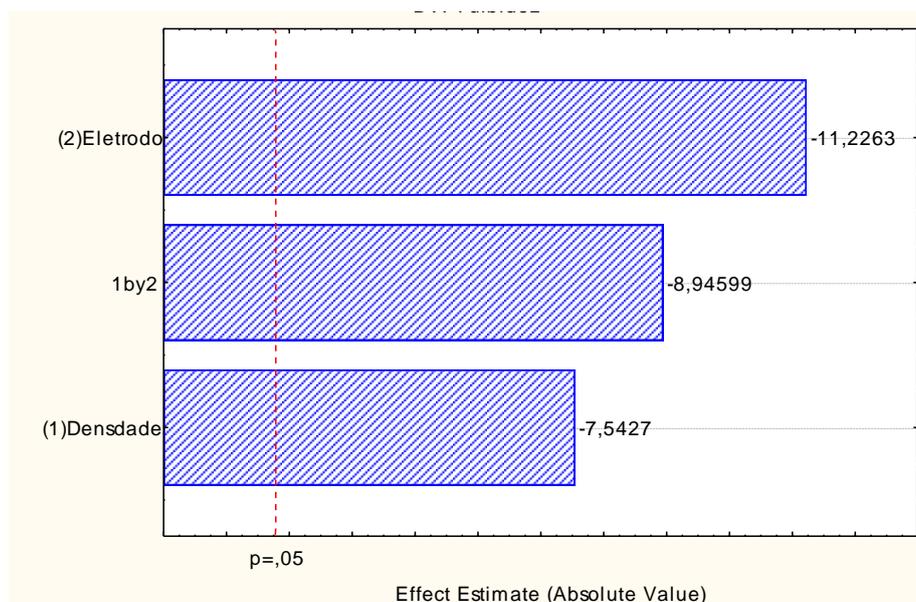


Figura 4.21 - Diagrama de Pareto com as variáveis que influenciaram na análise de remoção de turbidez para a eletrocoagulação. Lixiviado do aterro da Terra Dura/SE. 2013.

A análise dos resultados do monitoramento da turbidez e a resposta do planejamento fatorial permitiram as seguintes inferências: Elevando-se a densidade de corrente aumenta-se o rendimento do processo de eletrocoagulação e esse efeito é revelado para o eletrodo de ferro a corrente $7\text{mA}/\text{cm}^2$. Os rendimentos obtidos para esta condição foi de 93%.

Estudo dos Sólidos Totais

Para os resultados de sólidos totais, a faixa mínima foi em torno de 22.000 e a máxima em torno de 25.000, Figura 4.22. Para melhor visualização, considerar as denominações a seguir: Ponto 0: Lixiviado bruto; Ponto 1: Eletrodo de Alumínio ($I = 7\text{A}$); Ponto 2: Eletrodo de Ferro ($I = 7,3\text{A}$); Ponto 3: Eletrodo de Alumínio ($9,7\text{A}$); Ponto 4: Eletrodo de Ferro ($I = 10,3\text{A}$).

A Tabela 4.8 indica a relação de sólidos voláteis (SV) e sólidos totais (ST) e os pontos referentes à Figura 4.4(a), (b) e (c) e suas denominações.

Tabela 4.8 - Relação SV/ST no lixiviado do lixão Terra Dura

	Relação SV/ST
Ponto 0: Lixiviado bruto	0,4938
Ponto 1: Eletrodo de Alumínio (I = 7A)	0,5473
Ponto 2: Eletrodo de Ferro (I = 7,3A)	0,4979
Ponto 3: Eletrodo de Alumínio (9,7A)	0,4699
Ponto 4: Eletrodo de Ferro (I = 10,3A)	0,4506

Quanto à degradabilidade desse lixiviado, pode-se dizer, seguindo a ordem de classificação de 0 a 4 acima, o que se indica na Tabela 4.8, que os valores revelaram que nos líquidos lixiviados do lixão da Terra Dura não há predominância da fração de sólidos voláteis com relação ao total de sólidos.

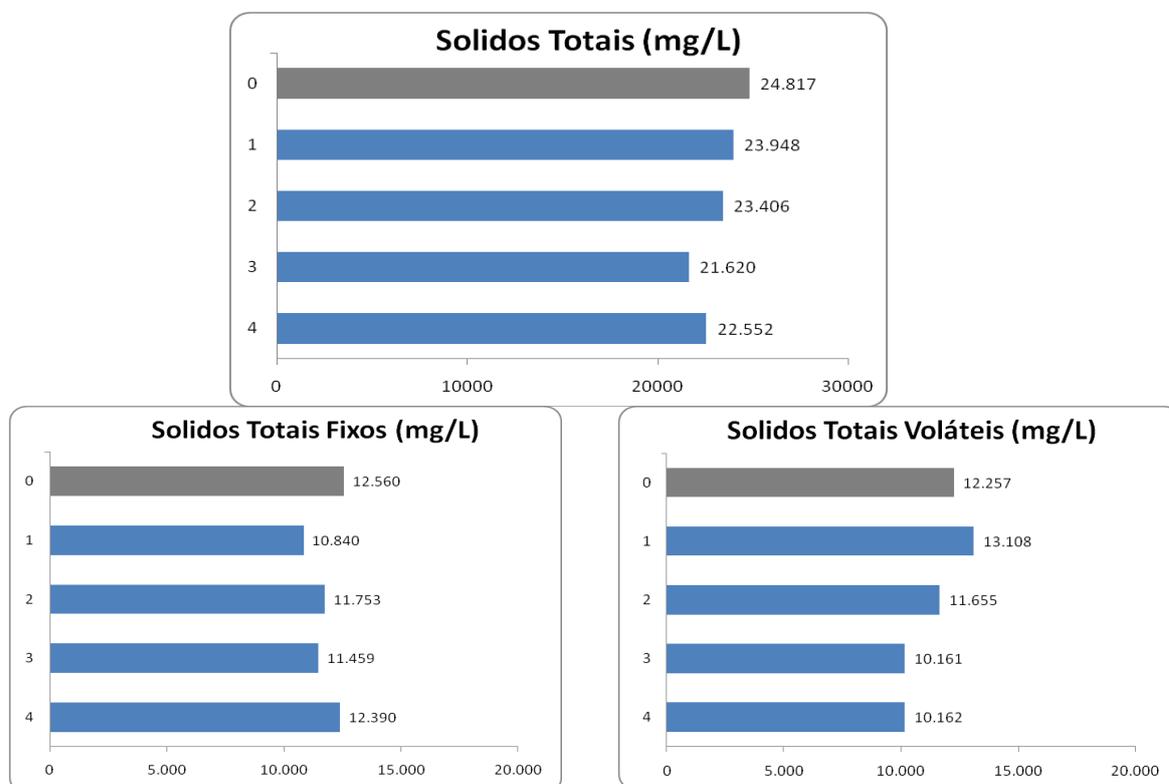


Figura 4.22 - Sólidos Totais(a), Sólidos Totais fixos(b), e Sólidos Totais voláteis(c). Lixiviado do aterro da Terra Dura/SE. 2013.

Os valores da relação de sólidos voláteis e sólidos totais indicam que os líquidos lixiviados são de boa biodegradabilidade, estando de acordo com estudos de Santos (2003), passíveis de tratamento biológico, confirmando os resultados da caracterização dos mesmos.

Observa-se que tanto os valores apresentados para sólidos totais fixos como para sólidos totais voláteis, encontram-se em praticamente 50%, estando bem equilibrados quando relacionados aos valores dos sólidos totais no lixiviado do aterro da Terra Dura.

Foi observado, com auxílio do gráfico de Pareto (Figura 4.23), obtido através do programa Statistica[®] versão 5.0 (Statsoft.Inc, Tulsa/OK USA), que as variáveis Eletrodo e Densidade de Corrente não apresentaram influência estatisticamente significativas, bem como não ocorreu interação entre essas variáveis.

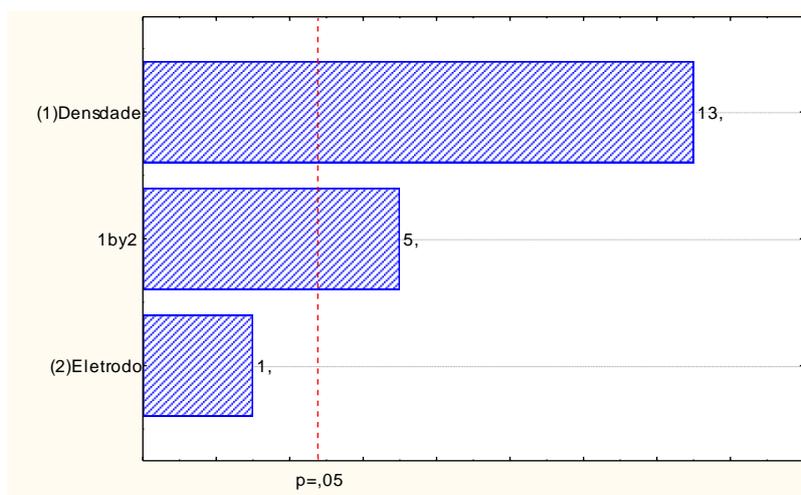


Figura 4.23 - Diagrama de Pareto com as variáveis que influenciaram na análise de remoção de Sólidos para a eletrocoagulação. Lixiviado do aterro da Terra Dura/SE. 2013.

Durante os ensaios de eletrocoagulação, o lixiviado apresentou formação de espuma (Figura 4.24a – eletrodo de ferro) e (Figura 4.24b – eletrodo de alumínio), com espessura acima de 10cm, o que pode ter influenciado para a elevação dos resultados.

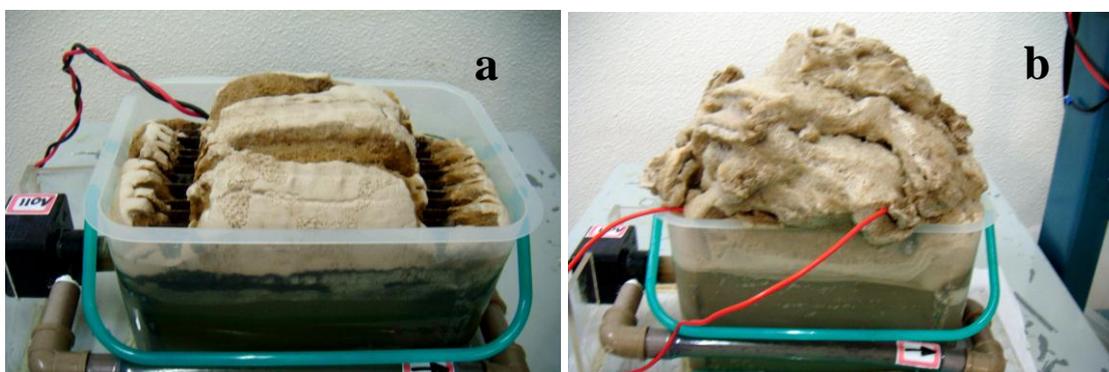


Figura 4.24 - Fotos do reator com lixiviado e eletrodos de ferro (a) e alumínio (b) durante o ensaio de eletrocoagulação

De acordo com os resultados apresentados para o estudo da eletrocoagulação, observaram-se que quanto maior o tempo aplicado no processo maiores concentrações de íons de Fe e Al foram verificadas no sistema, o que era esperado de acordo com a lei de Faraday.

Um estudo mais detalhado deve ser realizado para a identificação das espécies de íons de Alumínio e ferro formadas com o lixiviado na solução, pois a concentrações de Al e Fe geradas no ensaio de eletrocoagulação excederam os limites exigidos para lançamento de efluentes em corpos d'água para as variáveis de resposta.

5. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

5.1. CONCLUSÕES

De modo geral, verificou-se que, dentro dos níveis estudados, todas as variáveis independentes evidenciaram a influência significativa dos efeitos principais para redução da turbidez e cor, excepcionalmente quando trabalhou-se com a cal CSP, cujo efeito da concentração de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ foi observado apenas através da interação desta variável com as demais para o decréscimo da turbidez.

A clarificação do lixiviado ocorreu progressivamente com o aumento da velocidade de floculação e com o decréscimo dos tempos de sedimentação e floculação, sendo observada que a cor marrom escuro a preta, inicial, muda gradualmente de marrom claro a amarelo translúcido. Observou-se ainda que a concentração de cal para as condições ótimas influenciou o processo para a remoção da cor. Pode-se concluir que o processo de coagulação/floculação com cal pode remover ao mesmo tempo a cor e a turbidez, com valores significativos para o parâmetro cor acima de 80%.

Verificou-se ainda que a velocidade de floculação favorece a remoção da cor por um contato mais íntimo do floco com o líquido, todavia, desfavorece a remoção de turbidez pela desestruturação do floco.

Em relação aos parâmetros físico-químicos analisados nesta pesquisa, e para a correlação estabelecida entre as variáveis estudadas, foi observado que a eficiência do método não está associada apenas à concentração do agente coagulante, mas também à influência de outros fatores (velocidade de floculação, tempo de floculação, etc.).

De acordo com o Teste F aplicado, através das análises estatísticas, verificou-se que a cal CPA apresentou melhor decréscimo da turbidez, enquanto que a cal CSP foi a que mais favoreceu a remoção da cor.

Para o estudo realizado no lixiviado do aterro da Muribeca, observou-se que a adição da cal CPA apresentou a melhor eficiência de remoção (95-100%) no estudo, para os três tipos de microrganismos avaliados. Os resultados apresentaram semelhanças entre as microbiotas dos Aterros de Resíduos Sólidos de Aguazinha e da Muribeca.

Pode-se concluir que a eletrocoagulação, considerando as condições deste estudo, pode remover a turbidez com taxas acima de 95%.

No processo de eletrocoagulação, a influência mais significativa deu-se quando utilizou-se o eletrodo de ferro a corrente de $7\text{A}/\text{cm}^2$.

5.2. PERSPECTIVAS

- Realizar estudos mais detalhados sobre as possíveis formas de descarte ou aproveitamento do lodo resultante do método de coagulação/floculação;
- Realizar novos ensaios de eletrocoagulação, incluindo novos fatores, variações de níveis e variáveis;
- Realizar novos ensaios de biodegradabilidade aeróbia e ensaios de biodegradabilidade anaeróbia nos lixiviados;
- Estudar a toxicidade do efluente tratado (lixiviado submetido à coagulação/floculação e Radiação gama) e eletrocoagulação através de bioensaios padronizados;
- Analisar a influência de outras variáveis no processo de eletrocoagulação associado ao processo de precipitação química;
- Otimizar o desempenho do processo de precipitação química com o biocoagulante natural.

REFERÊNCIAS

AKERMAN, A. “Feasibility of nitrate-shunt (nitrification) on landfill leachate.” Dissertação de Mestrado. Department of Water and Environmental Engineering. Universidade de Lund, Suécia, 2005.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill Leachate Pretreatment by Coagulation-flocculation. **Water research**. v. 31,1997.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. Tese de doutorado. Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, PE: UFPE, 2007.

APHA – AWWA – WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18 th edition. **American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation**, Washington, D.C. 1995.

APHA – AWWA – WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18 th edition. **American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation**, Washington, DC, USA, 1998.

ARTHUR, V. WIENDL, FM,; DUARTE AGUILAR, J.A.; WIENDL, J A. Effect of gamma irradiation in the pupae stage on the fall armyworm parent and F-1 generations reproduction. **Acta Agriculturae Nucleatae Sinica**, v. 8, n. 1, p. 14- 18, 1994.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7175/2003**. Cal hidratada para argamassas: Requisitos. Rio de Janeiro, 2003.

BAIG, S., THIÉLBLIN, E., ZULIANI, F., LIECHTI, P., COSTE, C., 1997, “Treatment of Leachates from Domestic Landfills: Case Studies”, 13° Ozone World Congress, v. 1, pp. 637-642, Japão.

BASFAR A.A., ABDEL REHIM, F., Disinfection of wastewater from a Riyadh Wastewater Treatment Plant with ionizing radiation, **Radiat. Phys. Chem.** 65, 2002, 527 – 532.

BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. Planejamento e otimização de experimentos. v.1, 1.ed., **Série Manuais**, Campinas: UNICAMP, 302p.1995.

BASSANI, F. **Monitoramento do Lixiviado do Aterro Controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio**. Universidade Estadual de Maringá. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana. Dissertação de Mestrado. Maringá: UEM, 2010.

BERRUETA, J.; GUTÉRREZ, A.; FUEYO, G. Anaerobic Treatment of leachates in pilot-scale UASB: Strategy of start-up. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. v. 67, p. 302-314, 1996.

BERTAZZOLI, R.; PELEGRINI, R. Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo fotoeletroquímico. *Quím. Nova*, 25(3): 470-476 (2003).

BEZERRA, A. M. E.; MOMENTÉ, V. G.; MEDEIROS FILHO, S. Germinação de sementes e desenvolvimento de plântulas de moringa (*Moringa oelifera Lam*) em função do peso da semente e do tipo de substrato. **Hortic. Bras.** Vol. 22, nº 2, Brasília Abril-Junho/2004.

Biblioteca Didática de Tecnologias Ambientais: Módulo Saneamento Ambiental, 2013

BIDONE, R. F. **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por um Sistema Composto por Filtros Anaeróbios seguidos de anhdos construídos: Estudo de Caso — Central de Resíduos do Recreio**. Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos. Minas do Leão/RS: EESC, 2007.

BILA, D. M. **Aplicação de Processos Combinados no Tratamento de Chorume**. Dissertação de Mestrado. Programa de Engenharia Química da COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro,RJ: UFRJ, 2000.

BORBA, L. R. **Viabilidade do uso da *Moringa oleifera Lam* no tratamento simplificado de água para pequenas comunidades**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, PB: UFPB, 2001.

BORRELY, S. I.; CRUZ, A. C.; DEL MASTRO, N. L.; SAMPÁ, M. H. O.; SOMESSARI, E. S. Radiation processing of sewage and sludge. A review. **Progress in Nuclear Energy**, v. 33, p. 3-21, 1998.

BRATBY, J.R. Interpreting laboratory results for the design of rapid mixing locculation systems. **Journ. AWWA**, vol.73, n.6, p.318-25, Jun. 1981.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B.; Landfill Leachaten management in istanbul: application and alternatives. **Chemosphere**, v. 59. p 819-829, 2005.

CAMP, T. R. Flocculation and flocculation basins. **ASCE Transactions**, v.120, p.1-16, 1953.

CAMPOS, J.B. & SOUZA, M.C. 2002. Arboreous vegetation of an alluvial riparian forest and their soils relations: Porto Rico island, Paraná River, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 45:137-149.

CARVALHO, T.E. M. **Adsorção de corantes aniônicos de Solução aquosa em cinza leve de carvão e Zeólita de cinza leve de carvão**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. Universidade de São Paulo. São Paulo, SP: USP, 2010.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.(coordenador). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água:** Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Rio de Janeiro: PROSAB: ABES, 2006.

CAVALCANTE-SILVA, E. et al. Controle populacional de cianobactérias tóxicas através de radiação gama integrada a agentes físicos exógenos. V Encontro Latino Americano de Pós-Graduação – Universidade do Vale do Paraíba. São José dos Campos, 1998.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Caracterização e estudo de tratabilidade de líquidos percolados de aterros sanitários.** São Paulo. CETESB, 1995.

CLÈMENT, B.; COLIN, J. R.; ANNE, L. D-D. Estimation of the hazard of landfill leachates through toxicity testing of leachates. **Chemosphere.** v. 35, n. 11, p. 2783-2796, 1997.

COELHO, M. G.; SANTOS, C. L.; ANDRADE, S. M.; SANTOS, L. P. Caracterização e tratabilidade por coagulação-floculação de líquidos percolados provenientes do aterro sanitário municipal de Uberlândia-MG/Brasil. In: XXVIII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, Cancun. **Anais...Uberlândia,ABES, 2002.**

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. 1ª ed. 2ª reimpressão. Belo Horizonte: MG: UFMG, 2000.

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).

CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, A.; BAUM, A.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON G. Biochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, v. 16, p. 659-718, 2001.

CRESPILHO, F. N. & REZENDE, M. O. O. Eletroflotação: princípios e aplicações, São Carlos: RIMA Editora, 2004.

CUSSIOL, N. A. M. **Disposição final de resíduos potencialmente infectantes de serviços de saúde em célula especial e por co-disposição com resíduos sólidos urbanos.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG: UFMG, 2005. 334p.

DI BERNARDO, L. Coagulação e Floculação. In: **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água.** Rio de Janeiro: ABES. vol. I, Brasil. 1993.

DOMÉNECH, X.; JARDIM, W. F.; LITTER, M. I. **Procesos Avanzados de oxidación para La eliminación de contaminantes**. In: CYTED. Eliminación de Contaminantes por Fotocatálisis Heterogénea, 2001.

EDUARDO, J. **Avaliação das Características Microbiológicas e Físico-Químicas do Lixiviado(chorume) no Processo de Tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ-Brasil)**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ: UFRJ, 2007. 98p.

EPN. Desinfección de las aguas servidas del Rio Machangara por irradiation con acelerador de eletrones.ed. Quito - Ecuador: 1997. 156p.

ESTRELA, C.; SYDNEY, G. B.; BAMMANN, L. L.; JÚNIOR FELIPE, O. Estudo do efeito biológico do pH na atividade enzimática de bactérias anaeróbias. **Rev. Fac. Odont. Bauru**, v.2, n.4, p.31 -38, out./dez, 1994.

FARIA, F. S. **Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos Urbanos - IQA**. Dissertação de Mestrado. Universidade do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ: COPPE/UFRJ, 2002.

FAROOQ, S.; KURUCZ, C. N.; WAITE, T. D.; COOPER, W. J. Desinfection of wastewaters: High-Energy Electron vs Gamma Irradiation. **Water Research**, v. 27, n. 7, p. 1177-1184, 1993.

FAVERO, C. et al. Modificação na população de plantas espontâneas na presença de adubos verdes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 11, p.1355-1362, 2001. GAMA-RODRIGUES, A.C. et al. Decomposição

FERREIRA, J. A. et al. Plano de Gestão do Encerramento do Aterro do Morro do Céu em Niterói (RJ). In: **Anais... 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

FLECK, E. **Sistema Integrado por Filtro Anaeróbio, filtro biológico de baixa Taxa e banhado construído aplicado ao Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Engenharia de Recursos hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS: UFRS, 2003.

FERREIRA FILHO, S. S.; MARGUTI, A. L.; PIVELI, R. P. Produção de lodo e comportamento químico de sais de ferro empregados no pós-tratamento de esgoto sanitário por precipitação química. **Engenharia Sanitária e Ambiental** v. 14, n. 1, p. 49-58. 2009. DOI: 10.1590/S1413-41522009000100006.

FOCO, M. L. R.; TERÁN, F. J. C. Eletro-coagulação-flotação aplicada ao tratamento físico-químico de líquidos percolados de aterro sanitário. XVI CONGRESSO INTERNO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, CESET, UNICAMP. 2008.

FORGIE, D., Selection of the Most Appropriate Leachate Treatment Methods. Part 1 A Review of Potential Biological Leachate Treatment Methods. *Water Pollution Research in Canada* 23:308-328, 1988.

GETOFF, N. Radiation-induced degradation of water pollutants-state of the art. *Radiats phys chem.*, v. 47 p. 581-593. 1996.

GHEBREMICHAEL, K, A. *Moringa seed and pumice as alternative natural materials for drinking water treatment*. PhD thesis. Stockholm: Department of Land and Water Resources Engineering, 2004. 247 p.

GIRARDI, F. **Tratamento de Vinhaça utilizando Coagulantes Naturais**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2009.

GIORDANO, G.; FERREIRA, J. A.; PIRES, J. C. A. RITTER, E.; CAMPOS, J. C.; ROSSO, T. C. A. Tratamento do chorume do aterro metropolitanado de gramacho. XXVIII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL. Cancun, México, 2002.

GIORDANO, G. **Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos**. Tese de Doutorado. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, RJ: 2003. 257p.

GOMES, L. P.(Coordenadora). **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro,RJ: PROSAB; ABES, 2009.

GONÇALVES, R. F. (Coordenador). **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. R.J: PROSAB; ABES, 2003.

GRAIÑO, J. G. Use of irradiation for chemical and microbial decontamination of water,wastewater and sludge. Vienna. p.163-177, 2001.

GUALBERTO, F. F. **Otimização de Processos de Precipitação Química na Remoção de Fósforo de Esgotos Sanitários mediante a utilização de Sais de Ferro como Coagulante**. Dissertação de Mestrado. Politécnica da Universidade de São Paulo. SP, 2009.

GUIMARÃES, J. E. P. A Cal- Fundamentos e Aplicações na Engenharia Civil. Associação Brasileira dos Produtores de Cal. São Paulo, Pini Editora , p. 284, 1998.

GRUNDMANN, H., Schneider, C., Hartung, D., Daschner, F. D. & Pitt, T. L. (1995). Discriminatory power of three DNA-based typing techniques for *Pseudomonas aeruginosa*. *J Clin Microbiol* 33, 528–534.

HAMADA, J. MATSUNAGA, I.; Concepção do Sistema de Tratamento de Chorume para o Aterro Sanitário de Ilhéus-BA. In: IX SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de

Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Seguro. Anais. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. p. 1515-1524.

HENRY, J. G.; New Development in Landfill Leachate Treatment. In: KELLY, H. G.; Pilot Testing for Combined Treatment of Leachate from a Domestic Waste Landfill Site. **Journal of water pollution control federation**, v.59, n. 5, 1987, p. 254-261.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB/2008**. Rio de Janeiro: IBGE/DPE, 2008.

JUCÁ, J. F. T.; MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C. Monitorio ambiental de la recuperaci3n del vertedero de residuos s3lidos de muribeca, Brasil. **Revista T3cnica Meio Ambiente**. Espanha: Alegrus. V. 12, n. 64, p. 100-106, 2002.

KADLEC, R. H. Constructed Wetlands for Treating Landfill Leachate. In: CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OG LANDFILL LEACHATES. MULAMOOTTIL, G; McBEAN, E. A.; ROVERS, F. (Orgs.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. pp. 17-32. 1998.

KADLEC R.H. and KNIGHT R., 1996. Treatment Wetlands. CRC Press, Boca Raton, FL.

KAWAHIGASHIA, F. Aplicabilidade do p3s-tratamento de Lixiviado de aterro sanit3rio por Adsor3o em carv3o ativado granular e Avalia3o ecotoxicol3gica. Disserta3o (Mestrado). Programa de P3s-Gradua3o em Engenharia de Edifica3es e Saneamento. Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina. Londrina-Paraná: UEL, 2012. 154 f.

KAWAMURA, S. Effectiveness of natural polyelectrolytes in water treatment. **Journal American Water Works Association**, v. 83, n. 10, p. 88-91, 1991.

KAWAHIGASHI, Fl3via. Aplicabilidade do p3s-tratamento do lixiviado de aterro sanit3rio por adsor3o em carv3o ativado granular e avalia3o ecotoxicol3gica. Disserta3o de Mestrado. Programa de P3s-gradua3o em Engenharia de Edifica3es e Saneamento. Londrina, PR: UEL, 2012.

KELLER, A. H., VERA, R. A. & BRIONES, M.E. Estudio a escala de laboratorio para la determinaci3n de los par3metros hidrol3gicos 3ptimos para la generaci3n de metano em rellenos sanit3rios em Chile. Proyecto de investigaci3n n3 202.788/2001. Universidad Cat3lica de Valpara3so, Chile, 2002.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.; ROOKER, A.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and long term composition of MSW landfill leachate – A review. **Critical Reviews in Environmental Science Technology**, v. 32, n.4, p. 297–336, 2003.

KODUKULA PS, Prakasam TBS, Antonisen AC. Role of pH in biological wastewater treatment process. In: Bazin MJ, Prosser JI, editors. *Physiological Models in Microbiology*. 1. CRC Press; Boca Raton, Florida: 1988. pp. 114–134.

KONRADT-MORAES, L. C. Estudo da Coagulação-Ultrafiltração com o Biopolímero Quitosana para a Produção de Água Potável. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá. Maringá: UEM, 2004.

KONRADT-MORAES, L. C. K. **Estudos dos processos de coagulação e floculação seguidos de filtração com membranas para obtenção de água potável.** Tese de Doutorado. Universidade Estadual Maringá, Maringá, PR: UFM, 2009.

KURNIAWAN, T.A.; LO, W.; CHAN, G.Y.S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, n. 28, p. 80-100, 2006.

KURUCZ, C. N.; WAITE, T. D.; COOPER, W. J. The Miami electron beam research facility: A large scale wastewater treatment application. **Radiation Physics and Chemistry**. v. 45, n. 2, p. 299-308, 1995.

YILMAZ, T.; APAYDIN, S.; BERKTAY, A. Coagulation-Flocculation and Air Stripping as a Pretreatment of Young Landfill Leachate. The Open **Environmental Engineering Journal**, v.3, p. 42-48, 2010.

LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; JÚNIOR, W. R. M. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de fenton. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**. Vol.11 - Nº 2. P. 175-183, 2006.

LAS CASAS, Alexandre Luzzi. Marketing. São Paulo: Atlas, 2004.

LAVARDA, F. L. **Estudo do Potencial de Biossorção dos Íons Cd (II), Cu (II) e Zn (II) pela macrófita Eichhornia crassipes.** Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Toledo,PR: UEOP, 2010.

LIN, S.H.; CHANG, C.C. Treatment of landfill leachate by combined electron-fenton oxidation and sequencing bath reactor method. **Water Researc**. 34 (17): 4243-4249, 2000.

LINS, C. M. M. **Avaliação da zeólita natural para aplicação em barreiras reativas permeáveis no tratamento do lixiviado do aterro da Muribeca/PE.** Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, 2008. 132p.

LINS, E.A.M. **Proposição e avaliação de um sistema experimental de processos físicos e químicos para tratamento de lixiviado.** Tese de Doutorado. Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. Recife-PE: UFPE, 2011.

LO, I. M. C. Characteristics and Treatment of Leachates from Domestic Landfills. **Environment International**. vol. 22, Nº 4. p. 433-442. 1996.

LU, J.C.S., et al. *Leachate Production and Management from Municipal Landfills: Summary and Assessment, Land Disposal: Municipal Solid Waste*. Proceedings of the 7th Annual Symposium, 1981.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Brock biology of microorganisms**. 10. ed. Upper Saddle River, NJ : Prentice Hall, 2002. p. 1088.

MAKKAR, H.P.S.; BECKER, K. Nutrients and antiquality factors in different morphological parts of the *Moringa oleifera* tree. *Journal of Agricultural Science*, Cambridge, v.128, p.331- 322, 1997.

MANCUSO, P. C. S. **Reúso de Água**. (Editores). Barueri, SP: Manole, 2003.

MARQUES, O. M. **Bioprocessamento de Resíduo de Ferro para a Produção de Pigmento pela Bactéria Acidithiobacillus ferroxidans**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, PE: UFPE, 2008.

MASSAI, L. R.; RIBEIRO, C. A.; DUARTE, L. R. Tratamento do Chorume de Aterros Sanitários, por Precipitação Química, com Hidróxido de Sódio e Álcool Etílico. 8º CONGRESSO IBEROAMERICANO DE ENGENHARIA MECANICA. Pontifícia Universidade Católica de Campinas–Puc-Campinas. Instituto de Química de Araraquara. Universidade Estadual Paulista–Unesp, Rede Estadual de Ensino de São Paulo–Brasil, 2007.

MAXIMO, V. A.; JUNIOR, A. B. C. Estudo do tratamento por coagulação-floculação de lixiviados gerados em aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis. In: XXIV CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...** Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2007. v. 3. p. 01-07, 2007.

MEGONIGAL, JP., HINES, ME. and VISSCHER, PT., 2004. Anaerobic metabolism: linkages to trace gases. In SCHLENSINGER, WH. (Ed.). *Biogeochemistry*. Oxford: Elsevier-Pergamon. p. 317-424.

METCALF & EDDY, Inc. “Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse”. McGraw-Hill International Editions, 3rd ed., New York, 1991.

MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A., FARQHZAR, G. J. **Solid Waste Landfill – Engineering and Design**. Prentice Hall, Inc. p. 521, 1995.

MELLO, F. B. **Otimização do tratamento de lixiviados e corantes por processos físico-químicos**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Recife, PE: UFPE, 2011.

MIYAGUSKU, L.; CHEN, F.; LEITÃO M. F. F.; BAFFA, O. Avaliação microbiológica e sensorial da vida-útil de cortes de peito de frango irradiados. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**. v. 23, suppl., pp. 7-16, 2003.

MOOLENAAR, R. L., Crutcher, J. M., San Joaquin, V. H., Sewell, L. V., Hutwagner, L. C., Carson, L. A., Robison, D. A., Smithee, L. M. and Jarvis, W. R. (2000) A prolonged outbreak of *Pseudomonas aeruginosa* in a neonatal intensive care unit: did staff fingernails play a role in disease transmission?, *Infection Control & Hospital Epidemiology*, **21**, 80-5.

MOLLAH, M.Y.A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J.R.; COCKE, D.L. Electrocoagulation (EC)-Science and applications. *Jornal of Hazardous Materials*, v.84 n.1 p. 29-41, june. 2001.

MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG: UFMG, 2007.

NADBIGENGESERE, A.; NARASIAH, K. S.; TALBOLT, B. G. Active Agents and Mechanism of Coagulation of Turbid Waters using *Moringa oleifera*. In: **Water Reaseach**, Londres, v. 29, n.2, p. 706-710, 1995.

NAGASHIMA, L. A.; BARROS JR, C.; FUJIMURA, A. S.; RECANELLO, T. D. Tratamento de lixiviado com coagulante orgânico derivado do tanino e caracterização do lodo gerado. In: XXV CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, **Anais...** Recife, PE, Brasil, 2009. CD-ROM.

NOUAILHETAS, Y. **Radiações ionizantes e a vida.** 5ª. 14/06. 2003.

NUNES, J. A. Tratamento Físico Químico de Águas Residuárias Industriais. 4ª edição **revista e ampliada** – Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade Ltda. 1996.

OLIVEIRA, A. C. G.; SPOTO, M. H. F.; CANNIATTI-BRAZACA, S. G.; SOUSA, C. P.; GALLO, C. R. Efeitos do processamento térmico e da radiação gama na conservação de caldo de cana puro e adicionado de suco de frutas. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**. Campinas, 27(4): p.863-873, 2007.

OLIVEIRA, A. C. D. G. **Bactérias heterotróficas e autotróficas envolvidas na remoção de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário em reator de leito móvel.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento. Universidade Estadual de Londrina. Londrina, PR: UEL, 2012.

ODUM, H. T., 1998. "Emergy Evaluation", in "Advances in Energy Studies: Energy Flows in Ecology and Economy", Proceedings of International Workshop held at Porto Venere, Italy, May 26-30, 1998, ed. by Ulgiati, S.; Brown, M. T., Giampietro, M.; Mayumi, K. & Henderson, R. Ed. MUSIS, Roma, Italy, pages 99 -112.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C. (2003) Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management*, v. 23, p. 441-446.

PAULINO, P. M. S. **Avaliação do processo de coagulação/floculação seguido de radiação gama para tratamento de lixiviados.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, PE: UFPE, 2011.

PEARSON, H., **Microbial Interactions in facultative and maturation ponds.** In: MARA, D.; HORAN, N. J. *The Hand Book of Water and Wastewater Microbiology.* Academic Press, London – UK., 2005, p. 449-458.

PEDROSO, M. A. R. **Análise do Desempenho Ambiental de 5 Aterros de Resíduos Não Perigosos Abrangidos Pelo Regime PCIP.** Dissertação de Mestrado. Instituto Superior Técnico de Lisboa. Lisboa. 2007. 89p.

PEREZ A, RAMOS A, MORENO B & ZAMORANO T. 2004. Coagulationflocculation as a submerged biological filter pré-treatment with landfill leachate. *Waste Management and the Environment*, 2 (2): 213-222

POLLACK, M. *Pseudomonas aeruginosa.* In Mandell, Douglas, and Bennett's Principles and Practice of Infectious Diseases, pp. 1980– 2003. Edited by G. L. Mandell, R. G. Douglas & J. E. Bennet. New York: Churchill Livingstone, 1995.

POLPRASERT, C.; SHARMA, K.; e KOOTTATEP, T. An Integrated Electro-Chemical and Natural Treatment System For Industrial Water Pollution Control. *Water Science and Technology.* Vol. 52 (12): 1-8, 2005.

QASIM, S.R; CHIANG, W., 1994 Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Treatment, Technomic publication, Pensilvânia, EUA.

RAWAT, K. P.; SHAMMA, A.; RAO, S. M. Microbiological and Physicochemical analysis of radiation disinfected municipal sewage. *Water Research*, v. 32, n. 3, p. 737-740, 1997.

REBELATTO, M. F. **Avaliação de Métodos de Desinfecção de Resíduo Infeccioso e de seu Percolado.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC: UFSC, 2006. 117 p.

RELA P. R.; **Desenvolvimento de dispositivo de irradiação para tratamento de efluentes industriais com feixe de elétrons.** Tese de Doutorado - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo,SP: IPEN, 2003.

RENOU, S.; POULAIN, S.; GIVAUDAN, J.G.; MOULIN, P. Treatment process adapted to stabilized leachates: Lime precipitation – prefiltration – reverse osmosis. *Journal of Membrane Science*, v. 313, p. 9-22. 2008.

Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. *Diário Oficial da União:* 18/03/2005. BRASIL, 2005.

_____. **Resolução No 274 de 29 de novembro, 2000.** 5 p.

_____. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005:** dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/praias/res_conama_357_05.pdf.>

RIZK, M. C.; GIMENES, M. L.; LENZI, E. Aplicação de precipitação química, troca metálica e reagente fenton no tratamento de efluentes fotográficos. **Acta Scientarum Technology**. v. 29, n. 1, p. 29-35. 2007.

RODRIGUES, F. S. F.; BILA, D. M.; CAMPOS, J. C.; DEZOTTI, M. A influência da remoção prévia de amônia no tratamento biológico do chorume ozonizado. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, **Anais...** Campo Grande, MS: ABES, 2005.

ROCHA, E. E. M. **Monitoramento físico-químico e microbiológico do lixiviado do aterro controlado de resíduos sólidos urbanos de Aguazinha em Olinda-PE.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Recife, PE: UFPE, 2008.

RODRIGUES, M. C. **Tratamento Eletrolítico de Lixiviado de Aterro Sanitário.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental de Florianópolis, SC: UFSC, 2007.

ROMANELLI, M. F. Avaliação da toxicidade aguda e crônica dos surfactantes DSS e LAS submetidos à irradiação com feixe de elétrons; Instituto de Pesquisa Energéticas e Nucleares(IPEN), São Paulo, 2004.

SÁ, L. F. **Evaporação Natural do Lixiviado do Aterro da Muribeca Através de um Destilador Solar.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Recife, PE: UFPE, 2008.

SALYERS and WHITT. ABIGAIL A. SALYERS, DIXIE D. WHITT. *Pseudomonas aeruginosa and Related Species, a Lesson in Versatility.* 247-62. *Bacterial Pathogenesis: A Molecular Approach.* 2002. ASM Press, Washington D.C. USA.

SAMPA, M. H. O.; BORRELY, S. I.; SILVA, B. I.; VIEIRA, J. M.; RELA, P. R.; CALVO, W. A. P.; NIETO, R. C.; DUARTE, C. L.; PEREZ, H. E. B.; SOMESSARI, E. S.; LUGÃO, A. B. The use of eletron beam accelerator for the treatment of driking water and wastewater in Brazil. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 46, n. 4-6, p. 1143-1146, 1995.

SANCINETTI, G. P.; FIGUEIRA, M. S.; COLEHO, M. G., Uso de Lodos Ativados no Tratamento de Lixiviado provenientes de Aterro Sanitário. In: IX SILUBESA-SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Bahia. **Anais...** Salvador, 2001. CD.

SAWYER, C.N.; MCCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. **Chemistry for environmental engineering and science.** 5. ed. New York: McGraw-Hill. 752 p. 2003.

SANTOS, A. F. M. S. Avaliação da Biodegradabilidade Anaeróbia e do tratamento de Lixiviado através de Reator UASB em Escala experimental. In: XX CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...** Joinville – SC, 2003.

SANTOS, A. M. G.; OLIVEIRA, S. M. A.; SILVA, J. M.; TERAPO, D. Podridão por *Fusicoccum* em mangas submetidas a baixas doses de radiação gama. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.45, n.10, p.1066-1072, 2010.

SHAH, M. R.; LAVALE, D. S.; RAWAT, K. P.; BENNY, P. G.; SHARMA, A. K.; DEY, G. R.; BHAVE, V. **Radiation hygienization of raw sewage sludge**. India. p. 147-161, 2001.

SILVA, J.G.M.; LIMA, G.F.C.; PAZ, L.G. Degradabilidade *in situ* da matéria seca de cactáceas nativas, silagem de sorgo e concentrado. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, Viçosa, MG. **Anais...** Viçosa, MG : Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2000. p.65.

SCHMIDT, T. **Planos de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos: avaliação da arte no Brasil, comparação com a situação na Alemanha e proposições para uma metodologia apropriada**. Recife, PE: 2005.

SEMERJIAN, L.; AYOUB, G. High ph-magnesium coagulation-flocculation in wastewater treatment. **Advances in Environmental Research**, v. 7, n. 2, p. 389–403, 2003.

SILVA, A. C. **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado**. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro, RJ: Brasil, 2002.

SILVA, M. E. R.; AQUINO, M. D.; SANTOS, A. B.; Pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios tratando esgotos sanitários por coagulantes naturais e não-naturais. In: **Rev. Tecnológica de Fortaleza**. v. 28, n. 2, p 178-190. Dez 2007.

SOMMER, R.; PRIBIL, S. A.; GEHRINGER, P.; ESCHWEILER, H.; LETH, H.; CABAJ, A.; HAIDER, T. Inactivation of bacteriophages in water by means of non-ionizing (UV-253.7nm) and ionizing (gamma) radiation: a comparative approach. *Water Research*, v. 35, n. 13, p. 3109-3116, 2001.

SIQUEIRA, M. E. **Estudo da utilização de coagulantes naturais e químicos em uma estação de tratamento de água piloto (ETA-piloto)**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia química. Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2009.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: XXIV CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...** Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2007. v. 3. p. 01-07, 2007.

SOUZA, I. H.; ANDRADE, E. A. COSTA, E. M. ; SILVA, E. L.; Artigo Técnico: Avaliação de um sistema de irrigação localizada de baixa pressão, projetado pelo software “BUBBLER”. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal-SP, v. 25, n. 1, p. 264-271, jan./abr. 2005.

SOUZA, W.G., CRUZ, L.S., KELLER, R.P., CASSINI, S.T.A., e GOLÇALVES, R.F. (2005). Processo Eletrolítico Aplicado ao Polimento de Efluente de Lagoas de Estabilização. **Anais... 23º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental**. II-154, Campo Grande.

STAUBITZ, W. W.; SURFACE, J. M.; STEENHUIS, T. S. Potential use of constructed wetlands to treat landfill leachate. In: **CONSTRUCTED WETLANDS FOR WASTEWATER TREATMENT: MUNICIPAL, INDUSTRIAL AND AGRICULTURAL**. HAMMER, D. A.. Chelsea, MI: Lewis Publishers. pp. 735-742., 1989.

TAGHIPOUR, F. Ultraviolet and ionizing radiation for microorganism inactivation. **Water Research**, v. 38, p.3940–3948, 2004.

TORTORA, G.J.; FUNKE, B.R.; CASE, C.L. **Microbiologia**. 2000. Editora Artimed. 6º ed. Porto Alegre – RS.

TSAI, C.T. e t al. Electrolysis of soluble organic matter in leachate from landfills. **Water Research**, v. 31, nº 12, p. 3073-3081, 1997.

TATSI, A.A.; ZOUBOULIS, A.I.; MATIS, K.A.; SAMARAS, P. Coagulation–flocculation pre-treatment of sanitary landfill lichgates. **Chemosphere**, v. 53, p. 737–744, 2003.

TAUHATA, L.; SALATI, I. P. A.; DI PRINZIO, D. P. Radioproteção e dosimetria: fundamentos. 5ª ed. Rio de Janeiro: CNEN, 2003.

TELLES, C. A. S. **Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário**. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro, RJ: UFRJ/COPPE, 2010.

THOMPSON, J. E.; BLATCHLEY, E. R. Toxicity effects of gamma-irradiated wastewater effluents. **Water Research**, v. 33, n.9, p. 2053-2058, 1999.

URBANIC-BERCIC, O. Investigation into the Use of Constructed Reedbeds for Municipal Waste Dump Leachate Treatment. **Water Science & Technology**. Great Britain, v. 29, pp. 289-294, 1994.

VAN ELK, A. G. H. P. **Redução de Emissões na Disposição Final**. Coordenação de Karin Segala – Rio de Janeiro: IBAM, 2007. 40 p.

VASCONCELOS, C. J. F.; LUCENA, A. D. L. S.; FILHO, J. A.; SOBRINHO, M. A. M. Avaliação da radiação gama como tratamento de lixiviados de aterros sanitários

urbanos e de efluentes têxteis In: 3º SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE INGENIERÍA DE RESIDUOS 2º SEMINÁRIO DA REGIÃO NORDESTE SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS, **Anais...** João Pessoa-PB, 2010.

VAZOLLER, R.F. **Biodiversidade: perspectivas e oportunidades tecnológicas**. 2001. Microbiologia e Saneamento Ambiental. USP. São Paulo.

VLYSSIDES, A. G., ISRAILIDES, C., LOIZ IDOU, M., FATTA, D. Quantification of water balance parameters and Characterization of leachates for two municipal landfill sites in Athens, Greece. IX INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, Cagliari, Italy, CISA, 6-10 October, CD ROM, Sardinia 2003.

ZUIM, D. R. **Estudo da adsorção de componentes do aroma de café (benzaldeído e ácido acético) perdidos durante o processo de produção do café solúvel**. Pós-Graduação em Tecnologia de Alimentos. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, PR: UFPR, 2010. 154 p.

WELANDER, U., HENRYSON, T., WELANDER, T. "Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process". *Water Research*, 32(5), 1564-1570.

WIKIPEDIA. **Santa Maria**. Disponível em: <[http://pt.wikipedia.org/wiki/Santa_Maria_\(Aracaju\)](http://pt.wikipedia.org/wiki/Santa_Maria_(Aracaju))>. Acesso em: 11 de jul. 2013.

WANG, X. J., XIA, S. Q., CHEN, L., ZHAO, J. F., RENAULT, N. J., CHOVELON, J. M., Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed biofilm reactor. **Process Biochemistry**, v.41, n. 4, pp. 824828, 2006.