

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

**ESTUDOS DE CARACTERIZAÇÃO,
TRATABILIDADE E CONDICIONAMENTO DE
LIXIVIADOS VISANDO TRATAMENTO POR
LAGOAS**

Wagner Guadagnin Moravia

Belo Horizonte

2007

**ESTUDOS DE CARACTERIZAÇÃO,
TRATABILIDADE E CONDICIONAMENTO DE
LIXIVIADOS VISANDO TRATAMENTO POR
LAGOAS**

Wagner Guadagnin Moravia

Wagner Guadagnin Moravia

**ESTUDOS DE CARACTERIZAÇÃO,
TRATABILIDADE E CONDICIONAMENTO DE
LIXIVIADOS VISANDO TRATAMENTO POR
LAGOAS**

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

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Gerenciamento de Resíduos Sólidos

Orientador: Prof^ª. Dr^ª. Liséte Celina Lange

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG

2007

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

"Se você tem uma maçã e eu tenho uma maçã, e se nós trocarmos nossas maçãs, cada um de nós terá apenas uma maçã. Mas se você tem uma idéia e eu tenho uma idéia, e se nós trocarmos nossas idéias, então cada um de nós terá duas idéias."

GEORGE BERNARD SHAW (1856-1950)
ESCRITOR, DRAMATURGO E JORNALISTA IRLANDÊS.

AGRADECIMENTOS

A Deus, acima de tudo, pela constante presença em minha vida, minha eterna gratidão.

Aos meus pais Marcus e Terezinha pelo aporte de amor, caráter e princípios, aos meus irmãos Weber e Marcus pela inspiração, amizade e incentivos e a minha querida Míriam, pelo carinho, compreensão e exemplo.

A minha orientadora Liséte Celina Lange, exemplo de pessoa e profissional, pelo apoio, oportunidade, confiança, credibilidade e ensinamentos.

A Cynthia Fantoni pela amizade e parceria, e aos bolsistas Fabrícia Gonçalves, Fernando Moreira, Jonas Vale, Kleber Bonitese, Luana Késsia, Meire Melo, Renato Flora, Rodrigo Mendonça e Valéria Ferreira pela ajuda nas análises laboratoriais e por tornarem este trabalho prazeroso.

A Secretaria Municipal de Limpeza Urbana do Município de Belo Horizonte, em especial a Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040, pelo espaço cedido para a construção do aparato experimental, fornecimento do lixiviado e apoio operacional.

A Estação de Tratamento de Esgoto ETE Arrudas/COPASA pelo fornecimento do lodo utilizado como inóculo.

Ao Vagner Knupp e José Antônio da Fundação Tecnológica de Minas Gerais - CETEC pela receptividade e apoio na realização das análises de identificação de compostos.

Ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG pela oportunidade.

Ao Ministério da Ciência e Tecnologia pelo suporte financeiro através do Programa de Saneamento Básico - PROSAB, vinculado à Agência Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pela concessão da bolsa de mestrado.

Àqueles que porventura não foram citados e de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Os lixiviados de aterro sanitário estabilizado são caracterizados pela alta concentração de matéria orgânica refratária, amônia e compostos tóxicos, o que os torna um problema ambiental devido a seu alto potencial poluidor. Em relação ao tratamento biológico, é necessário o ajuste de condições iniciais favoráveis ao desenvolvimento biótico específico responsável pela biodegradação da matéria orgânica e nutrientes, o qual está condicionado à partida do sistema. A presente pesquisa teve como principal objetivo avaliar a tratabilidade e o condicionamento de lixiviados de aterro sanitário através de lagoas de estabilização durante o processo de partida e técnicas de pré-tratamento físico-químico. A pesquisa compreendeu a caracterização físico-química do lixiviado em questão, o dimensionamento e a construção de lagoas de estabilização, a avaliação da partida em escalas de bancada e demonstrativa e a avaliação de diferentes técnicas de pré-tratamento físico-químico. A avaliação da partida foi realizada em duas etapas. Na primeira etapa, os resultados em escala de bancada demonstraram que a partida de lagoas facultativas para tratamento de lixiviados recalcitrantes foi favorecida quando realizada empregando lixiviado diluído 10 vezes, inoculado com 200 mg/L de lodo de reator de lodo ativado de ETE e com cargas periódicas de lixiviado após a formação de algas. No entanto, estes procedimentos não se mostraram suficientes para uma aplicação real, o que foi confirmado com a aplicação em escala demonstrativa. Acredita-se que estes resultados foram atribuídos ao baixo teor de oxigênio dissolvido no efluente. Desta forma, na segunda etapa, foi avaliada a introdução de aeração forçada e o emprego de pré-tratamento físico-químico (Coagulação/Floculação, Processo Oxidativo Avançado e Adsorção por Carvão Ativado) objetivando a remoção de cor. Os resultados mostraram que a lagoa aerada permitiu a viabilidade do processo, onde o sistema apresentou estabilidade próxima ao 56º dia de partida, eficiência média de remoção de DQO solúvel de 20% e baixa remoção de nutrientes. Em relação ao pré-tratamento físico-químico, o Processo Oxidativo Avançado foi o mais atrativo. Esta técnica permitiu remoções máximas de cor e DQO total de 90 e 80% respectivamente, além de atuar principalmente em compostos de alta massa molecular reduzindo a DQO inerte e atribuindo biodegradabilidade ao efluente. No entanto, os resultados de uma forma geral retratam que o sistema de lagoas de estabilização foi insuficiente para tratabilidade de lixiviados com recalcitrância, onde a conjugação com processos físico-químicos se mostrou adequada para o tratamento deste tipo de efluente.

PALAVRAS-CHAVE: Partida, Lagoas de Estabilização, Tratamento de Lixiviados, Processo Biológico, Aterro Sanitário.

ABSTRACT

The stabilized landfill leachate is characterized by high concentration of refractory organic matter, ammonium and toxic compounds. This can be an environmental problem due to its high pollutant potential. For the biological treatment it is necessary to adjust the initial conditions favorable to specific biotic growth, that is responsible for degradation of organic matter and nutrients. This can be obtained in the system start-up. The main aim of this study was to evaluate the treatability and conditioning of the stabilized landfill leachate by stabilization ponds during the start-up process and physical-chemical pre-treatment techniques. This research included the physical-chemical characterization of leachate, the project, design and construction of stabilization ponds, the start-up evaluate and the proposal of the physical-chemical pre-treatment for the system. The evaluate of start-up was carried out in two step. In the first step, the results in bath scale showed that the start-up of the facultative ponds for treatment of recalcitrant leachate obtained greater performance when realized employing leachate diluted 10 times, with addition of 200 mg/L of sludge of the activated sludge reactor treating wastewater and with periodic loads of leachate after the formation of algae. However, these results do not showed enough to real application, which was confirmed by demonstrative scale application. It is believed that these results were due to low dissolved oxygen in the effluent. In this context, in the second step it was evaluated the introduction of forced aeration and the use of physical-chemical pre-treatment (Coagulation/Flocculation, Advanced Oxidative Process, Adsorption by Activated Carbon) aiming color removal. The result showed that the aerated pond allowed the process viability, and the system presented stability next to the 56th day of the start-up, with average efficiency of soluble COD removal equal to 20% and low nutrients removal. On the physical-chemical pre-treatments, the Advanced Oxidative Process was the most attractive. This technique allowed maximum removals of color and total COD of 90 and 80% respectively, in addition it removed mainly compounds with high molecular mass decreasing the inert COD and increasing the biodegradability of the leachate. In a nutshell the results in general form showed that the stabilization ponds system was insufficient to the treatment of recalcitrant leachate, and the combination of physical-chemical process was adequate for the treatment of this kind of effluent.

KEY-WORDS: Start-up, Stabilization Ponds, Leachates' Treatment; Biological Process, Sanitary Landfill.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VI
LISTA DE TABELAS	X
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	XII
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3 REVISÃO DA LITERATURA	4
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)	4
3.2 ATERRO SANITÁRIO	7
3.3 PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DE RSU EM ATERROS SANITÁRIOS	9
3.4 LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO	12
3.4.1 Definição	12
3.4.2 Composição	13
3.4.3 Fatores intervenientes	14
3.4.4 Geração	14
3.4.5 Caracterização	16
3.4.5.1 Parâmetros coletivos específicos ou convencionais	16
3.4.5.2 Parâmetros coletivos não-específicos e identificação de compostos	20
3.5 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS	24
3.5.1 Pré-tratamentos físico-químicos	26
3.5.1.1 Coagulação/floculação	26
3.5.1.2 Processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton	28
3.5.1.3 Adsorção em carvão ativado	31
3.5.2 Tratamento biológico: lagoa de estabilização	32
3.5.2.1 Denominação do processo e classificação	33
3.5.2.2 Vantagens e desvantagens	35
3.5.2.3 Dinâmica do processo	36
3.5.2.4 A importância das algas	38
3.5.2.5 Influência das condições ambientais	39
3.5.2.6 Critérios de projeto	40
3.5.2.7 Regime hidráulico	43
3.5.2.8 Partida	46
3.5.2.9 Remoção de matéria orgânica	48
3.5.2.10 Remoção de nutrientes	52
3.5.2.11 Remoção de organismos patogênicos	56
3.6 DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA	57
3.6.1 Degradação aeróbia	58
3.6.2 Degradação anaeróbia	60
3.6.3 Mecanismos de competição na degradação biológica	62
3.6.3.1 Competição entre a degradação da matéria orgânica e nitrificação	62
3.6.3.2 Competição entre arqueias metanogênicas e bactéria redutoras de sulfato	62
3.6.4 Controle do crescimento microbiano	63
3.6.4.1 Crescimento microbiano	63
3.6.4.2 Condições de controle operacional na degradação biológica	65
3.7 LEGISLAÇÃO PERTINENTE AOS LIXIVIADOS	69
4 MATERIAL E MÉTODOS	72
4.1 LOCAL DE REALIZAÇÃO DA PESQUISA E AMOSTRAGEM	72
4.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO	73

4.3	APARATO EXPERIMENTAL.....	73
4.3.1	Determinação do coeficiente de remoção de matéria orgânica (<i>K</i>).....	75
4.3.2	Dimensionamento das lagoas	75
4.3.3	Implantação do aparato experimental.....	76
4.4	AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA PARTIDA EM ESCALA DE BANCADA.....	77
4.5	PARTIDA	80
4.6	AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DA AMÔNIA NA DEGRADAÇÃO AERÓBIA.....	81
4.7	PROPOSTA DE PRÉ-TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO.....	82
4.7.1	Determinação das condições ótimas.....	82
4.7.1.1	Coagulação/floculação	83
4.7.1.2	POA/Fenton.....	83
4.7.1.3	Adsorção em carvão ativado.....	84
4.7.2	Caracterização por parâmetros coletivos não-específicos e identificação de compostos.....	86
4.7.2.1	DQO inerte	86
4.7.2.2	Biodegradabilidade aeróbia	87
4.7.2.3	Distribuição de massa molecular.....	87
4.7.2.4	Identificação de compostos	89
4.7.3	Seleção da técnica de pré-tratamento: método da pontuação ponderada	91
4.8	AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA AERAÇÃO NA PARTIDA EM ESCALA DE BANCADA.....	93
4.9	PROPOSTA DE PROCEDIMENTO DE PARTIDA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	94
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	95
5.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO BRUTO	95
5.2	LAGOAS FACULTATIVAS/LAGOAS AERADAS	97
5.2.1	Determinação do coeficiente de remoção de matéria orgânica (<i>K</i>).....	97
5.2.2	Dimensionamento	98
5.3	AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA PARTIDA EM ESCALA DE BANCADA.....	102
5.3.1	Etapa I - Influência da adição de inóculo/nutrientes/substrato.....	102
5.3.2	Etapa II - Influência da diluição e cargas de matéria orgânica.....	105
5.4	MONITORAMENTO DA PARTIDA DAS LAGOAS FACULTATIVAS.....	108
5.5	AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DA AMÔNIA NA DEGRADAÇÃO AERÓBIA.....	111
5.6	PROPOSTA DE PRÉ-TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO.....	113
5.6.1	Determinação das condições ótimas de ensaio.....	114
5.6.1.1	Coagulação/floculação	114
5.6.1.2	POA/Fenton.....	118
5.6.1.3	Adsorção em carvão ativado.....	122
5.6.2	Caracterização do lixiviado pré-tratado.....	126
5.6.2.1	Parâmetros coletivos específicos ou convencionais	126
5.6.2.2	DQO inerte	128
5.6.2.3	Biodegradabilidade aeróbia	130
5.6.2.4	Distribuição de massa molecular.....	131
5.6.2.5	Identificação de compostos	134
5.6.3	Seleção do método de pré-tratamento: método da pontuação ponderada	140
5.7	AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA AERAÇÃO NA PARTIDA EM ESCALA DE BANCADA.....	141
5.8	PROPOSTA DE PROCEDIMENTO DE PARTIDA PARA LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	145
6	CONCLUSÃO.....	151
7	RECOMENDAÇÕES.....	153
8	REFERÊNCIAS	154

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos.	10
Figura 3.2 - Balanço hidrológico da formação dos lixiviados.....	16
Figura 3.3 - Distribuição de sólidos no lixiviado.	19
Figura 3.4 - Classificação da biodegradabilidade de um efluente.....	22
Figura 3.5 - Esquema para seleção do tipo de tratamento de lixiviados.	25
Figura 3.6 - Interação de variáveis na dinâmica de lagoas de estabilização.	37
Figura 3.7 - Estratificação térmica e mistura em uma lagoa de estabilização.....	40
Figura 3.8 - Variações de procedimentos de partida em lagoas de estabilização.....	47
Figura 3.9 - Esquema simplificado de lagoas de estabilização facultativa.	49
Figura 3.10 - Esquema de utilização do substrato para a geração de energia e síntese celular na degradação biológica.	58
Figura 3.11 - Etapas da respiração aeróbia.....	59
Figura 3.12 - Esquema da digestão anaeróbia com redução de sulfatos.	61
Figura 3.13 - Curva do crescimento microbiano de MONOD.	63
Figura 3.14 - Variação da taxa de crescimento biológico em função da disponibilidade.	64
Figura 3.15 - Efeito da variação da temperatura nas atividades dos microrganismos aeróbios e anaeróbios.....	66
Figura 4.1 - Protocolo operacional da pesquisa.....	72
Figura 4.2 - Reservatório de lixiviado.....	73
Figura 4.3 - Fluxograma do aparato experimental.	74
Figura 4.4 - Reatores aeróbios utilizados no monitoramento da DQO.	75
Figura 4.5 - Implantação do aparato experimental: (a) Escavação das lagoas; (b) Compactação e instalação das tubulações; (c) Impermeabilização; (d) Acabamento; (e) Instalação do conjunto de reservatórios de abastecimento; (f) Instalação dos filtros e aeradores.....	77
Figura 4.6 - Comparação das relações geométricas: (a) Reservatório utilizado na avaliação preliminar da partida; (b) Lagoa em escala demonstrativa.....	78
Figura 4.7 - Respirômetro empregado na adaptação do teste de OUR.....	80
Figura 4.8 - (a) Marca de diluição: 10 x; (b) Adição de água; (c) Carregamento parcial da lagoa e (d) Inoculação.	81
Figura 4.9 - (a) Amostrador metálico em coluna; (b) Frascos de coleta.	81
Figura 4.10 - Jar Test utilizado para os ensaios de pré-tratamento físico-químicos.	82
Figura 4.11 - (a) Coluna de percolação dos ensaios de CAG; (b) Saturação das amostras.....	85
Figura 4.12 - Reatores aeróbios utilizados na determinação da DQO inerte.	86
Figura 4.13 - Célula de ultrafiltração.....	87
Figura 4.14 - Etapas de ultrafiltração das amostras: (a) Ultrafiltração da amostra; (b) Interrupção em volume de retido = 20 ml; (c) Acréscimo de 100 ml de água destilada; (d) Interrupção em volume de retido = 20 ml e agitação por 10 minutos.	88

Figura 4.15 - CG/EM utilizado nas análises de identificação de compostos.	90
Figura 4.16 - Ensaio para a avaliação dos efeitos da aeração na partida.....	93
Figura 4.17 - Aparato experimental utilizado na avaliação da eficiência de remoção de DQO solúvel em escala de bancada.	94
Figura 5.1 - DBO ₅ e DBO ₂₀ do lixiviado.	96
Figura 5.2 - Valores do coeficiente K e eficiência de remoção de DQO solúvel para diferentes concentrações de inóculo.....	97
Figura 5.3 - Perfil de pH nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado inoculado com adição de nutrientes (R3) e lixiviado inoculado com adição de glicose (R4).	102
Figura 5.4 - Perfil de DQO solúvel nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado inoculado com adição de nutrientes (R3) e lixiviado inoculado com adição de glicose (R4).....	102
Figura 5.5 - Avaliação da inoculação, adição de nutrientes e substrato de fácil degradação na evolução de (a) SSV e (b) SST nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado inoculado com adição de nutrientes (R3) e lixiviado inoculado com adição de glicose (R4).....	103
Figura 5.6 - Atividade do lodo nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado inoculado com adição de nutrientes (R3) e lixiviado inoculado com adição de glicose (R4).....	104
Figura 5.7 - Perfil de pH nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R1), lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R2), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R3), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R4), lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 2 dias (R5) e lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 7 dias (R6).	105
Figura 5.8 - Perfil de DQO solúvel nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R1), lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R2), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R3), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R4), lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 2 dias (R5) e lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 7 dias (R6).....	105
Figura 5.9 - Avaliação da influência da diluição na evolução de (a), (b) SSV e (c), (d) SST nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R1), lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R2), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R3), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R4), lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 2 dias (R5) e lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 7 dias (R6).	106
Figura 5.10 - Avaliação da influência de diferentes periodicidades de cargas de substrato na evolução de (a), (c) e (e) SSV e (b), (d) e (f) SST nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R1), lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R2), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R3), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R4), lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 2 dias (R5) e lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 7 dias (R6).	107
Figura 5.11 - Atividade do lodo nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R1), lixiviado bruto diluído 10x e cargas a cada 7 dias (R2), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R3), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a	

cada 7 dias (R4), lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 2 dias (R5) e lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 7 dias (R6).....	108
Figura 5.12 - Parâmetros de avaliação da partida das lagoas facultativas: (a) DQO total; (b) pH; (c) SSV; (d) AI/AP; (e) OD e (f) Temperatura.....	109
Figura 5.13 - (a) e (c) Remoção de amônia por arraste; (b) e (d) Monitoramento da degradação aeróbia durante o preparo das amostras para ensaios de toxicidade de amônia.....	111
Figura 5.14 - Avaliação da toxicidade da amônia na degradação aeróbia (a) DQO solúvel e (b) pH.....	112
Figura 5.15 - Relação entre as eficiências de remoção e cor e DQO total nos ensaios de C/F.....	114
Figura 5.16 - Avaliação dos efeitos da condição de mistura de coagulação nos ensaios de C/F sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.....	115
Figura 5.17 - Avaliação dos efeitos da condição de mistura de floculação nos ensaios de C/F sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.....	115
Figura 5.18 - Avaliação dos efeitos da concentração de coagulante nos ensaios de C/F sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.....	116
Figura 5.19 - Avaliação dos efeitos principais dos fatores variáveis e suas interações para os ensaios de C/F (a) e (c) Cor; (b) e (d) DQO total.....	116
Figura 5.20 - Gráfico de Probabilidade Normal e Pareto dos efeitos variáveis nos ensaios de C/F (a) e (c) Cor; (b) e (d) DQO.....	117
Figura 5.21 - Relação entre as eficiências de remoção de cor e DQO total nos ensaios de POA/Fenton.....	118
Figura 5.22 - Avaliação dos efeitos do pH nos ensaios de POA/Fenton sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.....	119
Figura 5.23 - Avaliação dos efeitos da proporção H_2O_2/Fe^{2+} nos ensaios de POA/Fenton sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.....	119
Figura 5.24 - Avaliação dos efeitos do tempo de mistura nos ensaios de POA/Fenton sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.....	120
Figura 5.25 - Avaliação dos efeitos principais dos fatores variáveis e suas interações para os ensaios de POA/Fenton (a) e (c) Cor; (b) e (d) DQO total.....	120
Figura 5.26 - Gráfico de Probabilidade Normal e Pareto dos efeitos variáveis nos ensaios de POA/Fenton (a) e (c) Cor; (b) e (d) DQO.....	121
Figura 5.27 - Efeitos do tamanho da coluna nas eficiências de remoção de (a) Cor e (b) DQO total nos ensaios de CAG.....	122
Figura 5.28 - Relação entre as eficiências de remoção de cor e DQO total nos ensaios de CAP.....	123
Figura 5.29 - Avaliação dos efeitos da concentração de CAP nos ensaios de CAP sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.....	123
Figura 5.30 - Avaliação dos efeitos do tempo de mistura nos ensaios de CAP sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.....	124
Figura 5.31 - Avaliação dos efeitos principais dos fatores variáveis e as suas interações para os ensaios de CAP (a) e (c) Cor; (b) e (d) DQO total.....	125

Figura 5.32 - Gráfico de Probabilidade Normal e Pareto dos efeitos variáveis nos ensaios com CAP (a) e (c) Cor; (b) e (d) DQO.....	125
Figura 5.33 - Eficiências de remoção de cor e DQO total para as diferentes técnicas de tratamento físico-químico em condições operacionais ótimas para o emprego como pré-tratamento em conjugações de sistemas biológicos aeróbios.....	126
Figura 5.34 - Curva de depleção de substrato em termos de DQO solúvel para solução de glicose com concentração correspondente e amostras de (a) Lixiviado bruto; (b) Pós-C/F; (c) Pós-POA/Fenton e (d) Pós CAG.....	129
Figura 5.35 - Biodegradabilidade aeróbia do lixiviado bruto e pré-tratado.....	130
Figura 5.36 - Distribuição de massa molecular em termos de (a) Percentual de DQO para lixiviado bruto; (b) Concentração de DQO para lixiviado bruto; (c) Percentual de DQO para C/F; (d) Concentração de DQO para C/F; (e) Percentual de DQO para POA/Fenton; (f) Concentração de DQO para POA/Fenton; (g) Percentual de DQO para CAG; (h) Concentração de DQO para CAG.....	132
Figura 5.37 - Caracterização das classes de compostos identificados: (a) após pré-tratamentos físico-químicos e (b) após a degradação biológica aeróbia.....	140
Figura 5.38 - Perfil de (a) pH e (b) OD nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado pós-tratado por POA/Fenton inoculado (R3) e lixiviado inoculado submetido à aeração (R4) com cargas a cada 7 dias.....	142
Figura 5.39 - Perfil de DQO solúvel nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado pós-tratado por POA/Fenton inoculado (R3) e lixiviado inoculado submetido à aeração (R4) com cargas a cada 7 dias.....	143
Figura 5.40 - Avaliação dos efeitos da aeração na evolução de (a) SSV e (b) SST nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado pós-tratado por POA/Fenton inoculado (R3) e lixiviado inoculado submetido à aeração (R4) com cargas a cada 7 dias.....	143
Figura 5.41 - Atividade do lodo nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado pós-tratado por POA/Fenton inoculado (R3) e lixiviado inoculado submetido à aeração (R4) com cargas a cada 7 dias.....	144
Figura 5.42 - Avaliação da remoção de DQO solúvel, em escala de bancada, para reservatório alimentado com lixiviado inoculado submetido à aeração e alimentação contínua (a) DQO afluente e efluente; (b) Eficiências de remoção.....	145
Figura 5.43 - Aerador mecânico instalado na lagoa aerada (L1) em campo.....	146
Figura 5.44 - Precipitação e vazão média afluente aplicada durante o período de monitoramento da lagoa aerada submetida à aeração.....	146
Figura 5.45 - Avaliação da partida da lagoa aerada: (a) pH; (b) OD; (c) DBO; (d) DQO solúvel; (e) SSV; (f) SST; (g) N-NH ₃ e (h) Fósforo.....	148

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Classificação dos resíduos sólidos urbanos quanto à periculosidade.....	5
Tabela 3.2 - Vantagens e desvantagens do aterro sanitário.....	8
Tabela 3.3 - Faixas de concentrações de parâmetros convencionais de caracterização do lixiviado durante as fases de estabilização biológica.....	11
Tabela 3.4 - Variação da composição do lixiviado para diferentes idades do aterro.....	13
Tabela 3.5 - Concentrações de metais pesados em lixiviados de aterros sanitários.....	20
Tabela 3.6 - Potencial de oxidação de alguns oxidantes em água.....	28
Tabela 3.7 - Classificação em diferentes aspectos das lagoas de estabilização.....	34
Tabela 3.8 - Vantagens e desvantagens das lagoas de estabilização.....	35
Tabela 3.9 - Influência dos principais fatores ambientais externos.....	39
Tabela 3.10 - Equações de cálculo das concentrações efluentes para os regimes hidráulicos.....	44
Tabela 3.11 - Valores clássicos de K_{DBO} e K_{DQO} para lixiviados de aterro sanitário.....	51
Tabela 3.12 - Principais mecanismos de remoção de amônia em lagoas.....	53
Tabela 3.13 - Distribuição da amônia no lixiviado em relação ao pH.....	53
Tabela 3.14 - Padrões de lançamento de substâncias inorgânicas segundo a DN 10/1986.....	70
Tabela 4.1 - Elementos de projeto do aparato experimental.....	74
Tabela 4.2 - Configurações dos reservatórios na Etapa I da avaliação preliminar da partida.....	78
Tabela 4.3 - Configurações dos reservatórios na Etapa II da avaliação preliminar da partida.....	78
Tabela 4.4 - Variação dos fatores de reação da coagulação/floculação.....	83
Tabela 4.5 - Ensaio de coagulação/floculação.....	83
Tabela 4.6 - Variação dos fatores de reação do POA/Fenton.....	84
Tabela 4.7 - Ensaio de POA/Fenton.....	84
Tabela 4.8 - Variação dos fatores de reação por CAP.....	86
Tabela 4.9 - Ensaio de CAP.....	86
Tabela 4.10 - Cálculos para determinação das concentrações de lipídeos, carboidratos, proteínas e DQO na caracterização por distribuição de massa molecular.....	88
Tabela 4.11 - Condições de análise no sistema CG/EM.....	91
Tabela 4.12 - Valores numéricos relativos à importância de cada fator para seleção da técnica de pré-tratamento.....	92
Tabela 4.13 - Definição qualitativa dos graus de classificação dos resultados de cada fator para seleção da técnica de pré-tratamento.....	92
Tabela 4.14 - Configurações dos reservatórios na avaliação dos efeitos da aeração na partida.	93
Tabela 5.1 - Caracterização convencional do lixiviado bruto.....	95
Tabela 5.2 - Caracterização do inóculo utilizado.....	97

Tabela 5.3 - Taxas de aplicação superficial usuais de acordo com as características climáticas da região.	99
Tabela 5.4 - Caracterização convencional das amostras pós-tratamento físico-químico.	127
Tabela 5.5 - DQO inerte do lixiviado bruto e pré-tratado.	129
Tabela 5.6 - Compostos identificados por CG/EM do lixiviado bruto, pós-tratamentos físico-químicos e pós-conjugação de tratamentos físico-químicos e sistemas biológico aeróbios. .	134
Tabela 5.7 - Pontuação obtida no método da pontuação ponderada para seleção do pré-tratamento de sistemas biológicos aeróbios.....	141

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AI	Alcalinidade Intermediária
AP	Alcalinidade Parcial
ASCE	American Society of Civil Engineers
ATP	Adenosina Trifosfato
AVT	Ácidos Voláteis Total
<i>B</i>	Largura da Lagoa
BRS	Bactérias Redutoras de Sulfato
CAG	Carvão Ativado Granular
CAP	Carvão Ativado em Pó
CAS	Número de Registro no <i>Chemical Abstracts Service</i>
CEMPRE	Compromisso Empresaria para Reciclagem
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CG	Cromatografia Gasosa
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
<i>d</i>	Número de Dispersão
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DN	Deliberação Normativa
EM	Espectrometria de Massa
EVTE	Estação Vermelha de Tratamento de Efluentes da ETE Arrudas/COPASA
FAD	Flavina Adenina Dinucleotídeo
<i>fe</i>	Fração de Matéria Orgânica Oxidada para Produzir Energia
FINEP	Agência Financiadora de Estudos e Projetos
<i>fs</i>	Fração de Matéria Orgânica Empregada na Síntese Celular
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
<i>h</i>	Profundidade da Lagoa
IBAM	Instituto Brasileiro de Administração Municipal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
<i>K</i>	Coefficiente de Remoção de Matéria Orgânica
<i>K_d</i>	Constante de Respiração Endógena

<i>L</i>	Comprimento da Lagoa
<i>L_S</i>	Taxa de Aplicação Superficial
MM	Massa Molecular
NAD	Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo
NADH	Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo Reduzido
NBR	Norma Brasileira
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
N-NH ₃	Nitrogênio Amoniacal
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
POA	Processo Oxidativo Avançado
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SS _{ed}	Sólidos Sedimentáveis
ST	Sólidos Totais
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SDV	Sólidos Dissolvidos Voláteis
SDF	Sólidos Dissolvidos Fixos
SMP	Produtos Microbianos Solúveis
<i>S_p</i>	Produtos Metabólicos Residuais Solúveis
<i>S_I</i>	Fração Inerte Solúvel
<i>SR_t</i>	DQO residual
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TRS	Tempo de Retenção de Sólido
ΔH	Variação de Entalpia

1 INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos urbanos são materiais minerais e orgânicos, dispostos de forma heterogênea, resultantes da natureza e das atividades humanas. Sua origem é variada como resíduos residenciais, comerciais, industriais, de serviços de saúde, limpeza pública e da construção civil. São considerados rejeitos, mas podem ser utilizados gerando economia de recursos naturais e proteção à saúde pública.

Atualmente, o aterro sanitário é o método mais simples e barato de disposição de resíduos sólidos urbanos (EEA, 1998). Segundo a ASCE (American Society of Civil Engineers), o aterro sanitário é um método de disposição de resíduos no solo, sem prejudicar o meio ambiente, sem provocar doenças ou riscos para a segurança e a saúde pública, empregando princípios de Engenharia para confinar os resíduos na menor área possível e reduzir ao máximo seu volume. Os resíduos devem ser cobertos com uma camada de terra ao término de cada jornada ou a intervalos mais frequentes, quando for necessário.

Apesar de ser considerado uma solução segura para a disposição de resíduos, este tratamento gera subprodutos que causam impactos ambientais significativos, tais como o lixiviado e o biogás, os quais necessitam ser coletados e tratados de forma adequada, para que não sejam dispostos no meio ambiente trazendo prejuízos ao solo, ar, águas subterrâneas e superficiais.

O lixiviado de aterro sanitário geralmente apresenta altas concentrações de matéria orgânica e de nitrogênio amoniacal. Estes, quando descartado sem tratamento prévio, causam grandes problemas ambientais como a toxicidade para a biota existente, diminuição do oxigênio dissolvido do corpo receptor e eutrofização de corpos d'água (ANTHONISEN et al., 1976).

O tratamento de lixiviado apresenta-se como desafio principalmente para lixiviados de aterros sanitários estabilizados, os quais apresentam alta concentração de matéria orgânica refratária, amônia e compostos tóxicos, além de elevados valores de pH. Atualmente tem sido empregada a conjugação de sistemas biológicos e físico-químicos para tratar lixiviados com tais características (KURNIAWAN et al., 2006).

Em relação ao tratamento biológico, é necessário o ajuste de condições iniciais favoráveis ao desenvolvimento da comunidade microbiana responsável pela degradação biológica da matéria orgânica. A partida de processos biológicos pode ser definida pelo período transiente inicial caracterizado por instabilidades operacionais (DOMINGUES et al., 2006), onde o

favorecimento de condições adequadas permite formação, crescimento, acúmulo e retenção de biomassa ativa balanceada.

O controle do processo de partida em sistemas biológicos promove o estabelecimento e a continuidade de tais condições, possibilita o ajuste de parâmetros definidos no dimensionamento do sistema, como tempo de detenção hidráulica e vazão, evitando assim o incremento de matéria orgânica provindas do decaimento endógeno e lise celular dos microrganismos e o carreamento por inércia do fluxo da biomassa ativa formada, o que prejudicaria, ou até mesmo inviabilizaria a finalidade do sistema.

Os sistemas de tratamento biológico podem ser por processo anaeróbico ou aeróbico. As principais vantagens dos sistemas de tratamento biológicos por processos aeróbios são: eficiência, viabilidade econômica e simplicidade operacional, constituindo assim uma solução interessante do ponto de vista técnico e ambiental.

Dentre os processos biológicos aeróbios, as lagoas de estabilização se destacam pela satisfatória eficiência de remoção de poluentes, resistência à variação de cargas afluentes, simplicidade operacional e viabilidade econômica.

Com a presente pesquisa pretende-se avaliar a influência da inoculação, adição de nutrientes e substrato de fácil degradação, cargas periódicas de matéria orgânica e diluição no processo de partida de lagoas de estabilização. O estudo objetiva também a caracterização convencional do lixiviado do aterro sanitário de Belo Horizonte, uma proposta de pré-tratamento físico-químico para lixiviados com características semelhantes ao estudado, a avaliação e comparação dos efeitos do pré-tratamento físico-químico e da aeração no processo de partida do sistema proposto e a aplicação do método em escala demonstrativa.

As informações reunidas neste trabalho podem contribuir para a escolha e adoção do método de partida em lagoas de estabilização, de forma a encurtar o tempo de instabilidade do sistema e aumentar a eficiência do mesmo.

A pesquisa foi conduzida no âmbito do 5º Edital do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico - PROSAB, fazendo parte de uma proposta mais ampla. O financiamento do projeto foi feito pela Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP e a bolsa de pesquisa foi concedida pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a tratabilidade e o condicionamento de lixiviados de aterro sanitário estabilizado através de lagoas de estabilização durante o processo de partida e técnicas de pré-tratamento físico-químico.

2.2 Objetivos específicos

- Dimensionar e implementar, em escala demonstrativa, um sistema de lagoa de estabilização para o tratamento de lixiviados com características refratárias;
- Avaliar os efeitos da inoculação do lixiviado por lodo de reatores de lodo ativado de ETE e da adição de nutrientes e substrato de fácil degradação na partida de lagoas de estabilização, em escala de bancada;
- Avaliar os efeitos da diluição e de cargas periódicas de matéria orgânica na partida de lagoas de estabilização, em escala de bancada;
- Caracterizar e propor um pré-tratamento físico-químico com ênfase na remoção de cor para lagoas de estabilização no tratamento de lixiviados de aterro sanitário estabilizado, em escala de bancada;
- Comparar os efeitos da aeração e do pré-tratamento físico-químico na partida de lagoas de estabilização, em escala de bancada;
- Propor, aplicar e avaliar um procedimento de partida para lagoas de estabilização em escala demonstrativa.

3 REVISÃO DA LITERATURA

Esta revisão contextualiza a problemática dos lixiviados de aterro sanitário, apresentando inicialmente temas como resíduos sólidos urbanos, técnicas de tratamento dos resíduos, em especial o aterramento sanitário, definição e geração de lixiviado e suas propriedades. Aborda técnicas físico-químicas de pré-tratamento de efluentes tais como a Coagulação/Floculação, o Processo Oxidativo Avançado e a Adsorção por Carvão Ativado e, de forma mais detalhada, a técnica de tratamento biológico aeróbio por Lagoas de Estabilização. Também faz uma introdução sobre os princípios básicos da degradação biológica, e cita a legislação pertinente aos lixiviados de aterro sanitário, tanto no âmbito estadual, para o estado de Minas Gerais, quanto nacional. O intuito desta revisão foi abranger os principais aspectos envolvidos na pesquisa, centralizando as informações fundamentais de forma a facilitar a compreensão do trabalho.

3.1 Resíduos sólidos urbanos (RSU)

A norma brasileira NBR-10004/2004 (ABNT, 2004) define resíduos sólidos como resíduos nos estados sólidos ou semi-sólidos, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Os resíduos sólidos urbanos são materiais heterogêneos (minerais e orgânicos), resultantes das atividades humanas e da natureza, os quais podem ser parcialmente utilizados, gerando, entre outros aspectos, proteção à saúde pública e economia de recursos naturais (FUNASA, 2004).

A constituição desse tipo de resíduo é formada por uma mistura de substâncias facilmente, moderadamente, dificilmente e não degradáveis. Sua composição varia de acordo com fatores sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos da região de origem.

São várias as formas possíveis de se classificar os resíduos sólidos urbanos. O IPT/CEMPRE (2000) apresenta as seguintes formas de classificação, baseadas na norma brasileira NBR-10004/1987 (ABNT, 1987), atual NBR-10004/2004 (ABNT, 2004a):

- por sua natureza física: seco e molhado;
- por sua composição química: matéria orgânica e matéria inorgânica;
- pelos riscos potenciais ao meio ambiente: perigosos e não perigosos, conforme apresentado na Tabela 3.1;
- quanto à origem: domiciliar, comercial, público, serviços de saúde e hospitalar, portos, aeroportos e terminais rodoviários e ferroviários, industrial, agrícola e entulho.

Tabela 3.1 - Classificação dos resíduos sólidos urbanos quanto à periculosidade.

Categoria		Especificação dos resíduos
Classe I Perigosos		São os resíduos que podem representar risco à saúde pública e ao meio ambiente, ou apresentam uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.
Classe II Não perigosos	II A Não inertes	São aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I ou de resíduos classe II B. Os resíduos classe II A podem apresentar as seguintes propriedades: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.
	II B Inertes	São os resíduos que ao sofrerem contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme NBR-10006 (ABNT, 2004b), não tiverem nenhum de seus componentes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Fonte: NBR-10004/2004 (ABNT, 2004a)

Os resíduos sólidos urbanos constituem uma forte fonte de poluição, portanto, seu correto tratamento e destinação são de suma importância na preservação do meio ambiente e na segurança à saúde pública.

Entende-se pelo tratamento dos resíduos sólidos urbanos, a série de procedimentos destinados a reduzir a quantidade dos resíduos gerados ou a gerar e o potencial poluidor dos mesmos. O tratamento dos resíduos pode ser de caráter físico ou biológico e tem como objetivo tornar o resíduo ou parte dele em material inerte e não mais poluidor (IBAM, 2001).

O aterro sanitário tem sido aceito como um dos meios de disposição dos resíduos sólidos urbanos mais adequados quando corretamente implantados e monitorados, de modo a minimizar os efeitos negativos ao meio ambiente e à saúde pública causados pela disposição inadequada de tais resíduos. Atualmente no Brasil, observa-se uma tendência do incentivo do

emprego da redução na fonte, da reciclagem, da compostagem aeróbia e da incineração como alternativas de tratamento e destinação final dos resíduos.

Redução na fonte são ações sociais de redução de geração e reutilização dos resíduos pelos indivíduos de uma comunidade, sem alteração do padrão de vida, através da reordenação dos usos dos materiais de consumo (FUNASA, 2004). Para IBAM (2001) o tratamento mais eficaz é o prestado pela própria população, quando está empenhada em reduzir a quantidade de resíduos gerados.

A reciclagem é uma série de atividades e processos, industriais ou não, que permitem separar, recuperar e transformar os materiais recicláveis componentes dos resíduos reintroduzindo-os no ciclo produtivo. As etapas do processo consistem na separação e classificação dos materiais, processamento, comercialização em forma de insumos e o aproveitamento em processos industriais (FUNASA, 2004).

A compostagem é um processo biológico, aeróbio e controlado na qual a matéria orgânica é convertida pela ação de microrganismos já existentes ou inoculados na massa de resíduos sólido, em composto orgânico. O processo pode ocorrer por método natural ou forçado, dependendo das condições de aeração, e é dividido em duas fases: a bioestabilização e a maturação. A primeira fase caracteriza-se pela redução de temperatura, elevada devido a intensa ação microbiana, na segunda fase ocorre a humificação e a mineralização da matéria orgânica (IBAM, 2001; FUNASA, 2004).

A incineração é um processo de oxidação a alta temperatura, com a queima dos gases entre 1000°C a 1450°C, no tempo de até quatro segundos, devendo ocorrer em instalações bem projetadas e corretamente operadas, onde há a transformação de materiais e destruição dos microrganismos, visando à redução do seu volume e peso. A reação em moléculas de cloro expostas à grande pressão e temperatura geram dioxinas e furanos, causadores de danos ao meio ambiente e ao homem, que junto com os compostos poluentes formados no processo, devem ter suas emissões controladas. As escórias e cinzas geradas no processo são inertes, devendo receber cuidados quanto sua destinação (IPT/CEMPRE, 2000; FUNASA, 2004).

O aterramento consiste em dispor os resíduos no solo utilizando princípios de engenharia, sem causar danos ou riscos à saúde pública e a sua segurança, minimizando os impactos ambientais (IPT/CEMPRE, 2000).

3.2 Aterro sanitário

Atualmente, as formas mais comuns de destinação final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil são: a disposição a céu aberto, os aterros controlados e os aterros sanitários.

A disposição de resíduos sólidos urbanos a céu aberto ou lixão é uma forma de deposição desordenada sem compactação ou cobertura dos resíduos, que propicia a poluição do meio ambiente, bem como a proliferação de vetores de doenças. O aterro controlado é um método de confinamento de resíduos no solo, que tem como único cuidado a cobertura dos resíduos com um material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho, com o objetivo de minimizar os riscos à saúde pública e os impactos ambientais (IPT/CEMPRE, 2000; IBAM, 2001).

A norma brasileira NBR-8419/1992 (ABNT, 1992), define aterro sanitário de RSU como técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e a sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores se for necessário.

A diferença básica entre um aterro sanitário e um aterro controlado é o fato do primeiro promover a coleta e tratamento do lixiviado e a drenagem e queima do biogás gerado.

O aterro sanitário é o método mais simples e barato de disposição de resíduos sólidos urbanos (EEA, 1998). Em muitos países de baixa e média renda, quase 100% dos resíduos gerados têm como destino final no solo e é pouco provável que essa realidade venha a se modificar em um curto prazo. Mesmo em países desenvolvidos, onde há uma forte política de minimização, reciclagem, reuso e incineração de resíduos sólidos, o aterro é a opção preferencial no tratamento de resíduos (ALLEN, 2003).

Na Europa, vê-se um claro movimento cujo objetivo é diminuir e restringir a utilização de aterros sanitários (BURNLEY, 2001). Esta tendência deve-se ao grau de desenvolvimento dos países europeus e suas respectivas restrições territoriais.

No Brasil, segundo Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2002), 63,6% dos municípios brasileiros depositam seus resíduos sólidos em “lixões”, 18,4% dispõem seus resíduos em aterros

controlados e somente 13,8% utilizam aterros sanitários. O restante dos entrevistados não declarou o destino de seus resíduos. Contudo, os números apresentados pelo IBGE não retratam a real situação da destinação final dos resíduos no Brasil, uma vez que estes dados são obtidos junto às prefeituras municipais, as quais nem sempre apresentam informações corretas sobre a disposição final dos resíduos.

A Tabela 3.2 apresenta as vantagens e desvantagens do aterro sanitário em relação a outros métodos de disposição de resíduos.

Tabela 3.2 - Vantagens e desvantagens do aterro sanitário.

Vantagens	Desvantagens
Capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos;	Necessidade de grandes áreas próximas aos centros urbanos;
Baixo custo de operação;	Possibilidade de poluição das águas superficiais e lençóis subterrâneos pela ação dos lixiviados;
Não-requerimento de pessoal operacional altamente qualificado;	Geração de gases nocivos e de odor desagradável;
Aceitação de todo tipo de resíduo, exceto os resíduos classificados como perigosos;	Necessidade de material de cobertura diária;
Condições especiais para a decomposição biológica da matéria orgânica presente nos resíduos;	Condições climáticas intervenientes na operação durante todo o ano;
Limitação da procriação de vetores prejudiciais ao homem;	Escassez de recursos humanos habilitados em gerenciamento de aterros.
Limitação da ação dos catadores de resíduos;	
Possibilidade de recuperação de áreas degradadas e de baixo valor comercial para fins de lazer e recreação;	
Possibilidade de recuperação de biogás.	

Fonte: Adaptado de Lima (1986)

A elaboração de um projeto, a implantação e a operação de aterros sanitários requer um conhecimento da mecânica dos resíduos de forma a viabilizar técnica e economicamente o empreendimento.

De acordo com Lange et al. (2003b), a elaboração do projeto do aterro deve considerar o sistema de operação, drenagem das águas pluviais, impermeabilização da base do aterro,

cobertura final, drenagem de lixiviado e biogás, análise de estabilidade dos maciços de terra e resíduos, sistema de monitoramento e fechamento do aterro. Estes critérios de projeto são detalhadamente descritos em Tchobanoglous e O'leary (1994), IPT/CEMPRE (2000) e IBAM (2001).

Pessin et al. (2002) observou que a maioria dos aterros de resíduos sólidos não possui critérios de implantação, operação e monitoramento ou que, simplesmente, os gestores públicos não os adotam.

Apesar dos aterros sanitários serem considerados uma solução segura para a disposição de resíduos sólidos, este tratamento gera rejeitos que causam impactos ambientais significativos, tais como lixiviados e biogás, os quais necessitam ser drenados, coletados e tratados de forma adequada, para que não sejam dispostos no meio ambiente trazendo prejuízo ao solo, ar, águas subterrâneas e superficiais.

3.3 Processo de degradação de RSU em aterros sanitários

Marques (2001) afirma que os aterros sanitários podem ser entendidos como verdadeiros e heterogêneos reatores biológicos, tendo como principais componentes de entrada e alimentação os resíduos sólidos e a água, e como principais elementos de saída o lixiviado e o biogás.

Segundo Castilhos Jr. et al. (2003), o processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos, constituintes dos resíduos, é um fenômeno constituído essencialmente pela superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos, catalisados pelo fator água, presente nos resíduos pela umidade inicial e pelas águas que infiltram ou são recirculadas. Esses mecanismos são capazes de converterem os resíduos sólidos em substâncias mais estáveis, através da atuação de organismos decompositores como: bactérias, arqueias metanogênicas, fungos, protozoários e algas (FIORE, 2004).

Os principais fatores que influenciam a cinética dos processos de biodegradação dos resíduos são: granulometria, composição, idade, umidade, peso específico e grau de compactação dos resíduos, aspectos quantitativos e qualitativos de nutrientes, temperatura e pH dos líquidos presentes no aterro (PARKER, 1983).

No processo de decomposição dos resíduos, a degradação anaeróbia é predominante, sendo esta um processo bioquímico complexo composto de várias reações seqüenciais, cada uma

com sua população bacteriana específica. Pohland e Harper (1986) definem cinco fases distintas para avaliar a estabilização dos resíduos sólidos em aterros sanitários, visualizadas na Figura 3.1 e descritas a seguir.

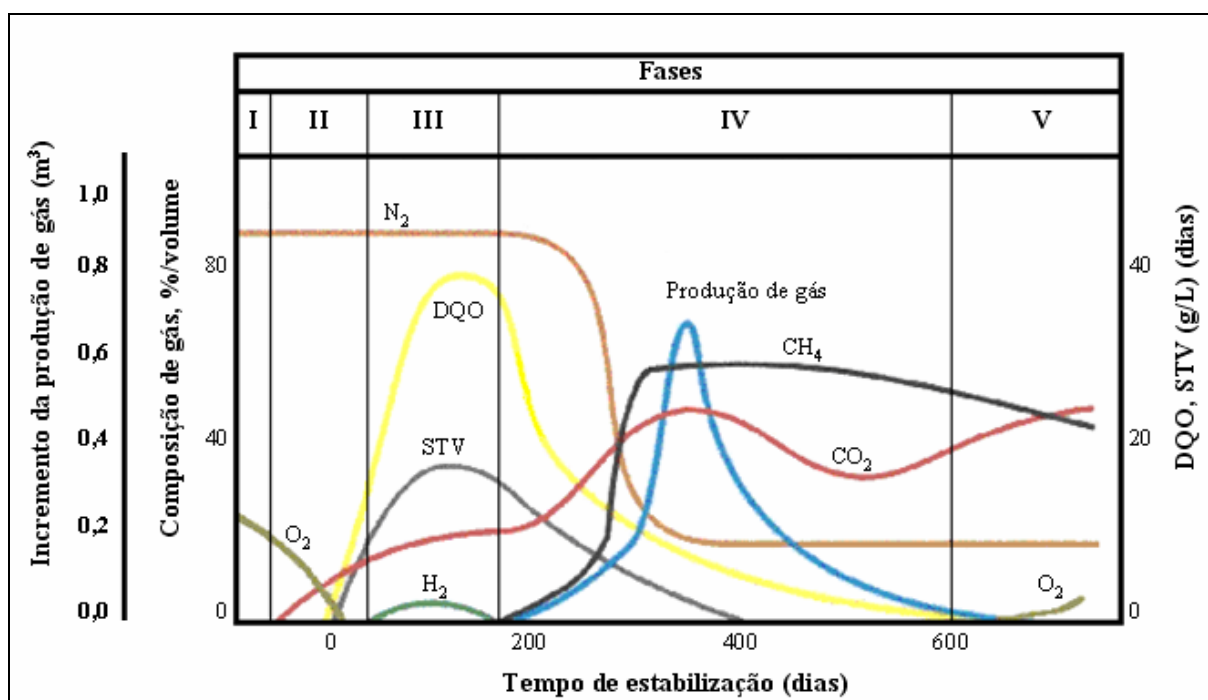


Figura 3.1 - Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos.
Fonte: Pohland e Harper (1986)

- **Fase I (Fase de ajustamento inicial)** - Esta fase está associada com a disposição recente dos resíduos e início do acúmulo de umidade no interior do aterro, tem curta duração e se caracteriza pela presença de microrganismos aeróbios e facultativos. Os compostos orgânicos biodegradáveis começam a sofrer degradação em condições aeróbias.
- **Fase II (Fase de transição)** - Nesta fase há a transição do ambiente aeróbio para o anaeróbio. Uma tendência para condições redutoras é estabelecida de acordo com a mudança dos aceptores de elétrons, de oxigênio para nitratos e sulfatos, e substituição do oxigênio pelo dióxido de carbono. Ao final desta fase observam-se concentrações de DQO e ácidos graxos voláteis no lixiviado.
- **Fase III (Fase de formação de ácidos)** - A contínua hidrólise dos resíduos, seguida pela conversão microbiológica dos compostos orgânicos biodegradáveis, resulta na produção dos ácidos graxos voláteis em concentrações bastante elevadas. Uma diminuição do pH é nitidamente observada, o que diminui a solubilização de compostos inorgânicos. Há o consumo de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em função do crescimento dos microrganismos associados à produção de ácidos.

- **Fase IV (Fase de fermentação)** - Durante esta fase, os ácidos intermediários são consumidos pelas arqueias metanogênicas, sendo convertidos a metano e dióxido de carbono. A carga orgânica do lixiviado decresce e a produção de gases aumenta proporcionalmente. O valor do pH é elevado, sendo controlado pela capacidade tampão do sistema bicarbonato, que, conseqüentemente, suporta o crescimento das arqueias metanogênicas. O potencial de óxi-redução do sistema encontra-se em valores baixos e há um importante consumo de nutrientes. Sulfatos e nitratos são reduzidos a sulfeto e amônia, respectivamente. Os metais são removidos do lixiviado por complexação e precipitação.
- **Fase V (Fase de maturação final)** - Nesta fase a concentração de substrato e nutrientes disponíveis torna-se limitante e a atividade microbiológica reduz significativamente. A produção de gases entra em queda acentuada e o lixiviado apresenta baixa carga orgânica. O oxigênio e espécies oxidadas podem lentamente reaparecer, observando-se um aumento do potencial redox. A degradação de matérias orgânicas resistentes a biodegradação pode ocorrer lentamente e haver formação de moléculas e ácidos húmicos.

A taxa e as características do lixiviado e do biogás gerados variam de uma fase para a outra e refletem a atividade microbiológica que ocorre na massa de resíduos (REINHART e AL-YOUSFI, 1996). A Tabela 3.3 apresenta segundo Pohland e Harper (1986) a relação entre as características do lixiviado e as fases de degradação.

Tabela 3.3 - Faixas de concentrações de parâmetros convencionais de caracterização do lixiviado durante as fases de estabilização biológica.

Parâmetros	Fase II	Fase III	Fase IV	Fase V
DQO	480 a 18.000	1.500 a 71.100	580 a 9.760	31 a 900
DBO	100 a 10.900	1.000 a 57.700	600 a 3.400	4 a 120
DBO/DQO (adimensional)	0,23 a 0,87	0,40 a 0,80	0,17 a 0,64	0,02 a 0,13
pH (adimensional)	6,7	4,7 a 7,7	6,3 a 8,8	7,1 a 8,8
NTK	180 a 860	14 a 1.970	25 a 82	7 a 490
N-NH ₃	120 a 125	2 a 1.030	6 a 430	6 a 430
P-PO ₄ ³⁻	0,6 a 1,7	0,2 a 120	0,7 a 14	0,2 a 14
Alcalinidade total	200 a 2.500	140 a 9.650	760 a 5.050	200 a 3.520
AVT (mgHAc/L) ^(*)	100 a 3.000	3.000 a 18.800	250 a 4.000	ausente
Cloretos	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000
Sulfatos	10 a 458	10 a 3.240	ausente	5 a 40
ST	2.050 a 2.450	4.120 a 55.300	2.090 a 6.410	1.460 a 4.640
Cádmio	190 a 490	70 a 3.900	76 a 490	76 a 254

Parâmetros (continuação)	Fase II	Fase III	Fase IV	Fase V
Chumbo	0,001 a 0,004	0,01 a 1,44	0,01 a 0,10	0,01 a 0,10
Cloreto	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000
Cobre	0,085 a 0,39	0,005 a 2,2	0,03 a 0,18	0,02 a 0,56
Cromo	0,023 a 0,28	0,06 a 18	0,05	0,05
Ferro	68 a 312	90 a 2.200	115 a 336	4 a 20
Magnésio	66 a 96	3 a 1.140	81 a 505	81 a 190
Manganês	0,60	0,6 a 41	0,6	0,60
Níquel	0,02 a 1,55	0,03 a 79	0,01 a 1	0,07
Potássio	35 a 2.300	35 a 2.300	35 a 2.500	35 a 2.500
Sódio	20 a 7.600	-	-	-
Zinco	0,06 a 21	0,65 a 220	0,40 a 6	0,40
Coliformes totais	10 ⁰ a 10 ⁵	10 ⁰ a 10 ⁵	ausente	ausente
Coliformes fecais	10 ⁰ a 10 ⁵	10 ⁰ a 10 ⁵	ausente	ausente

(a) Ácidos Voláteis Totais;

(b) Parâmetros medidos em mg/L, com exceção dos indicados (*).

Fonte: Adaptado de Pohland e Harper (1986)

Em função das contínuas descargas de resíduos nos aterros é comum observarmos a ocorrência simultânea das fases de estabilização, tornando complexa a identificação do estágio de degradação dos resíduos através das características do lixiviado gerado.

3.4 Lixiviados de aterro sanitário

3.4.1 Definição

Os lixiviados de aterro sanitário podem ser definidos como o líquido proveniente da umidade natural e água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos extraídos da massa de resíduos.

A norma brasileira NBR 8849/1985 (ABNT, 1985) define chorume como sendo o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, de cor escura, mau cheiro e elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

As seguintes denominações são atribuídas aos líquidos originados em locais de disposição de resíduos sólidos, como aterros sanitários: chorume, sumeiro, chumeiro, lixiviado e percolado. (IPT/CEMPRE, 2000). Apesar destes termos serem usualmente utilizados para designar o

líquido proveniente das células de aterramento dos RSU, existem diferenças nos significados de cada um deles.

Para vários autores, o termo lixiviado se mostra mais adequado para se denominarem os líquidos drenados em células de aterros sanitários. Este termo engloba o líquido gerado a partir da combinação da umidade inicial dos resíduos, a água gerada durante o processo de decomposição biológica e a água de infiltração na camada de cobertura da célula do aterro.

Para estabelecer uma terminologia única, o termo lixiviado de aterro sanitário ou simplesmente lixiviado será adotado, a partir deste item, no desenvolvimento desta dissertação.

3.4.2 Composição

Os lixiviados de aterro sanitário são constituídos basicamente de uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de microrganismos (ANDRADE, 2002).

Os aterros sanitários mais comuns recebem uma mistura de resíduos domésticos, comerciais e resíduos industriais mistos, mas excluem quantidades significativas de resíduos químicos específicos. Desta maneira, os lixiviados podem ser caracterizados como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), metais pesados (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas etc.) (CHRISTENSEN et al., 1994 *apud* KJELDSEN et al., 2002).

Na Tabela 3.4 são apresentados intervalos de variação da composição do lixiviado com a idade do aterro. Observa-se que as faixas de concentração dos parâmetros relativas aos aterros novos são mais elevadas do que nos aterros antigos.

Tabela 3.4 - Variação da composição do lixiviado para diferentes idades do aterro.

Parâmetros	Idade do aterro (anos)			
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	> 20
DBO	10.000 - 25.000	1.000 - 4.000	50 - 1.000	< 50
DQO	15.000 - 40.000	10.000 - 20.000	1.000 - 5.000	< 1.000
NTK	1.000 - 3.000	400 - 600	75 - 300	< 50

Parâmetros (continuação)	0 a 5	5 a 10	10 a 15	> 20
N-NH ₃	500 - 1500	300 - 500	50 - 200	< 30
SDT	10.000 - 25.000	5.000 - 10.000	2.000 - 5.000	< 1.000
pH (adimensional)	3 - 6	6 - 7	7 - 7,5	7,5
Cálcio	2.000 - 4.000	500 - 2.000	300 - 500	< 300
Sódio e potássio	2.000 - 4.000	500 - 1.500	100 - 500	< 100
Ferro e magnésio	500 - 1.500	500 - 1.000	100 - 500	< 100
Zinco	100 - 200	50 - 100	10 - 50	< 10
Cloreto	1.000 - 3.000	500 - 2.000	100 - 500	< 100
Sulfato	500 - 2.000	200 - 1.000	50 - 200	< 50
Fósforo	100 - 300	10 - 100	-	<10

(a) Parâmetros medidos em mg/L.

Fonte: Farquhar (1989) *apud* El-Fadel et al. (2002)

3.4.3 Fatores intervenientes

Nos aterros sanitários ocorrem diferentes processos biológicos, físicos e químicos que afetam constantemente a composição do lixiviado, influenciando assim em suas características. Esses processos são influenciados por uma série de fatores (QASIM e CHIANG, 1994), dos quais se podem ressaltar três grupos principais:

- Fatores climatológicos e correlatos: regime de chuvas e precipitação pluviométrica anual, escoamento superficial, infiltração, evapotranspiração e temperatura;
- Fatores relativos aos resíduos: composição, densidade e teor de umidade inicial.
- Fatores relativos ao tipo de operação: características de permeabilidade do aterro, idade do aterro e profundidade do aterro.

É difícil definir um lixiviado típico, pois sua composição varia muito de acordo com esses fatores. Além disto, o lixiviado freqüentemente contém altas concentrações de uma variedade de substâncias que podem causar interferências nas análises, comprometendo a comparação dos resultados (HO et al., 1974). Reinhart e Grosh (1998) afirmam que a composição do lixiviado pode variar consideravelmente de um local para outro, como também em um mesmo local e entre épocas do ano.

3.4.4 Geração

O lixiviado é originado da digestão da matéria orgânica sólida por ação de exo-enzimas produzidas pelos microrganismos envolvidos na degradação biológica, em combinação com a água de infiltração e umidade natural dos resíduos. A função dessas exo-enzimas é solubilizar a matéria orgânica para que possa ser assimilada pelas células bacterianas.

A geração do lixiviado acontece quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo, que é definida como a máxima umidade que é retida em um meio poroso sem produzir percolação (EL-FADEL et al., 2002).

O processo de geração do lixiviado pode ser influenciado por fatores climáticos (precipitação pluviométrica, evapotranspiração e temperatura), hidrogeológicos (escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia e recirculação do lixiviado), pelas características da camada de cobertura (umidade, vegetação, declividade), características dos resíduos (composição gravimétrica, compactação, permeabilidade, granulometria, peso específico, etc.) e pelo método de impermeabilização do local.

Uma estimativa aproximada da quantidade de lixiviado gerado é necessária para o dimensionamento dos sistemas de drenagem, armazenamento e tratamento de efluentes em um aterro sanitário. Além disto, um melhor entendimento do fluxo de umidade no aterro é particularmente importante para a avaliação da degradação dos resíduos e produção de biogás.

Fatores não controláveis como o regime pluviométrico a que está submetida a região onde se localiza o aterro sanitário, e a velocidade de degradação dos resíduos pela ação dos microrganismos tornam difícil uma estimativa precisa da geração de lixiviados. Métodos para estimar o volume de lixiviado gerado vêm sendo desenvolvidos e aprimorados. Castilhos Jr. et al. (2003) citam que os métodos mais empregados são: o método suíço e o método do balanço hídrico.

O método suíço aplica coeficientes empíricos, que dependem do grau de compactação dos resíduos ou do seu peso específico (CETESB, 1979; LIMA, 1995 *apud* IPT/CEMPRE, 2000), conforme segue:

- para aterros pouco compactados, com o resíduo aterrado apresentando um peso específico entre 4 kN/m^3 ($0,4 \text{ tf/m}^3$) e 7 kN/m^3 ($0,7 \text{ tf/m}^3$), espera-se que 25 a 50% da precipitação média anual que incide sobre a área do aterro transforme-se em lixiviados;
- para aterros mais compactados, com peso específico maior que 7 kN/m^3 ($0,7 \text{ tf/m}^3$), espera-se que 15 a 25% da precipitação média anual que incide sobre a área do aterro transforme-se em lixiviados.

O balanço hídrico consiste na soma das parcelas de água que entram e na subtração das que deixam a célula do aterro mensalmente, sendo esta a forma mais adequada de se estimar a geração de lixiviados (IPT/CEMPRE, 2000).

A Figura 3.2 apresenta um esquema generalizado da formação do lixiviado e a Equação 3.1 mostra a fórmula algébrica do balanço hídrico.

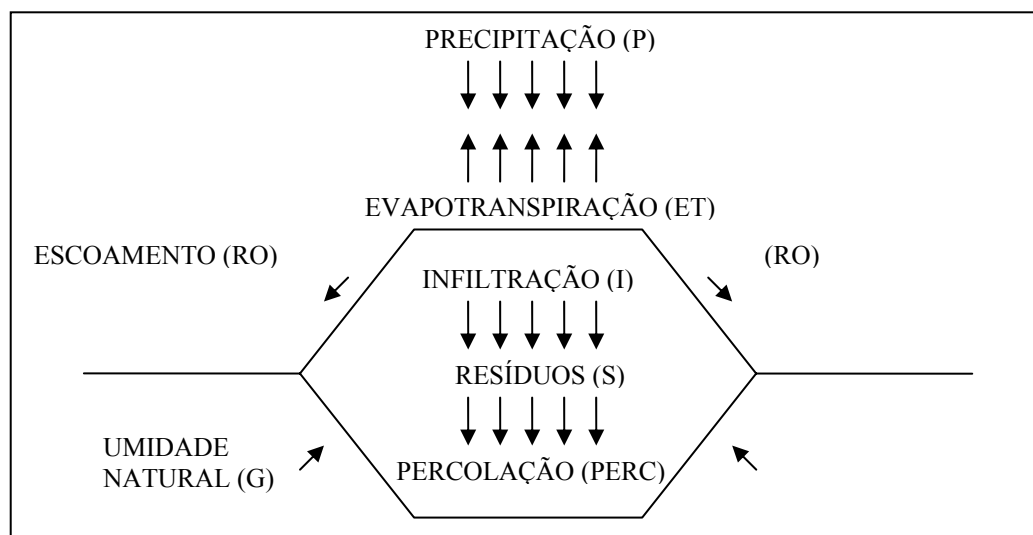


Figura 3.2 - Balanço hidrológico da formação dos lixiviados.
Fonte: Farquhar (1988)

$$PERC = P - RO - ET - S + G \quad (3.1)$$

3.4.5 Caracterização

A caracterização de efluentes biológicos em geral pode ser realizada em três níveis: identificação individual dos compostos, identificação de classes de compostos e determinação de parâmetros coletivos específicos e não-específicos (BARKER e STUCKEY, 1999). Os parâmetros coletivos específicos ou convencionais são métodos padronizados na literatura usualmente empregados na caracterização de efluentes, enquanto que para os parâmetros coletivos não-específicos tais como DQO inerte, biodegradabilidade aeróbia e distribuição de massa molecular, entendem-se como métodos de caracterização encontrados na literatura, ainda não padronizados, e que fornecem informações direcionadas a uma determinada propriedade do efluente.

3.4.5.1 Parâmetros coletivos específicos ou convencionais

Os principais parâmetros físico-químicos utilizados na caracterização convencional do lixiviado são: o Potencial Hidrogeniônico (pH), a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO),

a Demanda Química de Oxigênio (DQO), o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃), Fósforo, Cloretos, Alcalinidade, Série Sólidos e Metais Pesados.

a) pH

O pH representa a concentração de íons hidrogênio H⁺ em escala anti-logarítmica, indicando condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade do meio. Nos processos de biodegradação, o desenvolvimento dos microrganismos está relacionado diretamente às faixas predominantes de pH. Os ácidos orgânicos voláteis são excelentes indicadores do grau de degradabilidade e do andamento dos processos anaeróbios, pois estes são gerados na fase acidogênica (aterros novos) e consumidos na fase metanogênica (aterros antigos). O desenvolvimento de bactérias metanogênicas (que atuam na formação de metano) ocorre em faixas de pH entre 6,6 e 7,3 (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993).

b) Matéria orgânica

A matéria orgânica no lixiviado é quantificada de forma indireta pelo seu potencial poluidor através da DBO e DQO. A DBO pode ser definida como a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar, por meio de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea, diferente da DQO, que utiliza um agente oxidante (dicromato de potássio) em meio ácido, para a oxidação química da matéria orgânica.

Neste texto, sempre que se referir à DBO está-se implicitamente referindo a DBO padrão, ou seja, DBO₅ dias a 20°C.

A relação DBO/DQO é um indicador do nível de degradação biológica do lixiviado. De acordo com Tchobanoglous (1993), aterros novos possuem relação DBO/DQO na ordem de 0,7 enquanto que em aterros antigos esta relação se aproxima de 0,2. Este fato pode ser explicado pela fração considerável da DQO corresponder a ácidos graxos voláteis (AGV) que se degradam com o tempo.

c) Nutrientes

De acordo com Christensen e Kjeldsen (1991), o ecossistema biológico requer, além da matéria orgânica, macronutrientes como nitrogênio e fósforo, e micronutrientes como cálcio, magnésio, enxofre, potássio, ferro, zinco, cobre, cobalto dentre outros. Estes nutrientes são encontrados na maioria dos aterros sanitários, contudo, nos casos em que há limitação de nutrientes para a degradação biológica, o fósforo é o elemento limitante mais comum (WARITH e SHARMA, 1998).

As necessidades nutricionais das populações microbianas são específicas e são usualmente estabelecidas empiricamente a partir da composição química das células microbianas (CHERNICHARO, 1997).

d) Cloretos

Os cloretos (Cl^-) são advindos da dissolução de sais e geralmente não constituem em um problema de toxicidade para os microrganismos responsáveis pela degradação biológica. Isto porque segundo Chernicharo (1997), a toxicidade por sais está associada ao cátion, e não ao ânion do sal. Adicionalmente, os íons cloreto podem provocar efeito antagônico ao se combinarem com cátions metálicos, formando complexos estáveis, reduzindo-se assim a concentração de metais solúveis e conseqüentemente, os riscos de toxicidade no efluente.

e) Alcalinidade

É a medida da capacidade dos íons presentes em um meio capazes de neutralizar ácidos. A alcalinidade pode ser devida a bicarbonatos, carbonatos ou hidróxidos, e representa a capacidade do meio em resistir a possíveis oscilações do pH. Existe uma grande relação entre o pH, alcalinidade e teor de ácidos voláteis, que determina o sistema ácido/base, devendo esta relação ser mantida dentro de certos limites para que um equilíbrio químico satisfatório entre os microrganismos atuantes na degradação biológica seja alcançado e preservado.

f) Sólidos

Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. A presença de resíduos sólidos nas águas, principalmente aqueles resíduos presentes no lixiviado, leva a um aumento da turbidez influenciando diretamente na entrada de luz e diminuindo o valor de saturação do oxigênio dissolvido. A Figura 3.3 apresenta a distribuição de sólidos no lixiviado.

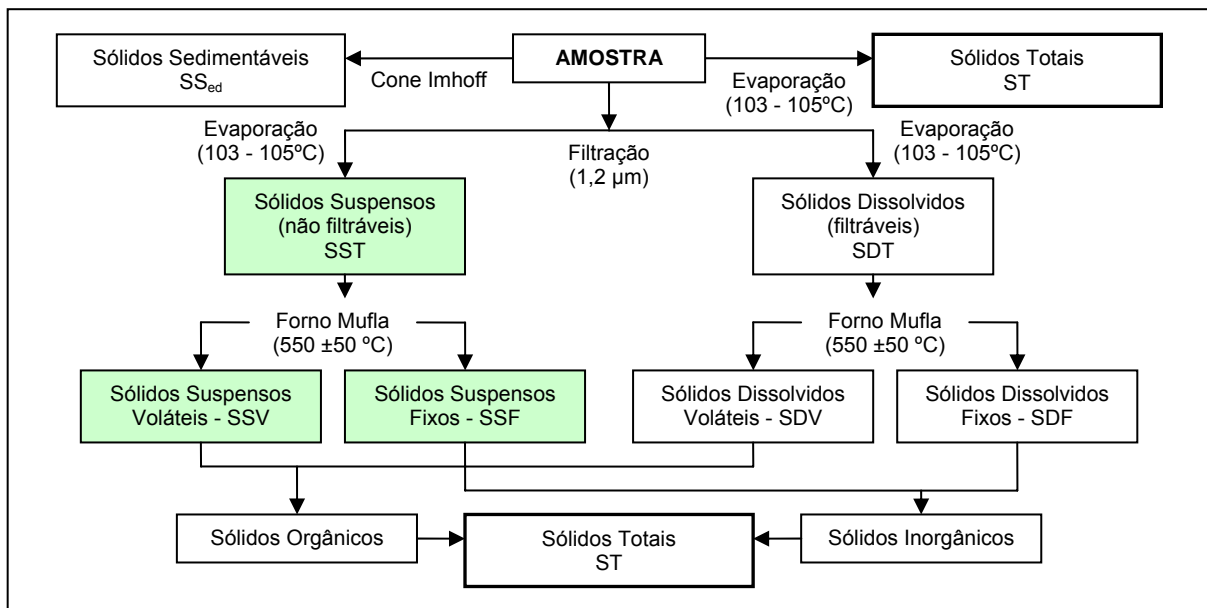


Figura 3.3 - Distribuição de sólidos no lixiviado.
 Fonte: Adaptado de Bernardes e Soares (2005)

O termo sólidos sedimentáveis é aplicado aos sólidos em suspensão que se sedimentam, sob condições específicas, em razão da influência da gravidade. A distinção entre sólidos dissolvidos ou suspensos refere-se ao tamanho das partículas e de sua capacidade para passar por um papel filtro de tamanho especificado (1,2 mm). As menores partículas correspondem aos sólidos dissolvidos, enquanto as de maiores dimensões são consideradas sólidos em suspensão. Ao submeter os sólidos a uma temperatura elevada ($550 \pm 50^{\circ}\text{C}$), a fração orgânica é volatilizada, permanecendo após combustão apenas a fração inorgânica. Portanto os sólidos voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos, ao passo que os sólidos não voláteis (fixos) representam a matéria inorgânica ou mineral.

g) Toxicidade

Diferentes agentes podem ser tóxicos e, conseqüentemente, atuar inibindo os processos de degradação biológica, dentre os quais se podem destacar os metais pesados, os sulfetos, a amônia, os cátions alcalinos e alcalino-terrosos como sódio, potássio, cálcio e magnésio, compostos orgânicos, como os ácidos acéticos, hidrogênio, oxigênio, dentre outros.

Cátions incluindo o sódio, potássio, cálcio, magnésio e amônia estimulam a degradação biológica quando se encontram em baixas concentrações e são inibidores em elevadas concentrações (WARITH e SHARMA, 1998).

Os metais pesados são aqueles que têm densidade maior que 5 g/cm³. São comumente utilizados na indústria e podem, se presentes em elevadas concentrações, retardar ou inibir o processo biológico aeróbio ou anaeróbio de biodegradação (SISINNO e OLIVEIRA, 2000).

As concentrações dos metais presentes nos lixiviados provenientes de resíduos domésticos são relativamente baixas, aumentando caso haja o despejo de resíduos industriais. As concentrações variam de acordo com a fase de decomposição do resíduo, sendo maiores durante a fase de fermentação ácida, quando estes elementos estarão mais solúveis e menores na fase final de estabilização, onde o pH normalmente é mais básico (RAY e CHAN, 1986).

Na Tabela 3.5 apresentam-se alguns dos metais encontrados mais freqüentemente nos lixiviados de aterro sanitário.

Tabela 3.5 - Concentrações de metais pesados em lixiviados de aterros sanitários.

Metal	Concentração média (ppm)
Antimônio	4,52
Arsênio	0,042
Bário	0,853
Berílio	0,006
Cádmio	0,022
Cromo	0,175
Cobre	0,168
Chumbo	0,162
Ferro	221
Manganês	9,59
Mercúrio	0,002
Níquel	0,326
Prata	0,021
Selênio	0,012
Tálio	0,175
Zinco	8,32

Fonte: Qasim e Chiang (1994)

3.4.5.2 Parâmetros coletivos não-específicos e identificação de compostos

A caracterização empregando parâmetros coletivos fornece informações práticas na compreensão dos fenômenos que ocorrem em praticamente todas as etapas do tratamento, possibilitando o aperfeiçoamento das tecnologias, a definição de procedimentos operacionais mais eficientes, o aprimoramento dos modelos matemáticos e, conseqüentemente, a concepção de fluxogramas de estações de tratamento de lixiviados mais coerentes para a remoção de carga orgânica. Amaral (2006) realizou estudos pioneiros para o desenvolvimento

de métodos analíticos para a caracterização de lixiviados de aterro sanitário empregando parâmetros coletivos e identificação de compostos orgânicos.

Neste trabalho foram abordados os seguintes parâmetros: DQO inerte, biodegradabilidade aeróbia, distribuição de massa molecular e identificação de compostos.

a) DQO inerte

A identificação das características do efluente com ênfase na matéria orgânica faz parte da estratégia operacional do tratamento biológico. Um dos parâmetros mais amplamente usados para esta identificação é a DQO. Enquanto este parâmetro é preferido por prover um balanço de elétrons e energia entre o substrato orgânico, biomassa e oxigênio utilizado, por outro lado ele não diferencia a matéria orgânica entre biodegradável e inerte. A fração de DQO inerte passa pelo tratamento inalterada, mascarando o resultado de tratabilidade biológica e, dificultando assim o estabelecimento de um critério de limitação expresso em termos de DQO (GERMILI et al., 1991).

A determinação da DQO inerte pode ser feita através do método de Germili et al. (1991), e consiste do monitoramento de dois reatores em paralelo inoculados com a mesma DQO inicial, um alimentado com a amostra e outro com glicose. Assumindo que a DQO inerte (S_I) e os produtos metabólicos residuais solúveis (S_P) totalizam a DQO residual (SRt_{efl}) e que a fração de DQO inerte da glicose é nula, a DQO inerte do efluente é a diferença entre a DQO residual da amostra e a DQO da solução de glicose no final do experimento (SRt_{gl}), em que a atividade biológica já foi encerrada. As Equações 3.2, 3.3 e 3.4 determinam a DQO inerte.

$$SRt_{efl} = S_I + S_P \quad (3.2)$$

$$SRt_{gl} = S_P \quad (3.3)$$

$$S_I = SRt_{efl} - SRt_{gl} \quad (3.4)$$

b) Biodegradabilidade aeróbia

Os compostos biodegradáveis são aqueles susceptíveis à decomposição pela ação dos microrganismos. Estes podem ser classificados em relação à facilidade de degradação e, indiretamente, ao estado físico em rapidamente, moderadamente ou lentamente biodegradáveis. Os compostos rapidamente biodegradáveis apresentam-se geralmente na forma solúvel, consistindo de moléculas relativamente simples, que podem ser utilizadas diretamente pelas bactérias heterotróficas, enquanto que os compostos moderadamente e lentamente biodegradáveis apresentam-se geralmente na forma particulada, embora possa

haver matéria orgânica solúvel de degradação mais lenta, consistindo de moléculas mais complexas, demandando o processo de hidrólise.

Os compostos recalcitrantes são aqueles que resistem a biodegradação e tendem a persistir e acumular no ambiente. Tais materiais não são necessariamente tóxicos aos microrganismos, mas simplesmente são resistentes ao ataque metabólico. Na Figura 3.4 é apresentado um esquema que ilustra a classificação da biodegradabilidade de um efluente.

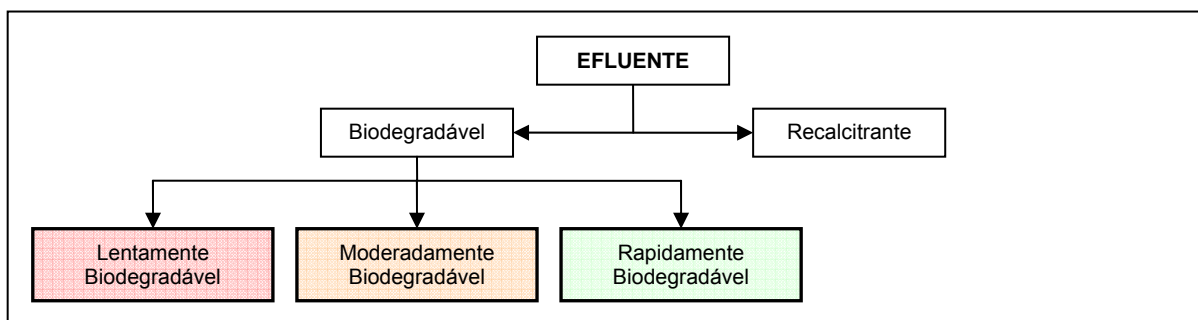


Figura 3.4 - Classificação da biodegradabilidade de um efluente.

A avaliação da biodegradabilidade aeróbia subsidia a determinação da concepção de sistemas de tratamento aeróbio mais adequado para uma condição específica, podendo evitar problemas futuros como baixas eficiências e custos elevados de manutenção de operação.

No entanto, a biodegradabilidade do efluente é afetada por muitos fatores (ALEXANDER, 1973; PAINTER, 1995). Os fatores mais relevantes são: fonte e quantidade de microrganismos e condições físico-químicas do meio, tais como concentração de oxigênio, temperatura, pH, dentre outros.

Uma das formas de determinação da biodegradabilidade aeróbia é através do método de Zahn-Wellens, que consiste do monitoramento da depleção de DQO de reatores de 2 litros alimentados com amostra, solução de nutrientes contendo CaCl_2 , $\text{FeCl}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, MnSO_4 e tampão fosfato e lodo proveniente de reatores aeróbios como inóculo, até a sua estabilização, com periodicidade de 2 dias. Os reatores são incubados a 25°C e submetidos a aeração (OECD, 1995). A biodegradabilidade é dada pela seguinte equação.

$$\% \text{bio deg.} = \frac{(DQO_{\text{inicial}} - DQO_{\text{final}}) \times 100}{f_e \times DQO_{\text{inicial}}} \quad (3.5)$$

O coeficiente f_e corresponde à fração de substrato empregada na produção de energia pelos microrganismos envolvidos na biodegradação, podendo variar de 1,0 a 0,7 para a degradação aeróbia.

c) Distribuição de massa molecular

O conhecimento das distribuições de massa molecular dos compostos e o estudo das transformações nelas ocorridas durante o tratamento possibilitam o delineamento dos mecanismos de remoção de matéria orgânica e, em consequência, o aperfeiçoamento das tecnologias de tratamento de efluentes (LEVINE et al., 1985).

Ao longo das etapas do tratamento biológico e/ou físico-químicos dos lixiviados, a distribuição de tamanho dos compostos presentes é modificada, afetando a tratabilidade do efluente. Segundo Barker et al. (1999), essa alteração é devida a fatores dinâmicos do processo como a síntese de novas células, floculação, quebra enzimática de macromoléculas e oxidação bioquímica, e a fatores operacionais como tempo de detenção hidráulica, configuração do reator e tipo de substrato.

A distribuição de massa molecular pode ser obtida como distribuição discreta por ultrafiltração em membranas. A ultrafiltração envolve a rejeição seletiva de solutos através do fluxo convectivo pela membrana. O papel fundamental de uma membrana é atuar como barreira seletiva, que permite a passagem de certos componentes da mistura ao passo que retém outros. A seletividade da membrana está relacionada às dimensões da molécula ou partícula e ao tamanho do poro, assim como à difusividade do soluto na matriz e às cargas elétricas a ela associadas (CHERYAN, 1998).

O poro de uma membrana é normalmente referido na literatura e, especialmente, pelos fabricantes, através da massa molecular de corte ou *cut-off*, que designa a massa molecular do menor componente que será retido com uma eficiência de 95%. Em geral, quando se trata da separação de macromoléculas, a unidade mais utilizada para a massa molecular de corte é o Dalton (Da), onde 1 Da equivale ao massa molecular do átomo de hidrogênio (H).

d) Identificação de compostos

A identificação individual ou em classes de compostos pode auxiliar na escolha de processos de pré ou pós-tratamento, direcionando-os para remover determinadas substâncias que apresentam, por exemplo, toxicidade ou sejam refratárias (AQUINO, 2003), assim como pode também evitar a disposição *in natura* de substâncias potencialmente tóxicas no ambiente,

principalmente no que diz respeito a contaminação de solos, mananciais hídricos subterrâneos e superficiais (NASCIMENTO FILHO et al., 2001).

Várias classes de compostos orgânicos têm sido identificadas nos lixiviados, que podem ser classificadas em três grupos: ácidos graxos de baixa massa molecular (MM), substâncias húmicas de MM intermediária e substâncias fúlvicas de MM intermediária. Para lixiviados provenientes de células não estabilizadas (em relação ao processo de decomposição), em torno de 90% do carbono orgânico dissolvido é devido a ácidos graxos voláteis de cadeia curta. A segunda maior fração corresponde aos ácidos fúlvicos. Com a idade de aterramento ocorre um decréscimo nas frações de ácidos graxos voláteis e um aumento em substâncias fúlvicas (QASIM e CHIANG, 1994 e KJELDSSEN et al. 2002).

A utilização de Cromatografia Gasosa acoplada à Espectrometria de Massas (CG/EM) constitui uma importante ferramenta de separação e identificação dos constituintes de uma mistura complexa de poluentes orgânicos. Nesta técnica, a amostra é injetada no cromatógrafo a gás e o material eluído é continuamente bombardeado por um feixe de elétrons, obtendo-se, assim o espectro de massas de cada pico cromatográfico. Este espectro resultante é característico de cada molécula, podendo permitir sua completa identificação.

Os principais componentes deste sistema são: o cromatógrafo a gás que efetua a separação, a interface que é um dispositivo responsável pela redução da pressão para se chegar às condições de operação do EM, e o espectrômetro de massa que permite a identificação dos compostos (TEIXEIRA, 1990).

3.5 Tratamento de lixiviados

Os lixiviados originados em aterros sanitários contêm altas concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas e possui um grande potencial poluidor de águas subterrâneas e superficiais. O tratamento dos lixiviados é uma medida de proteção ambiental, de manutenção da estabilidade do aterro e uma forma de garantir uma melhor qualidade de vida para a população.

Geralmente, os processos biológicos são indicados para tratar lixiviado com alta relação DBO/DQO face ao baixo custo operacional. Os métodos físico-químicos têm sido sugeridos para tratamento de lixiviado antigo e diluído com baixa biodegradabilidade, que necessitam de tratamento químico mais agressivo para redução do teor de matéria orgânica dissolvida

(MARTTINEN et al., 2002). A Figura 3.5 sugere um critério de seleção do tipo de tratamento dos lixiviados de acordo com a quantidade de matéria orgânica biodegradável presente (FORGIE, 1988; KURNIAWAN et al., 2006).

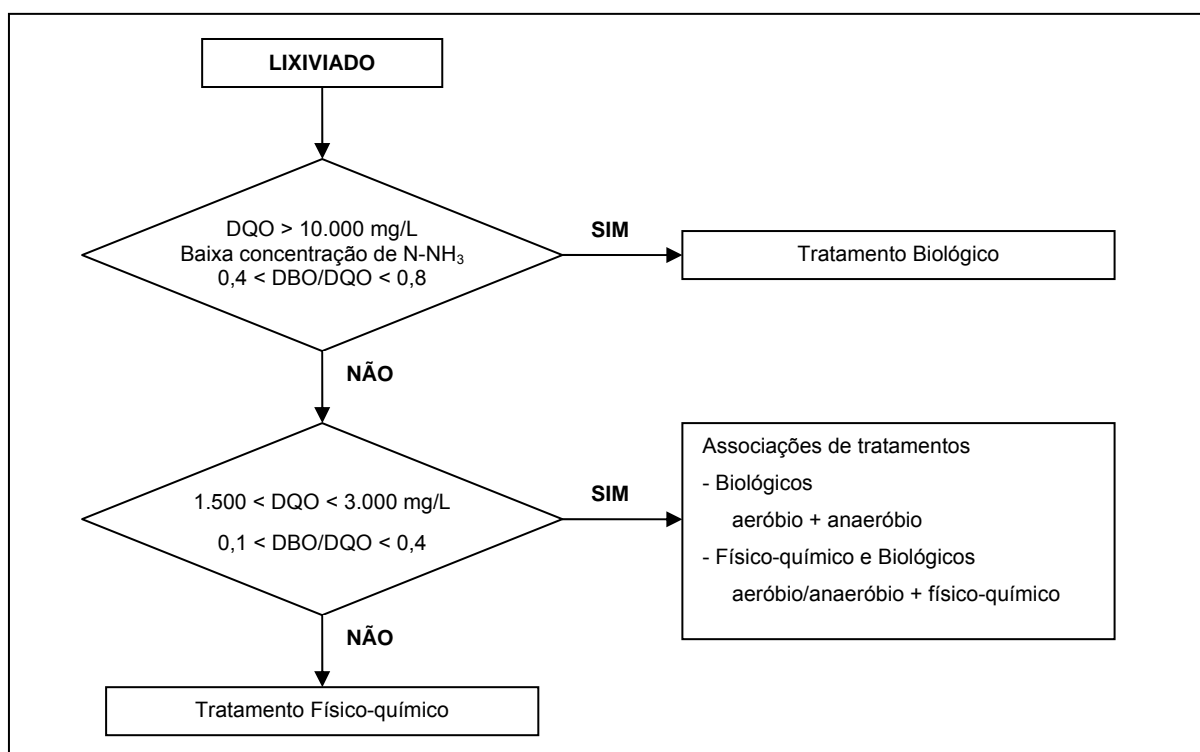


Figura 3.5 - Esquema para seleção do tipo de tratamento de lixiviados.

Os lixiviados característicos de um aterro novo apresentam disponibilidade de compostos orgânicos biodegradáveis de fácil remoção pelos microrganismos envolvidos no tratamento biológico, baixa concentração de nitrogênio amoniacal, tóxico à biomassa ativa em altas concentrações, e elevada concentração de ácidos graxos voláteis de baixo peso molecular, sendo o tratamento biológico neste caso mais adequado.

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. Isto significa que tanto o tratamento aeróbio como anaeróbio podem ser limitados na remoção desses compostos orgânicos. Este problema pode ser amenizado com associações de tratamento biológicos e biológicos e físico-químicos. Porém para remoção do nitrogênio amoniacal, o tratamento aeróbio pode ser indicado, auxiliando inclusive na remoção da DQO remanescente (residual).

Quando a relação DBO/DQO torna-se muito baixa, ou seja, a predominância de matéria orgânica refratária sobre matéria orgânica biodegradável, característica dos lixiviados de

aterros mais antigos, a provável concentração de ácidos graxos voláteis será muito baixa, tornando mais indicado o tratamento por processos físico-químicos.

3.5.1 Pré-tratamentos físico-químicos

Os tratamentos baseados em processos químicos são capazes de promover a degradação ou até mesmo a mineralização da matéria poluente refratária, assim como podem ser empregados como técnicas de pré e pós-tratamento de processos biológicos no tratamento de lixiviados (KURNIAWAN et al., 2006). No entanto apresentam o inconveniente de ter que adicionar mais compostos químicos a um meio que já se encontra muito agressivo, além de apresentarem alto custo operacional.

3.5.1.1 Coagulação/floculação

O processo de coagulação desestabiliza as partículas coloidais pela ação de um agente coagulante, e é empregado seqüencialmente ao processo de floculação, que promove a aglomeração destas partículas através de agitação suave, porém completa para facilitar o contato dos flocos uns com os outros, formando flocos maiores, mais susceptíveis à decantação (KURNIAWAN et al., 2006).

O sulfato de alumínio tem sido o coagulante mais utilizado no tratamento de lixiviados, mas existem outros que também podem ser utilizados tais como o sulfato ferroso, o sulfato férrico, o aluminato de sódio, entre outros.

O sulfato de alumínio se hidrolisa na presença da água, formando diversos compostos: AlOH^{2+} , Al(OH)_3 , Al(OH)^4 , Al(OH)_5^{2-} , Al(OH)_6^{3-} e outros. Dessa forma, a coagulação/floculação ocorre predominantemente devido a dois mecanismos:

- Adsorção/desestabilização: adsorção das espécies solúveis, resultantes da hidrólise do sulfato de alumínio, nos colóides e conseqüente desestabilização;
- Coagulação de varredura: as partículas coloidais são envolvidas e arrastadas pelo hidróxido de alumínio, que precipita.

A formação do floco de hidróxido de alumínio deve-se à reação do sulfato de alumínio com a alcalinidade natural presente no lixiviado. Na faixa de pH usualmente associada aos lixiviados, a alcalinidade deve-se principalmente a presença de íons bicarbonato. O Al(OH)_3 é responsável pela formação dos flocos enquanto que o CO_2 contribui para o aumento da acidez

no meio. A Equação 3.5 ilustra o processo simplificado de produção do floco pelo agente coagulante sulfato de alumínio.



As condições ótimas do processo de coagulação/floculação dependem de diversos fatores envolvidos na reação e devem ser determinadas empiricamente. Os principais fatores relacionados ao processo são: a natureza química e a quantidade do coagulante, pH, temperatura e condições (velocidade e tempo de mistura) de coagulação e floculação.

O aumento da concentração de coagulante leva a maiores eficiências de remoção, este fato pode ser atribuído a re-estabilização das partículas coloidais na presença de excesso de coagulante. De acordo com pesquisas realizadas por Castilhos Jr. et al. (2006), as dosagens típicas de coagulante para o tratamento de lixiviados variam de 500 a 3.000 mg/L.

O pH afeta o desempenho do coagulante e as condições de precipitação de uma solução. Existe uma faixa de pH ótima que favorece o processo de floculação, e que dependerá da natureza do efluente. Em geral, a coagulação ocorre de forma melhor em temperaturas mais altas enquanto que, em temperaturas mais baixas, ocorre o aumento do consumo de coagulantes.

Para tempos de mistura mais rápidos, a distribuição do coagulante se fará de maneira mais uniforme favorecendo a coagulação, enquanto que para tempos de mistura mais lentos, favorecerá a floculação através da aglomeração do material gelatinoso (coágulo) em partículas maiores, que decantam mais rapidamente.

A velocidade de mistura interfere principalmente na formação dos flocos, onde para baixas velocidades de mistura (agitação lenta), a formação dos flocos diminui dificultando a decantação enquanto que, para velocidades de mistura muito altas (agitação violenta), haverá formação dos flocos e depois a quebra dos mesmos em partículas menores, podendo retardar a decantação.

Amokrane et al. (1997), Castilhos Jr. et al. (2006) e Aziz et al. (2007) realizaram ensaios de coagulação/floculação variando a dosagem ótima de coagulante entre 500 a 1.500 mg/L, a velocidade de mistura lenta entre 10 a 100 rpm, a velocidade de mistura rápida entre 250 a 500 rpm, o tempo de mistura de coagulação entre 20 e 120 segundos e o tempo de mistura de

floculação entre 10 e 30 minutos. Castilhos Jr. et al. (2006) obteve remoção de cor em lixiviados na ordem de 52% para uma dosagem de sulfato de alumínio de 1.500 mg/L. O percentual de remoção de DQO obtido pelo processo de coagulação/floculação é geralmente na ordem de 10 a 25% para lixiviados não estabilizados, e 50 a 65% para lixiviados estabilizados ou submetidos a pré-tratamento biológico (AMOKRANE et al., 1997).

3.5.1.2 Processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton

Os processos oxidativos avançados (POA) são processos que envolvem a geração de radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), altamente reativos, que têm a capacidade de destruição total de muitos poluentes orgânicos. Os radicais livres ($\bullet\text{OH}$) formados atacam o composto orgânico levando à sua oxidação completa produzindo CO_2 e H_2O , ou quando resulta em uma oxidação parcial geralmente ocorre um aumento da biodegradabilidade dos poluentes, e neste caso, os compostos orgânicos residuais podem ser removidos por meio de tratamento biológico (BULL e ZEFF, 1991).

O peróxido de hidrogênio é um oxidante eficiente, seguro e de custo acessível, utilizado há décadas em aplicações ambientais em todo o mundo (NEYENS e BAEYENS, 2003). Sua principal característica é a de ser um oxidante enérgico e não-contaminante, e é empregado para geração de radicais hidroxila, entretanto, é necessária a adição de ativadores, como sais de ferro, ozônio e/ou luz ultravioleta, para produzir a alta taxa de radicais requerida (BULL e ZEFF, 1991). A Tabela 3.6 compara o potencial de oxidação do peróxido de hidrogênio e outros oxidantes.

Tabela 3.6 - Potencial de oxidação de alguns oxidantes em água.

Oxidante	Potencial de oxidação (eV)
Flúor (F_2)	3,06
Radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$)	2,80
Oxigênio atômico ($\text{O}^{\text{I}}\text{D}$)	2,42
Ozônio (O_3)	2,07
Peróxido de hidrogênio (H_2O_2)	1,78
Radical peridroxila ($\text{H}_2\text{O}_2\bullet$)	1,70
Permanganato (MnO_4^-)	1,68
Cloro (Cl_2)	1,36
Oxigênio (O_2)	1,23

Fonte: Bull e Zeff (1991); Usepa (1998)

Há aproximadamente 100 anos, H. J. H. Fenton descobriu que muitas moléculas orgânicas eram facilmente oxidadas ao utilizar uma mistura de peróxido de hidrogênio e sais de ferro,

que foi denominada como reagente de Fenton. Entretanto, a aplicação desse processo oxidativo para destruição de compostos orgânicos tóxicos só foi aplicada no final da década de 1960 (WALLING, 1975; BIDGA, 1995).

O mecanismo de reação envolvendo o peróxido de hidrogênio é muito complexo, podendo mudar de acordo com as condições do meio de reação e do tipo de catalisador utilizado (KANG e HWANG, 2000). O término da oxidação depende da relação entre peróxido de hidrogênio e substrato (composto orgânico), enquanto a taxa de oxidação é determinada pela concentração inicial de ferro e pela temperatura. A quantidade de ferro necessária é baixa, e a reação é altamente exotérmica (BIDGA, 1995). As Equações 3.6, 3.7, 3.8 e 3.9 mostram de forma simplificada o mecanismo de reação da decomposição catalítica do H₂O₂ por sais de ferro, em meio ácido.



A eficiência da oxidação empregando reagente de Fenton depende das condições do meio de reação, sendo muito importante um estudo destas (BIDGA, 1995). Dentre os fatores que podem afetar o processo oxidativo destacam-se a dosagem de reagentes, sendo importante a relação entre a dosagem de oxidante e catalisador, tipo de catalisador, o pH do meio, o tempo de reação e a temperatura.

A oxidação da matéria orgânica por radicais hidroxila não é seletiva, sendo importante avaliar a reação para cada contaminante em laboratório. Pode ocorrer a formação de intermediários resistentes à oxidações posteriores ou mesmo indesejáveis, necessitando de dosagens mais elevadas de peróxido de hidrogênio para completar a oxidação. O aumento da concentração de H₂O₂ leva a maiores eficiências de remoção, contudo as diferenças nas eficiências de remoção de compostos orgânicos para doses mais elevadas são pequenas, indicando que não compensa utilizar altas concentrações de oxidante (PÉREZ et al., 2002; SWAMINATHAN et al., 2003).

A dosagem ótima de ferro depende do tipo de efluente a ser tratado e deve ser determinada empiricamente. Estudos indicam que a concentração de Fe²⁺ tem um grande efeito no tempo de reação, afetando os custos do processo (KANG e HWANG, 2000). É desejável que a

dosagem de ferro não seja muito elevada para evitar a formação de lodo (KIM et al., 1997). A regeneração do ferro após a reação pode ser feita através de processos eletroquímicos diretamente no reator, ou pela separação, elevação do pH, re-acidificação e recirculação do lodo.

Pérez et al. (2002) conduzem uma avaliação sobre a relação H_2O_2/Fe^{2+} e verificam que para altas relações H_2O_2/Fe^{2+} (20:1 e 10:1) é necessário um tempo maior para alcançar uma dada remoção. Para relações H_2O_2/Fe^{2+} mais baixas (5:1 e 5:2), a mesma degradação ocorre em menor tempo.

O pH de reação é muito importante em virtude de vários fatores como, por exemplo, a estabilidade dos reagentes empregados, tanto o peróxido de hidrogênio quanto os íons ferrosos são mais estáveis em pH ácido (KUO, 1992). Bidga (1995) cita que o pH ideal para reação é entre 3 e 4.

O tempo de reação dependerá de outras variáveis como temperatura e dosagem de reagentes. O término da oxidação depende da relação entre peróxido de hidrogênio e substrato (composto orgânico), e a taxa de oxidação é determinada pela concentração inicial de ferro e pela temperatura (BIDGA, 1995; KANG e HWANG, 2000). O tempo típico de reação é de 30 a 60 minutos, sendo que para poluentes mais complexos ou mais concentrados, a reação pode durar horas.

Lee e Yoon (2004) citam que a elevação da temperatura aumenta a formação de radicais hidroxila em reações empregando H_2O_2 e sais de ferro e, conseqüentemente, elevam a taxa de reação. O aumento da taxa de reação com a elevação da temperatura leva a uma diminuição do tempo requerido para a remoção de matéria orgânica e cor (KUO, 1992; PÉREZ et al., 2002). O aumento da temperatura acima de determinados valores prejudica a eficiência de reação por causa da rápida decomposição do peróxido de hidrogênio, existindo um valor ideal de temperatura para a oxidação. A maioria das aplicações do reagente de Fenton ocorre a temperaturas entre 20 e 40 °C.

Castilhos Jr. et al. (2006) obteve remoção média de cor e DQO em lixiviados na ordem de 85 e 61% respectivamente, para uma relação H_2O_2/Fe^{2+} 10:1, pH 5 e tempo de reação de 30 minutos.

3.5.1.3 Adsorção em carvão ativado

A adsorção é um fenômeno de superfície onde ocorre transferência de massa no qual uma substância é transferida da fase líquida para a fase sólida, onde permanece ligada por interações físicas ou químicas (sorção). Este processo pode ser reversível ou irreversível e está relacionada com a área disponível do adsorvente, com a relação entre massa do adsorvido e massa do adsorvente, pH, temperatura, forças iônicas e natureza química do adsorvente e do adsorvido.

A adsorção de compostos orgânicos de soluções aquosas sobre carvão ativado é resultado de suas propriedades hidrofóbicas do adsorvente e/ou alta afinidade dos compostos orgânicos pelo adsorvente (CHANG et al., 1981). Entretanto, a natureza exata destes mecanismos ainda não está completamente entendida. Os principais mecanismos de adsorção podem ter origem física e química. Na adsorção física as moléculas fixam-se na superfície do adsorvente utilizando as forças de van der Waals podendo formar várias camadas, enquanto que na adsorção química há uma reação química entre as moléculas do adsorvente e adsorvato através das valências livres dessas moléculas.

O carvão ativado é amplamente utilizado por apresentar elevada capacidade na remoção de íons metálicos, função tanto de sua alta área superficial específica (decorrência da alta porosidade interconectada) quanto de sua afinidade por compostos poluentes, tais como corantes orgânicos, agrotóxicos, cobre, cromo, cádmio, chumbo (PERUZZO, 2003; CHEN e WU, 2004; LYUBCHIK et al., 2004; YOUSSEF et al., 2003). Isso se deve à ocorrência significativa de grupos funcionais superficiais com afinidade para esses adsorvatos, justificando a grande relevância desse adsorvente no tratamento de efluentes. O carvão ativado pode ser gerado a partir de diversos materiais carbonáceos, como a celulose e lignina, lignocelulósica. Observa-se uma tendência na busca de adsorventes naturais tais como plantas, raízes, frutos, cinzas, bagaço de cana, bambu dentre vários outros.

Carvões podem ser ativados por processos físicos ou químicos, geralmente após a etapa de carbonização. Esses processos de ativação visam à obtenção de carvão microporoso pela retirada de componentes como o alcatrão, creosoto e naftas, além de outros resíduos orgânicos que possam obstruir os poros. Essas técnicas levam à formação de sítios eletricamente insaturados, os quais intensificam sua capacidade adsortiva. Para a ativação exclusivamente física, emprega-se, usualmente, o vapor d'água ou gás carbônico, ao passo que, para a ativação química, são empregados reagentes como o cloreto de zinco, o ácido sulfúrico, o

ácido fosfórico e o hidróxido de sódio (LUA e YANG, 2004; DÍAS-DÍEZ et al., 2004; HU e SRINIVASAN, 1999).

Quanto à sua forma, geralmente é fabricado como carvão ativado granular - CAG (partículas maiores do que 0,2 mm) ou carvão ativado pulverizado - CAP (partículas menores do que 0,149 mm). No caso do CAG, este é usado como um meio filtrante, através do qual passa a água ou ar contaminados. Quando se emprega o CAP, este é misturado à solução aquosa para reagir com os contaminantes e, posteriormente, separado por processos de filtração ou sedimentação. Estas duas formas de carvão podem ser aplicadas para uma variedade de sistemas de tratamento.

A regeneração do carvão é geralmente exequível, sendo até economicamente preferível. Nos processos de regeneração, o objetivo é a remoção dos materiais previamente adsorvidos da estrutura porosa do carvão. A regeneração poderá ser feita por via térmica, por vapor, por extração com solvente, por oxidação química ou tratamento ácido ou alcalino.

Cussler (1997) relata que a eficiência de adsorção em colunas de CAG é maior do que a que acontece em soluções misturadas com CAP. Este fato pode ser atribuído pela maior uniformidade do adsorvente, pelo tipo de fluxo, que se comporta como fluxo em pistão (desfavorável à dispersão do líquido) e pela adsorção completa, próxima do limite de equilíbrio, admitida para baixos fluxos.

Aghamohammadi et al. (1997) obteve remoções de 31 e 46% de cor e DQO respectivamente no tratamento de lixiviados de aterro sanitário em reatores de lodos ativados com uso de CAP em concentração de 3.000 mg/L. Diamadopoulos (1994) relata uma eficiência de 95% de remoção de DQO para o tratamento de lixiviados com uma concentração inicial de 5.690 mg/L utilizando PAC na concentração de 6.000 mg/L. Morawe (1995) obteve 91% de remoção de DQO em lixiviados de aterro sanitário estabilizados utilizando colunas de CAG.

3.5.2 Tratamento biológico: lagoa de estabilização

O tratamento biológico do lixiviado propicia a degradação da matéria orgânica e de outros compostos de difícil degradação de forma natural, pela ação de microrganismos, transformando-os em substâncias mais simples. Esse processo recebe o nome de biodegradação e pode ser realizado na presença ou na ausência de oxigênio.

Devido às facilidades operacionais e baixo custo de implantação e operação, o processo de tratamento biológico é preferencialmente adotado quando comparado ao tratamento físico-químico. Todavia, geralmente ocorrem dificuldades ao utilizar tratamentos biológicos para lixiviado por causa das vazões e cargas orgânicas muito variáveis, necessidade de uma grande área para implantação, baixa eficiência para lixiviado estabilizado ou pouco biodegradável, e muitas vezes o efluente não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação (SILVA et al., 2004).

No entanto alguns problemas são enfrentados ao lidar com tratamento biológico. Tais problemas podem ser relacionados com a capacidade restrita de certos microrganismos para degradar substâncias orgânicas tóxicas, sensibilidade a variações de pH ou de descargas tóxicas que podem paralisar o metabolismo entre outras dificuldades. Além disso, é necessário também o ajuste de condições iniciais favoráveis ao desenvolvimento da comunidade microbiana atuante no sistema.

A lagoa de estabilização é um dos processos de tratamento de efluentes mais difundidos no mundo por apresentarem inúmeras vantagens, principalmente em regiões de clima tropical e onde a disponibilidade de área não é um fator limitante. É um método natural simples e importante para o tratamento de efluentes, e é usada no tratamento de lixiviados em muitos aterros sanitários (HAMADA e MATSUNAGA, 2000).

3.5.2.1 Denominação do processo e classificação

O termo lagoas de estabilização é utilizado preferencialmente para a denominação do processo de tratamento por lagoas porque descreve a função real do processo, tanto aeróbio como anaeróbio, tendo em vista que além da oxidação da matéria orgânica através do oxigênio produzido pelas algas na fotossíntese, outros processos intervêm na degradação, como a estabilização por digestão (YÁNEZ, 1993).

As lagoas de estabilização se classificam levando-se em conta a presença e tipo de fornecimento de oxigênio dissolvido, lugar que ocupam no processo, condição de descarga, disposição das unidades e função específica. A Tabela 3.7 apresenta a classificação das lagoas de estabilização de acordo com esses aspectos.

Tabela 3.7 - Classificação em diferentes aspectos das lagoas de estabilização.

Classe da lagoa	Aspecto
Presença e tipo de fornecimento de oxigênio	
Aeróbia	O oxigênio é fornecido através da fotossíntese que estabelece condições aeróbias em toda a coluna de água;
Facultativa	A zona superficial é aeróbia enquanto a zona subsuperficial pode ser anóxica ou anaeróbia;
Aerada	O oxigênio é fornecido artificialmente através de aeradores, que produz uma zona aeróbia que pode alcançar a totalidade da lagoa dependendo da intensidade de aeração e profundidade da lagoa;
Anaeróbia	Ocorre ausência de oxigênio na totalidade da coluna de água estabelecendo condições anaeróbias.
Lugar que ocupam no processo de tratamento	
Primária	Recebe efluentes brutos;
Secundária	Recebe efluentes de outro processo de tratamento;
Polimento ou maturação	Situam-se no final do processo de tratamento e tem como propósito fundamental reduzir o conteúdo bacteriano.
Condições de descarga	
Descarga contínua	A descarga do líquido tratado é feita de forma contínua;
Descarga controlada	A descarga é feita periodicamente quando a fonte receptora apresentar condições ótimas para receber o efluente tratado;
Descarga de controle hidrológico	São variações das lagoas de descarga controlada. A descarga acontece quanto a lâmina d'água supera um nível de controle;
Retenção completa	Não possui efluente. A descarga do líquido é feita através da percolação e evaporação.
Disposição das unidades	
Série	O fluxo percorre as unidades de forma sequencial;
Paralelo	O fluxo percorre as unidades simultaneamente;
Combinado	Há a conjugação dos regimes de fluxo.
Função específica	
Redutora de compostos orgânicos	Tem como propósito principal a remoção de matéria orgânica;
Redutora de organismos patogênicos	Remove principalmente patógenos;
Critérios múltiplos de qualidade de efluente	Remove compostos específicos.

Fonte: Adaptado de Yáñez (1993)

3.5.2.2 Vantagens e desvantagens

Na Tabela 3.8 são apresentadas as vantagens e desvantagens das lagoas de estabilização empregadas no tratamento de águas residuárias.

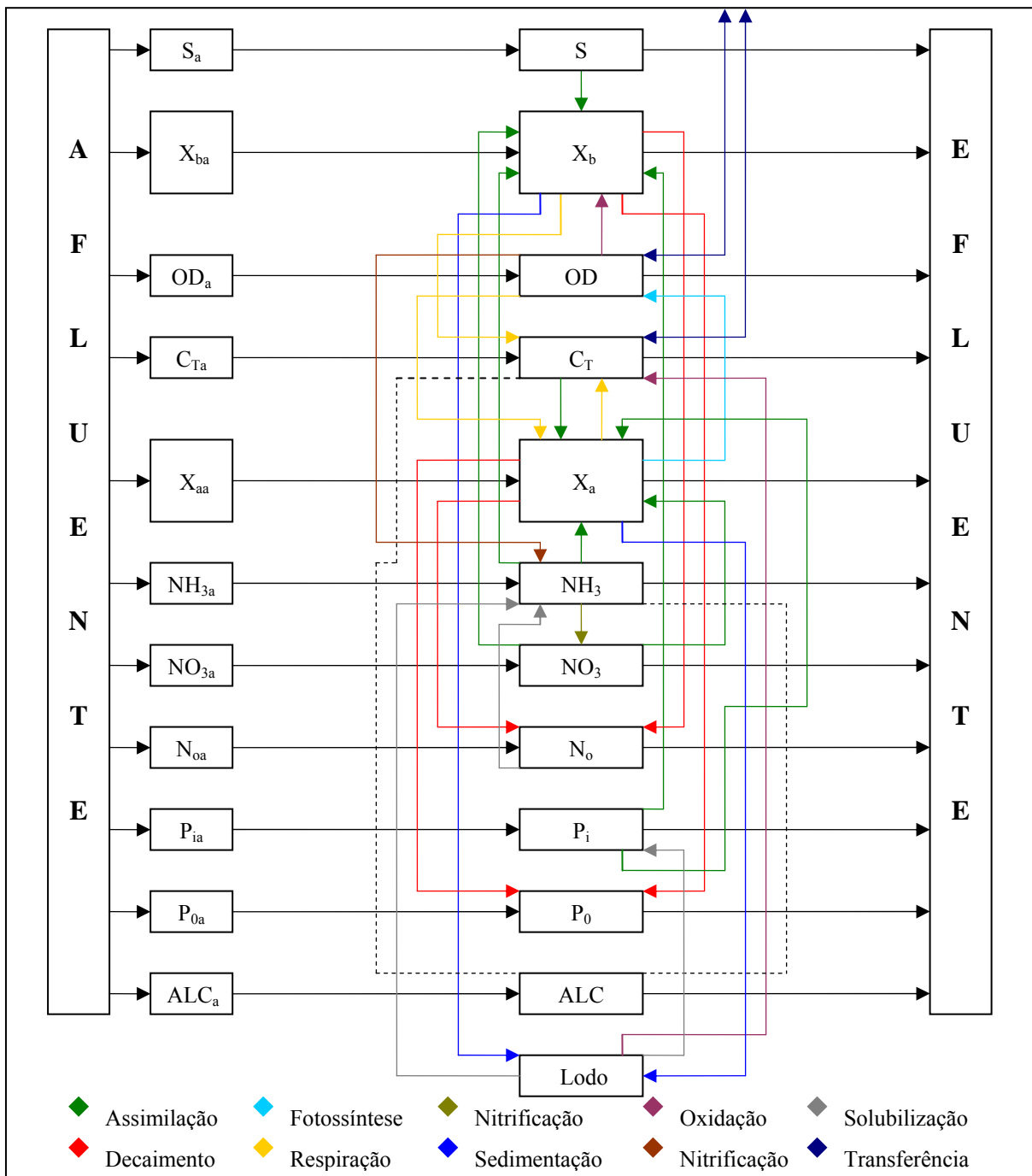
Tabela 3.8 - Vantagens e desvantagens das lagoas de estabilização.

Sistema	Vantagens	Desvantagens
Lagoas facultativas	Satisfatória eficiência de remoção de matéria orgânica	Elevados requisitos de área
	Razoável eficiência na remoção de organismos patogênicos	Dificuldades em satisfazer padrões de lançamento bem restritivo
	Facilidade de implantação e simplicidade operacional	Possível descaso na manutenção em função da simplicidade operacional
	Reduzidos custos de implantação e operação	Possível necessidade de remoção de algas do efluente
	Ausência de equipamentos mecânicos	Desempenho variável com as condições climáticas
	Baixos requisitos energéticos	Possibilidade do crescimento de insetos
	Resistência à variação de cargas	
	Remoção de lodo após períodos superiores a 20 anos	
Lagoas anaeróbias	Idem às lagoas facultativas	Idem às lagoas facultativas
	Requisitos de área inferiores aos das lagoas facultativas	Possibilidade de maus odores
	Idem lagoas anaeróbias	Contínua de remoção de lodo Introdução de equipamentos
Lagoa aerada	Maior independência das condições climáticas	Elevados requisitos de área
		Altos requisitos energéticos
		Baixa eficiência na remoção de organismos patogênicos
Lagoa de polimento		Contínua de remoção de lodo
	Elevada eficiência na remoção de patogênicos	Idem às lagoas facultativas
	Razoável eficiência na remoção de nutrientes	Elevados requisitos de área

Fonte: von Sperling (1996)

3.5.2.3 Dinâmica do processo

De acordo com King (1970), o modelo dinâmico de lagoas de estabilização compreende na fase líquida, oxigênio (O_2) e dióxido de carbono (CO_2) estabelecendo o equilíbrio de sistemas carbonatados, biomassa composta por bactérias e algas, e a interação de nutrientes solúveis presentes nos lixiviados e lodo de fundo. O modelo considera os mecanismos físicos de sedimentação de sólidos, algas e bactérias, balanço hídrico constante, transferência gasosa na interface ar-líquido e influência da energia solar e do vento. A Figura 3.6 mostra as interações físico-químicas e biológicas típicas presentes nas lagoas de estabilização.



concentração de substrato (mg/L)	S_a	S
oxigênio dissolvido (mg/L)	OD_a	OD
concentração de algas (mg/L)	X_{aa}	X_a
concentração de bactérias (mg/L)	X_{ba}	X_b
carbono total inorgânico (mg/L)	C_{Ta}	C_T
nitrogênio orgânico (mg/L)	N_{oa}	N_o
amônia (mg/L)	NH_{3a}	NH_3
nitratos (mg/L)	NO_{3a}	NO_3
fósforo orgânico (mg/L)	P_{oa}	P_o
fósforo inorgânico (mg/L)	P_{ia}	P_i
alcalinidade (mg/L)	ALC_a	ALC
	afluente	efluente

Figura 3.6 - Interação de variáveis na dinâmica de lagoas de estabilização.
 Fonte: Adaptado de King (1970) *apud* Yáñez (1993)

3.5.2.4 A importância das algas

As algas desempenham um papel fundamental na biologia e química das lagoas. Elas realizam a fotossíntese durante as horas do dia sujeitas à radiação luminosa. Neste período, elas produzem a matéria orgânica necessária para sua sobrevivência, convertendo a energia luminosa em energia química condensada na forma de alimento. Durante a ausência de radiação luminosa, a produção de alimentos é obtida através da respiração. O balanço entre produção (fotossíntese) e consumo (respiração) de oxigênio favorece amplamente o primeiro. De fato, as algas podem produzir cerca de 15 vezes mais oxigênio do que consomem (ABDEL-RAZIK, 1991 *apud* VON SPERLING, 1996), conduzindo a um saldo positivo no sistema.

Além disso, as algas consomem o dióxido de carbono gerado pelas bactérias, elevando o pH do líquido durante as horas do dia, auxiliando na remoção de nutrientes diretamente e indiretamente, através da dessorção de NH_3 e da precipitação de ortofosfato respectivamente.

Os grupos de algas de importância encontrados nas lagoas de estabilização são as Algas Verdes (clorofíceas) e as Cianobactérias (anteriormente denominadas cianofíceas). As Algas Verdes conferem à lagoa a cor esverdeada predominante. Os principais gêneros são as *Chlamydomonas*, *Euglenas* e *Chlorellas*. Os dois primeiros gêneros são normalmente os primeiros a aparecer, possuem flagelos que lhes conferem a capacidade de locomoção e conseqüente otimização da posição com relação à incidência da luz e à temperatura. São sensíveis a baixos valores de pH. As Cianobactérias apresentam características de bactérias e de algas, estando atualmente classificadas como bactérias. Os principais gêneros são as *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Anacystis* e *Anabaena*. Não apresentam organelas de locomoção como cílios, flagelos ou pseudópodes, mas podem se deslocar por deslizamento. Os requisitos de nutrientes são bastante reduzidos e podem proliferar em qualquer ambiente onde haja apenas CO_2 , N_2 , água, alguns minerais e luz. Estes organismos são típicos de situações com baixos valores de pH e pouca disponibilidade de nutrientes (MARA et al., 1992; SILVA JR. e SASSON, 1993; JORDÃO e PESSOA, 1995).

Outros tipos que podem ser encontrados são as algas dos filos *Euglenophyta*, *Bacillariophyta* e *Chrysophyta* (KONIG, 2000; MARA et al., 1992). As espécies predominantes variam de acordo com o local, tipo de lagoa e posição da unidade.

3.5.2.5 Influência das condições ambientais

As principais condições ambientais em uma lagoa de estabilização são: a radiação solar, a temperatura e o vento, as quais são comentadas na Tabela 3.9.

Tabela 3.9 - Influência dos principais fatores ambientais externos.

Fator	Influência
Radiação solar	Velocidade da fotossíntese
Temperatura	Velocidade da fotossíntese Taxa de decomposição bacteriana Solubilidade e transferência de gases Condições de mistura
Vento	Condições de mistura Reaeração atmosférica*

* mecanismo de menor importância no balanço de OD.

Fonte: Jordão e Pessoa (1995)

a) Mistura e estratificação térmica

Segundo Silva e Mara (1979), a mistura da massa líquida de uma lagoa de estabilização influencia no desempenho desta devido aos seguintes aspectos benéficos:

- minimização da ocorrência de curtos-circuitos hidráulicos;
- minimização da ocorrência de zonas mortas;
- homogeneização da distribuição vertical de substrato, algas e oxigênio.

O vento e o diferencial de temperatura são os principais mecanismos de ação no processo de mistura de lagoas de estabilização. O vento atua no revolvimento da camada superficial da lagoa. Para maximizar a influência dos ventos, a lagoa não deve ser cercada de obstáculos naturais ou artificiais, passíveis de obstrução do acesso dos ventos, e não deve ter contorno muito irregular, que dificulte a homogeneização das áreas mais periféricas com o corpo principal da lagoa. Em períodos de temperaturas mais elevadas, a lagoa está sujeita a estratificação térmica, a camada superior (quente) não se mistura com a camada inferior (fria). Este fenômeno interfere no comportamento das algas não motoras, que se sedimentam atingindo a zona escura da lagoa deixando de produzir oxigênio, e das algas motoras, que tendem a fugir da camada superficial devida a elevada temperatura (35°C), formando uma densa camada intermediária de algas, dificultando a penetração da luz solar nas camadas inferiores da lagoa. No inverno, a estratificação térmica pode ser quebrada por meio da inversão térmica (Figura 3.7). Em lagoas de estabilização de pequena profundidade, a mistura pode ocorrer uma vez por dia (SILVA e MARA, 1979).

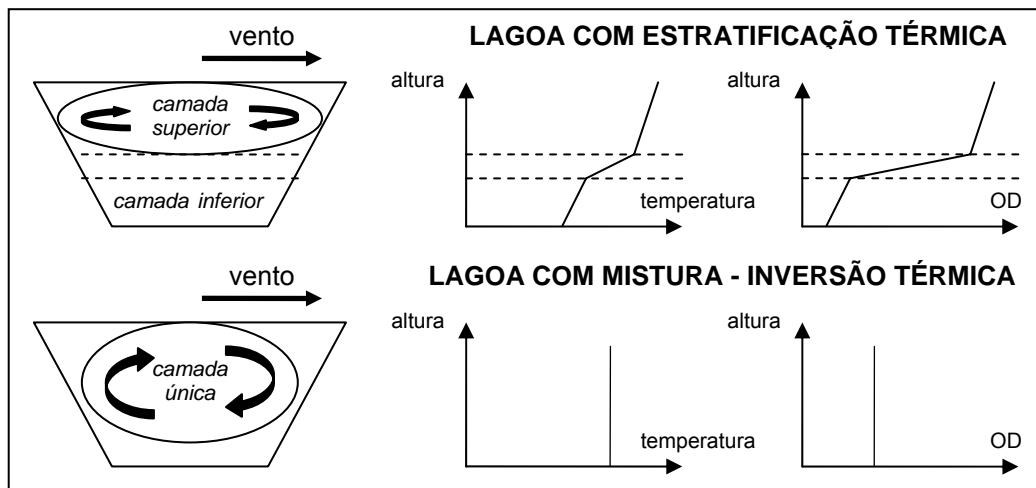


Figura 3.7 - Estratificação térmica e mistura em uma lagoa de estabilização.
Fonte: von Sperling (1996)

b) Temperatura

A temperatura é um dos fatores de maior importância no funcionamento das lagoas de estabilização. A atividade dos microrganismos envolvidos na degradação de substrato é fortemente influenciada pela temperatura, sendo que, em geral, é significativa na faixa de 5 a 35°C. Tem-se mostrado que o crescimento de algas é máximo na faixa de temperatura de 25 a 30°C. Temperaturas mais altas diminuem o crescimento, e para temperatura acima de 35°C a atividade das algas se inibe totalmente (GLOYNA, 1976).

Yáñez (1993) e Brito et al. (2000) apresentam correlações entre a temperatura do ar e do líquido em lagoas de estabilização. As Equações 3.10 e 3.11 representam a reta dos valores médios de melhor ajuste em regressões dessa correlação.

- Yáñez (1993)

$$T_{\text{água}} = 11,0 + 0,61.T_{\text{ar}} \quad (3.10)$$

- Brito et al. (2000)

$$T_{\text{água}} = 12,7 + 0,54.T_{\text{ar}} \quad (3.11)$$

3.5.2.6 Critérios de projeto

a) Taxa de aplicação superficial

A taxa de aplicação superficial é o principal item de projeto e baseia-se na necessidade de se ter uma determinada área de exposição à luz solar na lagoa, estabelecendo condições para a formação de algas (fotossíntese) e o conseqüente equilíbrio de produção e o consumo de

oxigênio. A área requerida para a lagoa é calculada em função da taxa de aplicação superficial L_s expressa pela Equação 3.12.

$$A = \frac{L}{L_s} \quad (3.12)$$

onde:

- A = Área requerida para a lagoa (ha);
- L = Carga de DBO total afluente (kg DBO/d);
- L_s = Taxa de aplicação superficial (kg DBO/ha.d).

b) Profundidade

A profundidade tem influência em aspectos físicos, biológicos e hidrodinâmicos das lagoas. A intensidade da luz incidente sobre o corpo d'água tende a se extinguir exponencialmente à medida que esta penetra ao longo da profundidade (VON SPERLING, 1996). A zona aeróbia depende da penetração da luz incidente para suportar a atividade fotossintética, podendo ser afetada pela cor, turbidez e concentração de algas presentes no efluente.

As lagoas rasas são mais afetadas pelas variações da temperatura ambiente ao longo do dia, podendo atingir condições anaeróbias em períodos quentes, devido ao aumento da taxa de decomposição de subprodutos da decomposição anaeróbia no lodo de fundo, possuem alto requisito de área de forma a cumprir com o tempo de detenção hidráulica, a produção de algas é maximizada em função maior penetração da luz solar, e o pH é usualmente elevado, o que acarreta a precipitação de fosfatos e a dessorção de amônia. As lagoas profundas possibilitam um maior tempo de detenção hidráulica para a remoção de nutrientes e estabilização da matéria orgânica, possuem performance mais estável e menos afetada pelas condições ambientais, maior volume de armazenamento de lodo, e um menor risco de mau cheiro pelo fato da camada aeróbia oxidar quimicamente e bioquimicamente o gás sulfídrico gerado na decomposição do lodo de fundo. Qasim e Chiang (1994) estabeleceram profundidades usuais variando entre 2 a 5 m para lagoas de estabilização primárias no tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

c) Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo permanente do líquido na lagoa é sem dúvida um fator decisivo que pode determinar a eficiência de remoção de poluentes do sistema. Tempos de detenção hidráulica curtos não permitem a ação sinérgica das bactérias com as algas, pois não possibilitam a geração de uma biomassa significativa de algas.

O TDH requerido é função da cinética de remoção da matéria orgânica biodegradável e do regime hidráulico da lagoa, está associado ao volume e à vazão de projeto, e é determinado pela Equação 3.13.

$$t = \frac{V}{Q} \quad (3.13)$$

onde:

t = tempo de detenção hidráulica total (d);

V = volume da lagoa (m³);

Q = vazão média afluyente (m³/d).

O tempo de detenção hidráulica requerido para a oxidação da matéria orgânica varia com as condições locais, notadamente a temperatura. De acordo com Qasim e Chiang (1994), em lagoas de estabilização primárias tratando de lixiviados de aterros sanitários tem-se usualmente tempos de detenção variando de 10 a 30 dias.

c) Configuração geométrica

A relação comprimento/largura (L/B) influi no tipo de regime hidráulico vigente em uma lagoa. Sistemas com L/B elevado tendem ao fluxo em pistão, enquanto lagoas com L/B próximo a 1 tendem ao regime de mistura completa. De acordo com EPA (1983) e Abdel-Razik (1991) *apud* von Sperling (1996), o valor da relação L/B freqüentemente situa-se entre 2 a 4 para lagoas de estabilização.

Uma lagoa chicaneada é dotada de divisórias internas ou chicanas, que permitem que a relação L/B seja elevada. Busca-se com isto, a diminuição do número de dispersão, de maneira a se aproximar o regime hidráulico da lagoa do fluxo em pistão e, conseqüentemente, fazer com que a lagoa tenha uma maior eficiência de remoção.

Segundo von Sperling (1996), o cálculo da relação L/B pode ser feito através das equações 3.14, 3.15 e 3.16, onde n é o número de chicanas:

- Lagoas sem chicanas

$$\frac{L}{B} \quad (3.14)$$

- Lagoas sem chicanas - divisórias paralelas à largura (B)

$$\frac{B}{L}(n+1)^2 \quad (3.15)$$

- Lagoas sem chicanas - divisórias paralelas ao comprimento (L)

$$\frac{L}{B}(n+1)^2 \quad (3.16)$$

d) Arranjos de lagoas

Um sistema de lagoas em série, com um determinado regime hidráulico e TDH, possui maior eficiência de remoção do que uma lagoa única com as mesmas características. Em última instância, isto implica em economia de área (VON SPERLING, 1996). A operação em série também diminui, em parte, a presença de zonas mortas (zonas de estagnação) e condições de curto-circuito no interior da lagoa, que resultam num TDH real abaixo do TDH teórico (volume/vazão) e conseqüentemente deterioração da qualidade bacteriológica do efluente, mas nunca se pode garantir uma igualdade entre o tempo de detenção hidráulica teórico e o real. (SILVA et al., 2004).

Em princípio, um sistema de lagoas em paralelo possui a mesma eficiência que uma lagoa única. No entanto, o sistema possui uma maior flexibilidade e garantia, no caso de se ter de interromper o fluxo para uma lagoa devido a problemas operacionais.





3.5.2.7 Regime hidráulico

A concentração de poluentes nas lagoas de estabilização influencia na eficiência de remoção do sistema. Embora a cinética de reação para a remoção de matéria orgânica seja a mesma nos diferentes regimes hidráulicos, a concentração efluente de matéria orgânica varia. A eficiência do sistema de remoção de poluentes das lagoas tem a seguinte relação decrescente, conforme o regime hidráulico.

- | | |
|---------------------|------------------|
| • Fluxo em pistão; | maior eficiência |
| • Fluxo disperso; | ↓ ↓ ↓ |
| • Mistura completa. | menor eficiência |

Em função dos diversos regimes hidráulicos, têm-se as equações apresentadas na Tabela 3.10 para a determinação da concentração efluente, a partir do conhecimento da concentração afluente, do coeficiente de remoção de matéria orgânica (K) (ver item 3.5.2.9 b) e do tempo de detenção hidráulica.

Tabela 3.10 - Equações de cálculo das concentrações efluentes para os regimes hidráulicos.

Regime Hidráulico	Esquema	Equações para o cálculo da concentração efluente (S)	
		Equação	
Fluxo em pistão		$S = S_0 e^{-Kt}$	(3.17)
Mistura completa		$S = \frac{S_0}{1 + K.t}$	(3.18)
Mistura completa em série		$S = \frac{S_0}{\left(1 + K \frac{t}{n}\right)^n}$	(3.19)
Fluxo disperso		$S = S_0 \cdot \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{1 + 4K.t.d}$	(3.20)

Fonte: von Sperling (1996)

onde:

- S_0 = concentração de matéria orgânica total afluente (mg/L);
- S = concentração de matéria orgânica total efluente (mg/L);
- K = coeficiente de remoção de matéria orgânica (d^{-1});
- t = tempo de detenção hidráulica total (d);
- n = número de lagoas em série;
- d = número de dispersão.

a) Fluxo em pistão

Este tipo de regime hidráulico promove maiores taxas de remoção no início do curso, pois a concentração de poluentes é maior que no final. von Sperling (1996) e Cavalcanti et al. (2000b) comentaram que, na prática, a condição ideal de fluxo em pistão em lagoas de estabilização não é atingida, pois é impossível se evitar um grau significativo de mistura. São vários os fatores que podem causar a mistura nas lagoas:

- poucos pontos de entrada e saída em uma lagoa (na condição ideal tubular requisita-se que o fluxo seja introduzido e retirado uniformemente através de toda seção transversal da entrada e da saída);
- mistura mecânica decorrente dos fatores naturais (ação dos ventos, estratificação térmica);
- mistura provocada pela subida de bolhas de biogás formadas no lodo no fundo das lagoas.

Yánez (1993) apresenta como uma pequena restrição ao modelo do fluxo em pistão o fato de se assumir que tanto a biomassa quanto o líquido se comportam sob o mesmo modelo, o que, segundo ele, é verdade para o líquido, mas não para a biomassa, que se sedimenta normalmente, no início do reator.

b) Fluxo disperso

O regime hidráulico de fluxo disperso, ou não ideal, segue um modelo intermediário entre as condições limites de mistura completa (dispersão longitudinal = ∞) e fluxo em pistão (dispersão longitudinal = 0) e representa o comportamento hidráulico real de uma lagoa de estabilização (KELLNER e PIRES, 1998).

A modelagem de uma lagoa de estabilização segundo fluxo disperso necessita além do coeficiente de remoção de matéria orgânica (K), parâmetro solicitado nos demais modelos, do número de dispersão (d). Devido à dificuldade de obtenção do número de dispersão pelos projetistas, somente a partir de poucos anos este modelo tem sido mais utilizado (YÁNEZ, 1993).

Para efeito de projeto de novas instalações, a estimativa do número de dispersão (d) para o modelo de fluxo disperso pode ser efetuada utilizando-se as Equações 3.21, 3.22, 3.23 e 3.24 propostas por Polprasert e Batharai (1985), Yánez (1993), Agunwamba et al., (1992) e von Sperling (1996) respectivamente:

- Polprasert e Batharai (1985):

$$d = \frac{0,184.t.v.(B + 2.h)^{0,489}.B^{1,511}}{(L.h)^{1,489}} \quad (3.21)$$

- Yánez (1993):

$$d = \frac{(L/B)}{-0,261 + 0,254.(L/B) + 1,014.(L/B)^2} \quad (3.22)$$

- Agunwamba et al. (1992), fórmula original simplificada por von Sperling (1996):

$$d = 0,102.\left[\frac{3.(B + 2.h).t.v}{4.L.B.h}\right]^{-0,410} \cdot \left(\frac{h}{L}\right)\left(\frac{h}{B}\right)^{-(0,981+1,385.h/B)} \quad (3.23)$$

- von Sperling (1996):

$$d = \frac{1}{(L/B)} \quad (3.24)$$

onde:

- L = comprimento da lagoa (m);
- B = largura da lagoa (m);
- h = profundidade da lagoa (m);
- t = tempo de detenção hidráulica total (d);
- ν = viscosidade cinemática da água (m^2/d).

A Equação 3.23, de Agunwamba et al. (1992) foi reportada como dando um melhor ajuste aos dados experimentais que a Equação 3.21, de Polprasert e Batharai (1985) (POLPRASERT e AGARWALLA, 1994). As equações de Agunwamba e Yánez fornecem resultados similares para lagoas com comprimentos superiores a 100 m, enquanto a equação de von Sperling é essencialmente uma simplificação da equação de Yánez, conduzindo a praticamente os mesmos resultados (VON SPERLING, 1996).

c) Mistura completa

Este tipo de regime hidráulico possibilita a imediata dispersão do poluente através da homogeneização, fazendo com que a concentração afluenta seja igualada à baixa concentração efluente. Na prática as condições ideais de mistura completa são muito difíceis de serem obtidas, embora o emprego de sua respectiva formulação seja usual em projetos de lagoas. Os principais motivos para tal são a facilidade dos cálculos e a produção de resultados a favor da segurança (VON SPERLING, 1996). No entanto, a premissa da existência de um regime de mistura completa ideal é apenas parcialmente cumprida em reatores que possuam uma relação comprimento/largura (L/B) não muito diferente de 1.

3.5.2.8 Partida

A eficácia do processo biológico em lagoas de estabilização está diretamente ligada ao desenvolvimento biótico no sistema, sendo necessário o ajuste de condições favoráveis ao desenvolvimento da comunidade microbiana responsável pela degradação biológica da matéria orgânica e remoção de nutrientes. A partida de processos biológicos pode ser definida pelo período transiente inicial caracterizado por instabilidades operacionais (DOMINGUES et al., 2005), onde o favorecimento de condições adequadas permite formação, crescimento, acúmulo e retenção de biomassa ativa balanceada.

A partida é influenciada pela composição e concentração do afluenta, pela qualidade do inóculo (quando utilizado), por fatores operacionais como carga orgânica e tempo de detenção hidráulica, por fatores ambientais como pH, alcalinidade, presença de nutrientes e temperatura e, ainda, pela configuração do reator (WEILAND e ROZZI, 1991; VAN HAANDEL e

LETINGA, 1994; GHANGREKAR et al., 1996 e CHERNICHARO, 1997). A Figura 3.8 representa as alternativas de procedimentos de partida em lagoas de estabilização.

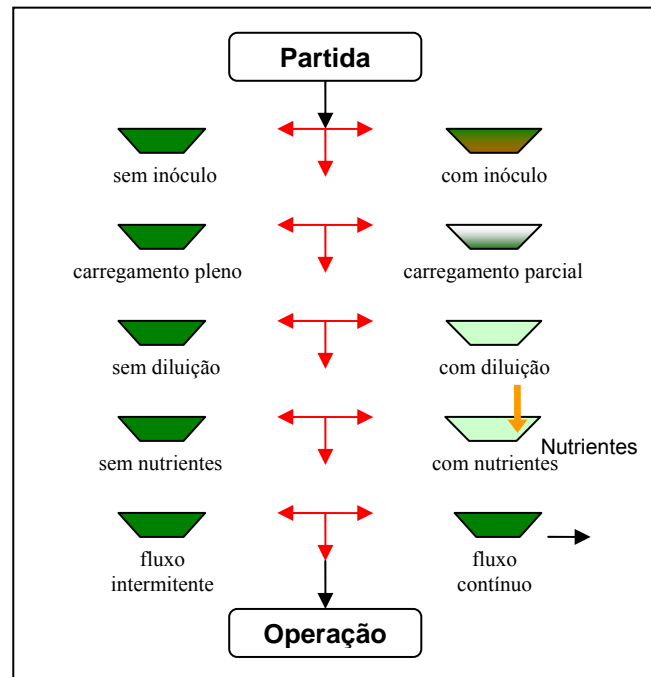


Figura 3.8 - Variações de procedimentos de partida em lagoas de estabilização.

O emprego de inóculo se faz necessário quando o efluente a ser tratado não apresenta uma comunidade microbiana significativa. A partida envolvendo inoculação ocorre em duas etapas. Na primeira etapa, ocorre a adaptação do inóculo adicionado às características do efluente. Esta etapa é mais relevante quando o efluente a ser tratado é diferente do substrato inicial do inóculo. Na segunda etapa o crescimento da comunidade microbiana é predominante. Já na partida sem inoculação, o processo se dá em etapa única, pois envolve principalmente a multiplicação dos microrganismos presentes no efluente.

O carregamento durante a partida do sistema pode ser pleno ou parcial. O carregamento parcial facilita a penetração da luz solar e é indicado nas lagoas dependentes de atividades fotossintéticas.

Uma forma de reduzir o impacto devido a alta carga orgânica e/ou elevada concentração de compostos tóxicos no efluente é a adoção da diluição do mesmo durante o carregamento com subsequentes cargas do efluente até que este seja o maior constituinte do líquido.

Durante o processo de partida pode ser necessária a adição de nutrientes, principalmente quando o efluente não apresenta quantidades suficientes destes compostos necessários ao

crescimento dos microrganismos. A adição de nutrientes envolve um significativo incremento no custo operacional em escalas reais.

O fluxo hidráulico durante o processo de partida pode ser intermitente (batelada), contínuo ou misto. O fluxo intermitente torna-se interessante quando a etapa de adaptação do inóculo é fundamental para o processo de partida como um todo, principalmente no caso de efluentes que apresentam compostos que atribuem toxicidade aos microrganismos. Já o fluxo contínuo é preferencial na ausência da etapa de adaptação dos microrganismos envolvidos. O fluxo misto envolve a conjugação do fluxo intermitente e contínuo.

A partida em lagoas de estabilização pode ser considerada encerrada (condição de estabilidade) quando se obtém uma constante e significativa remoção de poluentes do efluente em relação ao afluente, e uma massa de lodo também constante, em qualidade e quantidade.

3.5.2.9 Remoção de matéria orgânica

Entre os diferentes mecanismos biológicos de remoção de matéria orgânica atuantes nos diversos tipos de lagoas de estabilização, as lagoas do tipo facultativas são as que englobam, de forma mais geral, a maior variedade destes. Os outros tipos de lagoas de estabilização também estão sujeitos a esses processos, em parte ou em sua totalidade.

a) Mecanismo de remoção de matéria orgânica

O mecanismo característico das lagoas de estabilização facultativas ocorre no estrato superior e corresponde à simbiose entre bactérias aeróbias e algas. A matéria orgânica é decomposta principalmente por bactérias heterotróficas produzindo compostos orgânicos solúveis e dióxido de carbono. Este processo pode ocorrer tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias. Em meio aeróbio, a quantidade requerida de oxigênio para a degradação é suprida pela reação de fotossíntese. Um esquema simplificado destes processos está indicado na Figura 3.9.

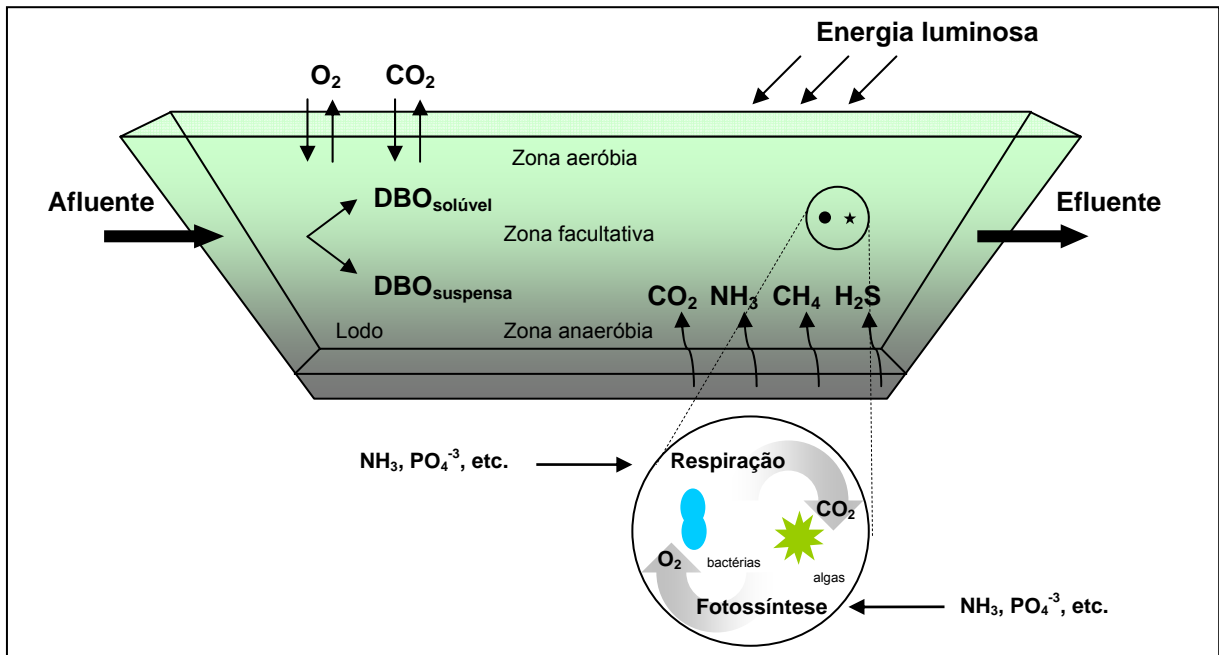
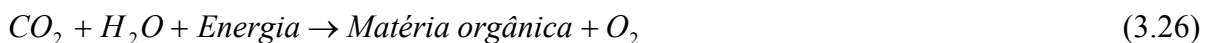


Figura 3.9 - Esquema simplificado de lagoas de estabilização facultativa.
 Fonte: Adaptado de von Sperling (1996); Crites e Tchobanoglous (2000)

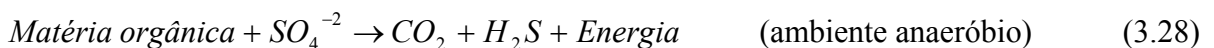
A oxidação da matéria orgânica pelas bactérias segue o processo de respiração, que pode ser ilustrado esquematicamente pela Equação 3.25:

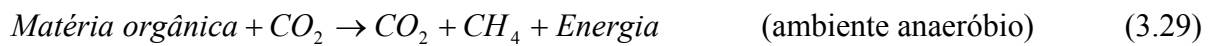


As algas realizam a fotossíntese, ou seja, sintetizam material celular e liberam oxigênio através da energia luminosa e da assimilação do dióxido de carbono e outros nutrientes. O esquema do processo de fotossíntese segue a Equação 3.26:



A fotossíntese ocorre somente na presença de energia luminosa e devido a este fato, é essencial que haja diversos grupos de bactérias, responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, que possam sobreviver e proliferar, tanto na presença quanto na ausência de oxigênio. Na ausência de oxigênio livre, são utilizados outros receptores de elétrons, como nitrato (condições anóxicas - estrato intermediário) e sulfato e CO₂ (condições anaeróbias - estrato inferior). Estes processos podem ser representados esquematicamente nas Equações 3.27, 3.28 e 3.29.





Chian e DeWalle (1977) reportam uma eficiência de remoção de DQO em lagoas de estabilização tratando de lixiviados de aterro sanitário variando entre 22 a 99% para lagoas de estabilização com taxas DBO/DQO variando de 0,03 a 0,80, e que a eficiência é menor para taxas mais baixas.

b) Coeficiente de remoção de matéria orgânica (K)

A remoção de matéria orgânica processa-se segundo uma reação de primeira ordem, segundo a qual a taxa de remoção é tanto mais elevada quanto maior for a concentração de matéria orgânica no meio (VON SPERLING, 2000b). O coeficiente K diferencia-se do coeficiente de respiração endógena (K_d) e representa a taxa de remoção de matéria orgânica na lagoa.

Num reator em batelada, a taxa de remoção de matéria orgânica é proporcional à concentração desta em um dado instante. Sendo assim, para efeito de projeto, o coeficiente K para um efluente específico pode ser determinado empiricamente através do monitoramento do decaimento da matéria orgânica, nas primeiras idades, em um reator em batelada, e posterior ajuste a um modelo cinético conforme representado na Equação 3.30.

$$\frac{dC}{dt} = -K.C \quad (3.30)$$

onde:

- dC/dt = taxa de remoção de matéria orgânica em função do tempo;
- K = coeficiente de remoção de matéria orgânica;
- C = concentração inicial de matéria orgânica.

Para uma lagoa existente, o coeficiente K pode ser determinado rearranjando-se as equações de cálculo das concentrações efluentes para os regimes hidráulicos (Equações 3.17, 3.18, 3.19 e 3.20) e fazendo K explícito, desde que se conheçam as concentrações afluente e efluente (S_0 e S) e o tempo de detenção hidráulica (t). Para o caso de fluxo disperso, há ainda a necessidade do conhecimento do número de dispersão (d).

Marais (1974) observou que o valor do coeficiente K era influenciado pela temperatura e sugeriu trabalhar com valores de K convertidos para 20°C, utilizando a equação de Arrhenius (Equação 3.31):

$$K = K_{20} \times \theta^{T-20} \quad (3.31)$$

onde:

- K = coeficiente à temperatura T (d^{-1});
 K_{20} = coeficiente à temperatura de $20^{\circ}C$ (d^{-1});
 θ = coeficiente de temperatura: $\theta = 1,02$ a $1,09$ (CRITES e TCHOBANOGLOUS, 2000).

A Tabela 3.11 apresenta valores clássicos de K_{DBO} e K_{DQO} para lixiviados de aterro sanitário reportados na literatura.

Tabela 3.11 - Valores clássicos de K_{DBO} e K_{DQO} para lixiviados de aterro sanitário.

DBO (mg/L)	K_{DBO} (d^{-1})	Temperatura ($^{\circ}C$)	Referência
36.000	0,75	23 - 25	Uloth e Mavinic (1977)
15.800*	0,60*	22 - 24	Cook e Foree (1974)
13.640	0,77	23 - 25	Zapf-Gilje e Mavinic (1981)
	0,71	16	
8.090	1,16	22 - 23	Wong e Mavinic (1984)
	1,12	15	
2.000	0,46	25	Gaudy et al. (1986)
1.000	4,5	22 - 23	Lee (1979)
365	1,8	21 - 25	Palit e Qasim (1977)

* Referente à DQO.

Fonte: Mavinic (1984), Lu et al. (1984), Robinson e Maris (1983) e Gaundy et al. (1986) *apud* Qasim e Chiang (1994)

A princípio, o coeficiente K não deve variar com o modelo, representando-o de acordo com a cinética. No entanto, a inadequabilidade dos regimes hidráulicos idealizados (fluxo em pistão e mistura completa) em reproduzir de forma perfeita as condições hidrodinâmicas dos reatores, leva aos desvios que ocorrem na prática (VON SPERLING, 2000b).

No regime de fluxo em pistão, devido à maior eficiência destes reatores, os coeficientes K são menores dos que os determinados segundo a cinética. Analogamente, no regime de mistura completa, devido a menor eficiência destes reatores, os coeficientes K são maiores dos que os determinados segundo a cinética. No regime de fluxo disperso, os coeficientes devem se aproximar dos valores segundo a cinética, desde que o número de dispersão da lagoa esteja correto.

von Sperling (2000b) reconhecendo que, apesar das considerações relativas à maior aplicabilidade do regime de fluxo disperso, freqüentemente os pesquisadores tem estimado o coeficiente K assumindo o modelo da mistura completa, independente da configuração geométrica da lagoa, formulou duas equações (3.32 e 3.33) para a conversão do coeficiente K para fluxo disperso, no coeficiente K para mistura completa e fluxo em pistão, baseadas no número de dispersão e no tempo de detenção hidráulica:

- Mistura completa ($d = 0,1$ a $1,0$; $K_{\text{disp}} \cdot t = 0$ a 5 ; $n = 24$; $R^2 = 0,994$):

$$\frac{K_{\text{mist}}}{K_{\text{disp}}} = 1,0 + \left[0,0540 \times (K_{\text{disp}} \cdot t)^{1,8166} \times d^{-0,8426} \right] \quad (3.32)$$

- Fluxo em pistão ($d = 0,1$ a $1,0$; $K_{\text{disp}} \cdot t = 0$ a 5 ; $n = 24$; $R^2 = 0,987$):

$$\frac{K_{\text{pist}}}{K_{\text{disp}}} = 1,0 - \left[0,2425 \times (K_{\text{disp}} \cdot t)^{0,5351} \times d^{0,3415} \right] \quad (3.33)$$

3.5.2.10 Remoção de nutrientes

A remoção dos nutrientes é vantajosa quando o efluente final é lançado em águas superficiais, especialmente as represadas, para evitar o crescimento excessivo das algas, o que pode resultar num prejuízo para a qualidade da água devido à eutrofização. O nitrogênio e o fósforo, além da matéria orgânica carbonácea, são os principais nutrientes presentes no lixiviado. Em lagoas de estabilização facultativas, o predomínio da fotossíntese sobre a respiração tende a manter o pH elevado, criando condições factíveis para a remoção de nutrientes.

a) *Nitrogênio*

O nitrogênio pode estar presente nos lixiviados nas seguintes formas: nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia (livre - NH_3 e ionizada - NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). As formas predominantes no lixiviado são o nitrogênio orgânico e a amônia, estes dois, conjuntamente são determinados em laboratório pelo método Kjeldahl, constituindo assim o Nitrogênio Total Kjeldalh.

Nos lixiviados que não apresentam características de um aterro novo, com DQO entre 1.500 e 3.000 mg/L e relações DBO/DQO menor que 0,4, presume-se uma baixa concentração da fração orgânica biodegradável e elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Neste caso é indicado o tratamento biológico aeróbios para a remoção do nitrogênio amoniacal (HAMADA

e MATSUNAGA, 2000). Os principais processos de remoção de amônia em lagoas de estabilização estão relacionados na Tabela 3.12.

Tabela 3.12 - Principais mecanismos de remoção de amônia em lagoas.

Mecanismo	Descrição
Volatilização da amônia	A dessorção da amônia para a atmosfera é considerada por muitos autores como o principal mecanismo de remoção da amônia. A temperatura e o pH são os principais fatores intervenientes.
Assimilação pelas algas	Segundo Arceivala (1981), uma das principais formas de reciclagem de nitrogênio em lagoas de estabilização é a sua assimilação por algas e bactérias. Entretanto, sua importância é menor caso se deseje atingir elevados percentuais de remoção.
Nitrificação/desnitrificação	Este processo, embora citado na literatura, é pouco representativo segundo Pano e Middlebrooks (1982) em lagoas de estabilização.
Sedimentação do nitrogênio orgânico particulado	Este mecanismo ocorre simultaneamente com os demais e é considerado de menor importância.

Fonte: Arceivala (1981); EPA (1983); Soares et al. (1996)

A amônia é predominante nos lixiviados de acordo com a relação de equilíbrio estabelecida pela Equação 3.34.



A amônia livre (NH₃) é passível de volatilização, ao passo que a amônia ionizada (NH₄⁺), solúvel em água, não pode ser removida por volatilização. A distribuição relativa da amônia no lixiviado depende do pH, conforme pode ser visto na Tabela 3.13:

Tabela 3.13 - Distribuição da amônia no lixiviado em relação ao pH.

pH	Forma predominante de amônia
pH < 8	Amônia ionizada (solúvel em água)
pH = 9,5	50% amônia ionizada e 50% amônia livre
pH > 11	Amônia na forma não ionizada (volatilizável)

Fonte: von Sperling (1996)

A Equação 3.35 relaciona amônia total (nitrogênio amoniacal) com amônia livre em função da temperatura e do pH (OSTERGAARD, 1995).

$$\frac{NH_3}{TNH_3} = \left(1 + \frac{10^{-pH}}{10^{-\left(0,09018 + \frac{2729,92}{T(K)}\right)}} \right)^{-1} \quad (3.35)$$

onde:

NH_3 = concentração de amônia livre (mg/L);
 TNH_3 = concentração de amônia total (mg/L);
 pH = pH;
 T = temperatura (K).

Segundo Mara et al. (1992) a remoção de nitrogênio nas lagoas de estabilização ocorre principalmente pela remoção da amônia, seja incorporada pelas algas, seja pela volatilização.

A intensa atividade fotossintética que ocorre nas lagoas facultativas e de polimento contribui para a elevação do pH, pelo fato das algas extraírem do meio líquido o CO_2 presente nos bicarbonatos e carbonatos, ou seja, a acidez carbônica. As Equações 3.36 e 3.37 representam este processo.

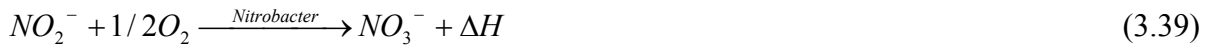
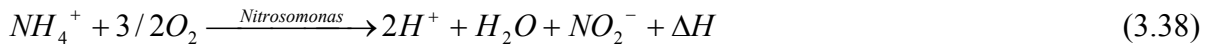


Yáñez (1993) afirma que as variações de pH podem chegar a valores altos como 10 e 11, especialmente na superfície onde as concentrações de algas e oxigênio são maiores.

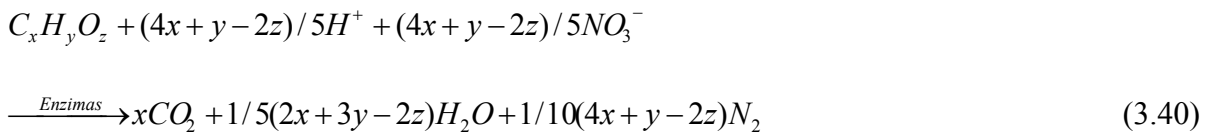
Quando o pH sobe, o íon amônia (NH_4^+) tende a se transformar em amônia molecular livre (NH_3), um gás que se desprende da fase líquida. Desta maneira, haverá remoção de nitrogênio da massa líquida, pela volatilização da amônia.

A assimilação do nitrogênio pelas algas e conseqüente saída no efluente é de menor importância. O nitrogênio constitui em torno de 6 a 12%, em peso seco, do material celular das algas (ARCEIVALA, 1981).

Em ambiente aeróbio, as bactérias nitrificantes são capazes de converter nitrogênio amoniacal (NH_4^+) em nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) por meio da oxidação biológica da amônia. A nitrificação ocorre em duas etapas. Primeiramente as bactérias da espécie *Nitrosomonas* reduzem a amônia a nitrito, em seguida há a conversão do nitrito a nitrato pelas bactérias da espécie *Nitrobacter*, como é mostrado nas Equações 3.38 e 3.39.



O nitrogênio resultante pode ser eliminado por meio da desnitrificação, reações que não envolvem o consumo de oxigênio. Nesse processo ocorre a redução do nitrato a nitrogênio gasoso, em condições anóxicas, por bactérias heterótrofas de espécies como *Aerobacter*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*, entre outras (METCALF e EDDY, 1991). A reação de desnitrificação pode ser representado pela Equação 3.40.



A taxa de remoção por nitrificação/desnitrificação aumenta com o decréscimo da relação DQO/NTK (EPA, 1993). Yánez (1993) afirma que o processo de remoção de nitrogênio através da nitrificação/desnitrificação sofre forte influência do pH, tendo em vista que estas reações acontecem com valores abaixo de 8,3.

Reed (1985) desenvolveu um modelo de remoção do nitrogênio total em uma série de lagoas de estabilização, em função da temperatura, pH e tempo de detenção hidráulica, usando a cinética de remoção de primeira ordem e regime de fluxo em pistão, representado na Equação 3.41.

$$Nt = Nt_0 e^{-\left[K(1,039)^{T-20} \right] \left[t+60,6(pH-6,6) \right]} \quad (3.41)$$

onde:

- Nt = concentração de nitrogênio total afluente (mg/L);
- Nt_0 = concentração de nitrogênio total efluente (mg/L);
- K = coeficiente de remoção de matéria orgânica;
- T = temperatura do efluente (°C);
- t = tempo de detenção hidráulica (d);
- pH = pH do efluente.

Alguns autores mostraram que os resultados obtidos na aplicação desse modelo não foram satisfatórios, levando à necessidade de adaptações às condições locais (CASTILHOS JR. et al., 2006).

Em lagoas de polimento em série, a eficiência de remoção de amônia pode situar-se entre 70 e 80%, em lagoas de polimento especialmente rasas, pode ser superior a 90% (VAN HAANDEL e LETINGA, 1994; SOARES et al., 1996). Em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção de nitrogênio situa-se entre 30 e 50% (VON SPERLING, 1996).

b) Fósforo

O fósforo ocorre nos lixiviados, predominantemente, na forma de fosfatos (ortofosfatos, que é rapidamente utilizado pelos organismos aquáticos e os polifosfatos) e de fósforo orgânico, de menor importância. Os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são (ARCEIVALA, 1981; VAN HAANDEL e LETINGA, 1994; KELLNER e PIRES, 1998):

- Biorredoxação: Retirada do fósforo orgânico, contido nas algas e bactérias através de saída com o efluente final (cerca de 5% do total de fósforo);
- Precipitação química: decantação de fosfatos (na forma de hidroxiapatita ou estruvita) em condições de elevado valor de pH, interagindo com o sistema carbonato da água.

O fósforo orgânico compõe parte do material celular das algas. Em peso seco, o fósforo corresponde a valores em torno de 1% da massa de algas (ARCEIVALA, 1981).

Mara et al. (1992) mencionou que o principal mecanismo de remoção de fosfatos é a sua precipitação em lagoas de estabilização com elevados valores de pH. Segundo os autores, a precipitação inicia-se com pH de 8,2 e para cada aumento de 1 unidade de pH acima deste valor, a concentração de fósforo decresce de um valor de 10 mg/L.

Em lagoas especialmente rasas e com baixas taxas de aplicação hidráulica, a remoção de fósforo situa-se entre 60 e 80% (CAVALCANTI et al., 2001), ao passo que em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção é usualmente inferior a 35% (VON SPERLING, 1996).

3.5.2.11 Remoção de organismos patogênicos

A lagoa de estabilização é um dos principais tratamentos na remoção de organismo patogênicos. O lixiviado de aterro sanitário pode conter uma ampla gama de organismos patogênicos, em concentração e diversidade relacionadas às enfermidades entéricas prevalentes nas comunidades, distinguindo-se bactérias, vírus, cistos de protozoários e ovos de helmintos.

Nas lagoas de estabilização predominam condições adversas para os organismos patogênicos, tais como: temperatura, radiação solar (efeito bactericida da radiação ultravioleta), elevados valores de pH (principalmente acima de 9,0), altas concentrações de oxigênio dissolvido (fotooxidação), efeito de toxinas produzidas por algas e outros, como sedimentação, predação por microinvertebrados, competição e inanição (MENDONÇA, 2000; VON SPERLING, 1996; JAMES, 1987; FEACHEM et al., 1983).

A remoção de patógenos no sistema de tratamento na presente pesquisa não será avaliada.

3.6 Degradação biológica

Os sistemas de tratamento biológico incorporam uma variedade de espécies microbianas que atuam conjuntamente formando uma verdadeira cadeia alimentar com interações nutricionais facultativas e obrigatórias, que sob determinadas condições resulta na estabilização da matéria orgânica poluente.

O projeto efetivo e eficiente de um sistema de tratamento biológico demanda a concepção dos princípios básicos do processo de degradação. Os principais princípios a serem avaliados são: a relação entre crescimento microbiano e utilização de substrato, o metabolismo dos microrganismos, os requerimentos nutricionais dos microrganismos e os fatores ambientais e operacionais que afetam o crescimento microbiano (BENEFIELD e RANDALL, 1985).

Na degradação biológica, o material orgânico é convertido pela ação bioquímica de microrganismos, principalmente bactérias heterotróficas. Esta conversão, denominada metabolismo bacteriano, pode ocorrer em ambientes aeróbios ou anaeróbios através de reações de oxidação e fermentação.

Na oxidação aeróbia, as bactérias utilizam o oxigênio molecular como acceptor final de elétrons, enquanto que, na oxidação anaeróbia, componentes como dióxido de carbono (CO_2) e sulfatos (SO_4^{2-}) são utilizados como aceptores finais de elétrons. Há ainda as bactérias facultativas que se desenvolvem tanto na presença, quanto na ausência de oxigênio livre, usando nitrato (NO_3^-) como acceptor de elétrons (TCHOBANOGLOUS, 1991). Há ainda processos alternativos denominados fermentação, que se caracterizam pela transformação do material orgânico através da oxi-redução.

Na Figura 3.10 está representado um esquema de utilização do material orgânico como fonte de carbono (substrato) pelos microrganismos. Durante a degradação biológica da matéria

orgânica, apenas uma fração (f_e) do substrato é oxidada para produzir energia (catabolismo ou desassimilação), sendo a fração remanescente das moléculas do substrato (f_s) empregada na síntese celular (anabolismo ou assimilação).

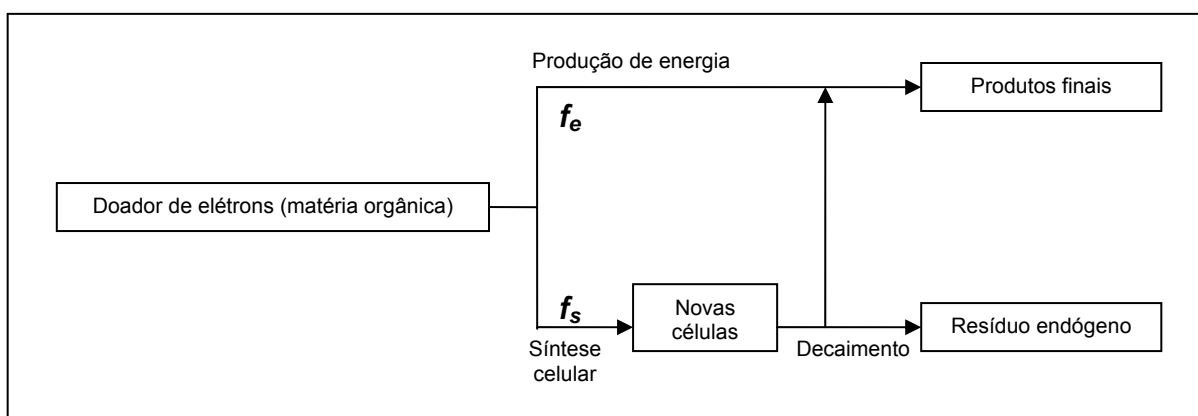
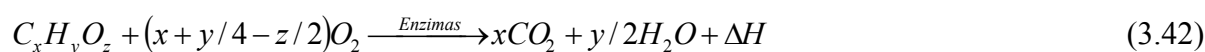


Figura 3.10 - Esquema de utilização do substrato para a geração de energia e síntese celular na degradação biológica.
Fonte: Rittman e McCarty (2001)

O coeficiente f_e corresponde a fração de substrato empregada no catabolismo, podendo variar de 1,0 a 0,7 para a degradação aeróbia, e f_s é fração remanescente das moléculas do substrato empregada no anabolismo, podendo variar de 0 a 0,3 para a degradação aeróbia. A soma de f_e e f_s equivale a 1 (RITTMAN e McCARTY, 2001).

3.6.1 Degradação aeróbia

A degradação aeróbia é o processo de mineralização de compostos orgânicos através do oxidante (O_2) para produtos inorgânicos, em sua maioria dióxido de carbono e água. A Equação 3.42 ilustra o processo geral da degradação aeróbia de compostos orgânicos.



onde:

ΔH = variação de entalpia;
 $C_xH_yO_z$ = composto orgânico qualquer.

Fonte: Bernardes e Soares (2005)

A respiração dos microrganismos se faz por meio de uma série de etapas das quais participam várias enzimas específicas e substâncias intermediárias. Na Figura 3.11 são apresentadas as etapas do processo de respiração aeróbia.

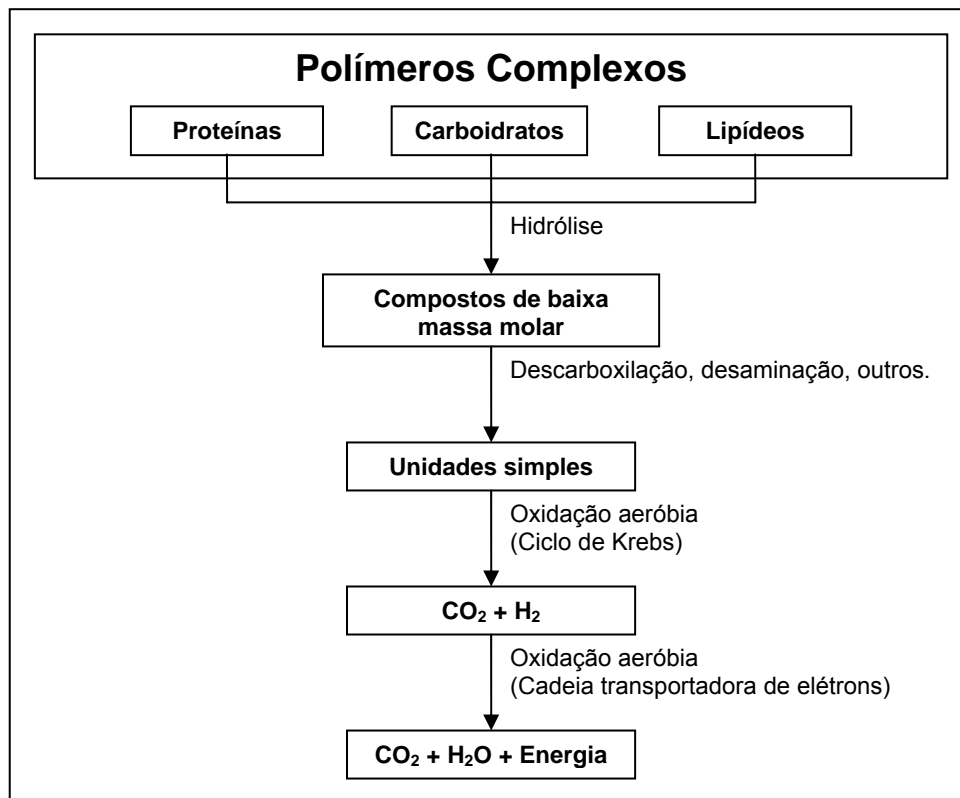
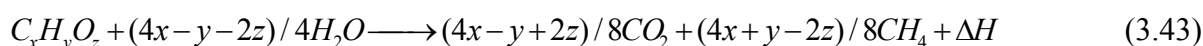


Figura 3.11 - Etapas da respiração aeróbia.

Na primeira etapa, denominada hidrólise, os compostos orgânicos complexos são convertidos em substâncias mais simples, como ácidos graxos e aminoácidos. Esta etapa não requer oxigênio, podendo ocorrer tanto na presença ou ausência deste composto. Na segunda etapa, os produtos da hidrólise são degradados em unidades simples, geralmente compostos de 2 carbonos, capazes de entrar na mitocôndria e sofrerem uma seqüência de reações no chamado ciclo de Krebs. Exemplos de reações que ilustram esta etapa são a descarboxilação para ácidos graxos, desaminação para aminoácidos, dentre outros exemplos. Na terceira etapa, durante o ciclo de Krebs, ocorrem duas descarboxilação, liberando dióxido de carbono e hidrogênio, consumindo três moléculas de água para, ao final, ser regenerado o ácido oxalacético. Em uma seqüência de transformações tem-se: ácido cítrico, ácido isocítrico, ácido- α -cetoglutárico, ácido succínico, ácido fumárico, ácido málico e ácido oxalacético. Os hidrogênios liberados durante o ciclo de Krebs combinam-se com o NAD produzindo NADH, substâncias aceptoras de elétrons que são transferidas para a cadeia respiratória. Na última etapa, os elétrons transportados por meio de várias substâncias (NAD, FAD e citocromos) vão gradativamente liberando energia que será utilizada na síntese de ATP. O último elemento da cadeia transportadora é o oxigênio e obtêm-se, como produtos finais, gás carbônico e água (BERNARDES e SOARES, 2005).

3.6.2 Degradação anaeróbia

A degradação anaeróbia é o processo bioquímico complexo de conversão da matéria orgânica, na ausência de oxigênio molecular, em uma forma mais oxidada (CO₂) e outra forma mais reduzida (CH₄), sendo composta de várias reações sequenciais e em paralelo, cada uma com sua população bacteriana específica. A Equação 3.43 sugere o processo geral da degradação anaeróbia de compostos orgânicos.



onde:

$$\begin{aligned} \Delta H &= \text{variação de entalpia;} \\ C_xH_yO_z &= \text{composto orgânico qualquer.} \end{aligned}$$

Fonte: van Haandel e Lettinga (1994)

Na degradação anaeróbia, os microrganismos fermentativos não dispõem de um aceptor final de elétrons (como oxigênio nos processos aeróbios), o substrato orgânico é ao mesmo tempo utilizado como aceptor e doador de elétrons, ou seja, uma parte do composto orgânico poluente é oxidada enquanto outra parte é reduzida. A fermentação de 1 mol de glicose por esse processo produz 2 moles de ácido pirúvico, e como o ácido pirúvico é um composto mais oxidado que a glicose, a sua formação envolve a geração de 2 moles de NADH, que é a forma reduzida do transportador de elétrons (NAD) mais comum na degradação de carboidratos. Como há quantidade limitada de NAD dentro das células, o microrganismo precisa re-oxidar e reciclar o transportador de elétrons se livrando dos 2 elétrons presentes na molécula de NADH. Os microrganismos anaeróbios fermentativos transferem os elétrons do NADH para a molécula de piruvato, levando à formação de vários compostos reduzidos (principalmente propionato, butirato, hidrogênio, etanol, propanol, formiato) a depender do tipo de microrganismo e das condições ambientais envolvidas (RITTMANN e MCCARTY, 2001). A Figura 3.12 mostra uma representação esquemática das várias etapas da digestão anaeróbia incluindo os microrganismos envolvidos.

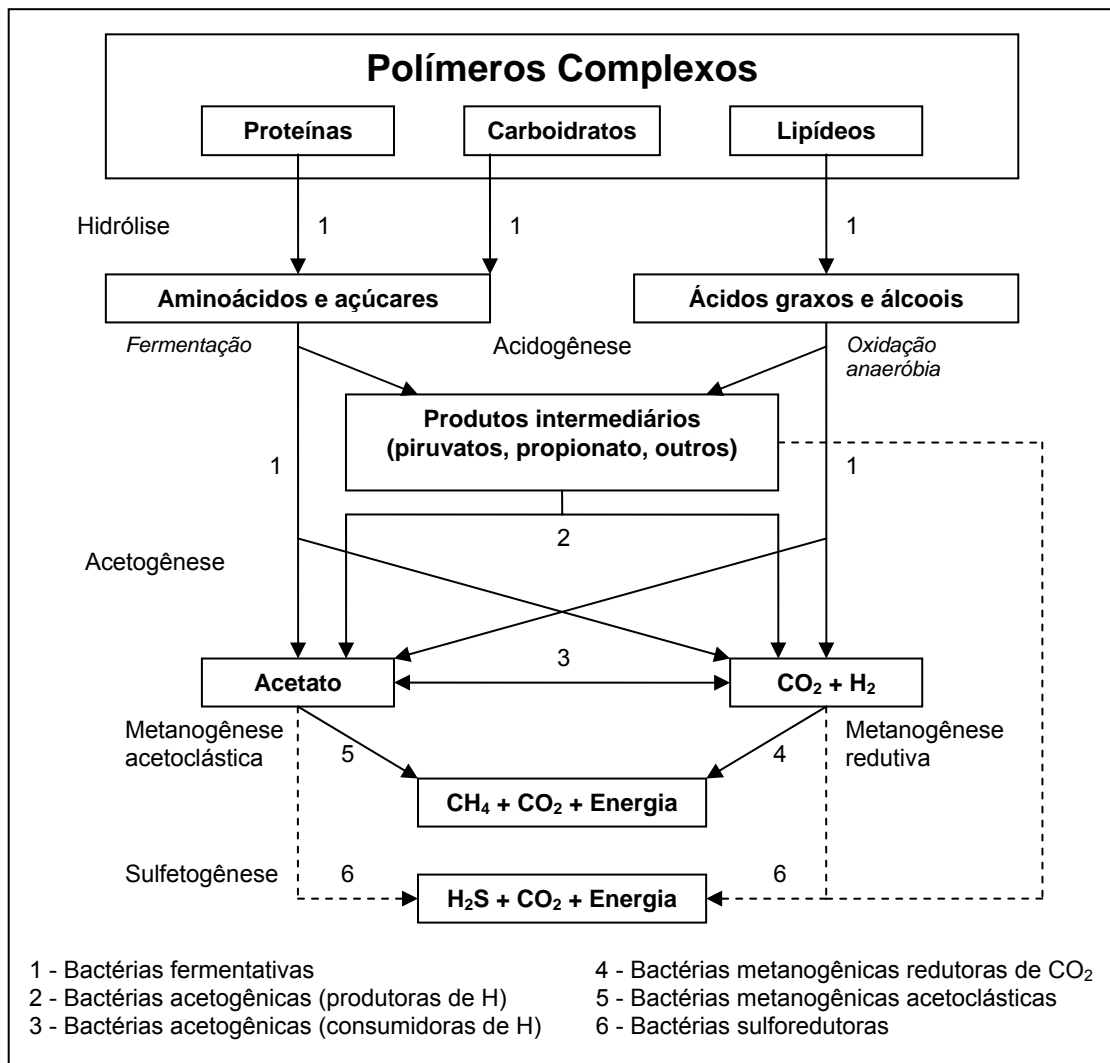


Figura 3.12 - Esquema da digestão anaeróbica com redução de sulfatos.
 Fonte: Adaptado de Pavlostathis et al. (1991) e Chernicharo (1997)

A primeira etapa do processo é a hidrólise, onde compostos orgânicos complexos são convertidos em compostos dissolvidos de baixa massa molar. O processo requer interferência das chamadas exo-enzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas. As proteínas são degradadas por meio de (poli)peptídios para formar aminoácidos. Os carboidratos se transformam em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia de carbono (C15 a C17) e glicerina.

Na acidogênese acontece a absorção dos compostos dissolvidos gerados no processo de hidrólise, pelas bactérias fermentativas que, após a acidogênese, excretam substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis de cadeia curta, álcoois, ácido lático e compostos minerais como dióxido de carbono, hidrogênio, amônia, gás sulfídrico, entre outras. A realização da fermentação acidogênica é feita por um grupo variado de bactérias,

sendo a maioria anaeróbia estritas. Entretanto, algumas espécies são facultativas e podem metabolizar material orgânico por via oxidativa.

A acetogênese é baseada nos processos de conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, sendo este último gerado também na fase metanogênica.

Na metanogênese o metano é produzido por arqueias metanogênicas em ecossistemas microbianos anaeróbios que utilizam o acetato ou hidrogênio/dióxido de carbono como substrato, que são fornecidos a partir da fermentação de microrganismos que estão em ambientes de decomposição da matéria orgânica. A transformação do hidrogênio e dióxido de carbono em metano é realizada através desses microrganismos redutores de dióxido de carbono, já que são os responsáveis pela descarboxilação do acetato, transformando-o em metano.

Além destas quatro etapas, se o meio onde ocorre a digestão conter compostos de enxofre, o processo pode apresentar uma quinta etapa denominada sulfetogênese. Nesta etapa ocorre a redução de compostos sulfurados, utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos, a sulfetos.

3.6.3 Mecanismos de competição na degradação biológica

3.6.3.1 Competição entre a degradação da matéria orgânica e nitrificação

Na degradação aeróbia, a remoção de matéria orgânica não é o único processo de consumo de oxigênio, podendo este ser consumido em outros processos que envolvem bactérias, tais como a oxidação de compostos inorgânicos por nitrificação. A predominância de um destes processos (remoção de matéria orgânica ou remoção de amônia) é função da razão carbono /nitrogênio (C/N). Uma relação C/N menor que 16/1 favorece a nitrificação enquanto valores maiores favorecem a remoção de matéria orgânica (CHERNICHARO, 1997).

3.6.3.2 Competição entre arqueias metanogênicas e bactéria redutoras de sulfato

Segundo Henry et al. (2000), lixiviados de aterro sanitário com baixa carga orgânica pode ser tratado anaerobiamente via metanogênese ou redução de sulfato. No entanto, a tratabilidade via redução de sulfato não é possível para lixiviados com alta carga orgânica. Em seus estudos, para lixiviado com alta carga orgânica (DQO de 15.000 mg/L em média) não ocorreu predominância de bactérias redutoras de sulfato (BRS) para nenhuma razão DQO/SO₄²⁻, enquanto que para lixiviados de baixa carga orgânica (DQO equivalente a 1.500-3.300 mg/L)

Na fase endógena a disponibilidade de substrato no meio é reduzida, prevalecendo as características da respiração endógena, em que as bactérias são forçadas a utilizar o próprio protoplasma celular como fonte de substrato. Durante esta fase a mortandade de células permite que os nutrientes se difundam no meio, servindo de alimento para outras células. Este fenômeno é conhecido como lise celular.

A cinética de crescimento de culturas microbianas tem sido estudada utilizando-se a expressão de Monod (1942), que relaciona a taxa de crescimento bruta da biomassa e concentração do substrato limitante, conforme Equação 3.44.

$$\mu_b = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \quad (3.44)$$

onde:

- μ_b = taxa específica de crescimento ($\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$);
- μ_m = taxa específica máxima de crescimento ($\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$);
- S = concentração do substrato limitante (g/m^3);
- K_s = constante de saturação (concentração de S para a qual $\mu = \mu_m/2$) (g/m^3).

A curva de crescimento microbiano e a redução de substrato são demonstradas na Figura 3.14. Constata-se que a remoção e oxidação biológica da matéria orgânica, seguem duas fases distintas. O ponto de intersecção das duas curvas representa o valor da constante de saturação (K_s), indicando a limitação do substrato e caracteriza a mudança da fase logarítmica para a fase endógena (ROZICH e GAUDY, 1992).

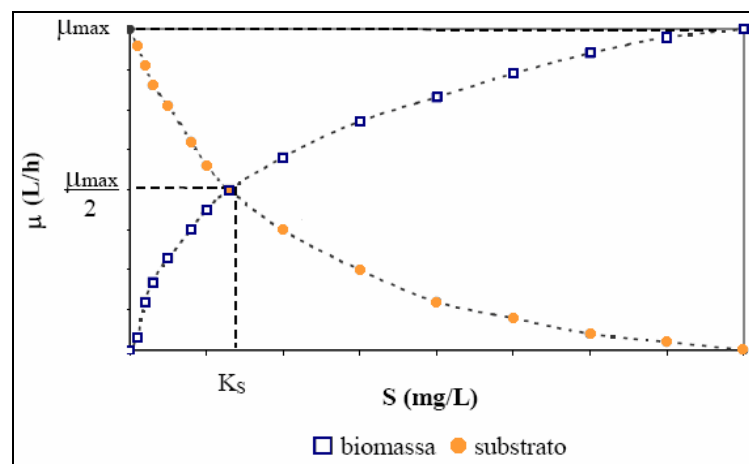


Figura 3.14 - Variação da taxa de crescimento biológico em função da disponibilidade.
Fonte: Rozich e Gaudy (1992)

No entanto, devido ao tempo de permanência no sistema dos microrganismos, deve-se considerar também o metabolismo endógeno. A taxa de decaimento e de crescimento líquido da biomassa seguem as Equações 3.45 e 3.46 respectivamente.

$$r_d = -K_d X \quad (3.45)$$

onde:

r_d = taxa de decaimento endógeno ($\text{g/m}^3 \cdot \text{d}$);
 K_d = constante de respiração endógena (d^{-1});
 X = concentração do microrganismos (g/m^3).

$$\mu_l = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \times X - K_d \times X \quad (3.46)$$

onde:

μ_l = taxa específica de crescimento líquido ($\text{g/m}^3 \cdot \text{d}$);
 μ_m = taxa específica máxima de crescimento ($\text{g/m}^3 \cdot \text{d}$);
 S = concentração do substrato limitante (g/m^3);
 K_s = constante de saturação (concentração de S para a qual $\mu = \mu_m/2$) (g/m^3);
 X = concentração do microrganismos (g/m^3);
 K_d = constante de respiração endógena (d^{-1}).

3.6.4.2 Condições de controle operacional na degradação biológica

a) *Temperatura*

A temperatura interfere diretamente na degradação biológica sob diversas formas. A velocidade das reações químicas e bioquímicas está diretamente ligada à temperatura as que estão submetidas. Aspectos como a taxa metabólica dos microrganismos, o equilíbrio de ionização de compostos inorgânicos, a solubilidade de substrato e biodisponibilidade de metais traços estão sob influência deste fator, além da taxa de transferência dos gases e características de sedimentação dos sólidos (SPEECE, 1996; TCHOBANOGLIOUS, 1991). A Figura 3.15 retrata o efeito da temperatura na atividade da biomassa responsável pela degradação aeróbia e anaeróbia.

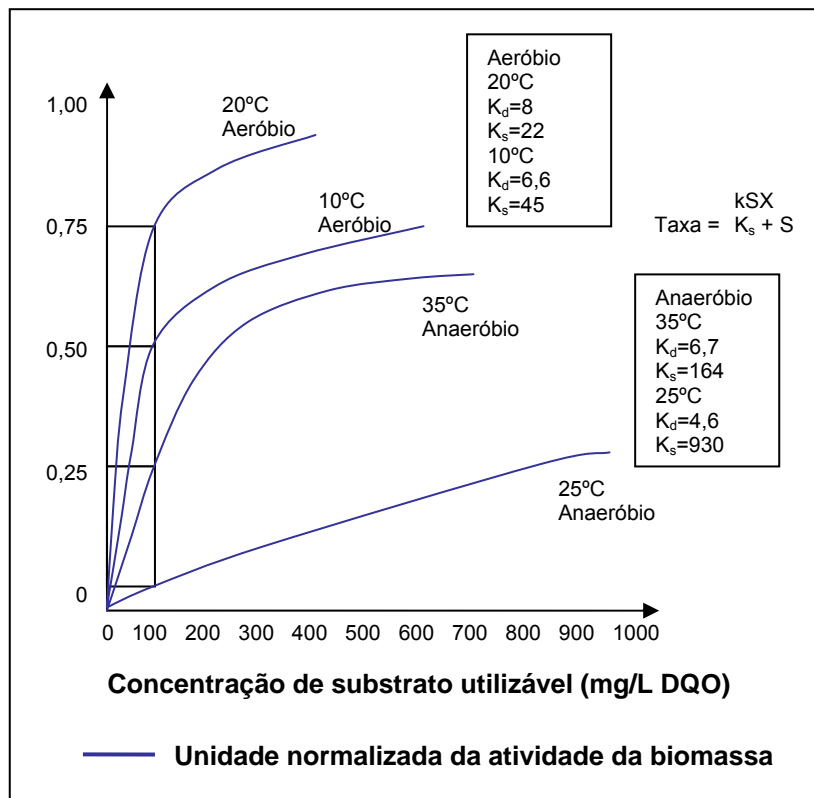


Figura 3.15 - Efeito da variação da temperatura nas atividades dos microrganismos aeróbios e anaeróbios.
Fonte: Speece (1996)

Observa-se que os microrganismos anaeróbios são mais sensíveis ao decréscimo de temperatura do que os microrganismos aeróbios. Para a faixa de temperatura entre 10 e 30°C, Henze e Harremoos (1982) admitem que a constante de respiração endógena (K_d) varia com a temperatura de acordo com a equação (3.47).

$$\frac{K_{dT1}}{K_{dT2}} = \exp^{\theta(T1-T2)} \quad (3.47)$$

onde:

- K_{dT1} = constante de respiração endógena à temperatura T_1 (d^{-1});
- K_{dT2} = constante de respiração endógena à temperatura T_2 (d^{-1});
- θ = coeficiente de temperatura.

Para o processo anaeróbio, o abaixamento da temperatura de operação pode afetar o desempenho do reator promovendo o desbalanceamento entre a produção e consumo de produtos intermediários, diminuindo o valor de K_d das populações metanogênicas e diminuindo a taxa de hidrólise de proteínas, lipídeos e particulados. A metanogênese pode ocorrer em temperaturas entre 4 a 100°C, considerando uma grande variedade de espécies metanogênicas. Geralmente reatores anaeróbios são operados a temperaturas mesofílicas (30 a

37°C), mas baixa temperatura associada a um maior tempo de contato também pode ser empregada objetivando redução de custo. Neste caso uma maior quantidade de biomassa é requerida (SPEECE, 1996).

Para o processo aeróbio, o aumento da temperatura pode comprometer o desempenho da degradação, haja vista que o aumento da temperatura reduz a solubilidade do oxigênio no meio líquido. Segundo Tchobanoglous (1991) temperaturas superiores a 50°C podem inibir a degradação aeróbia.

b) pH e alcalinidade

O pH do meio sujeito à degradação biológica está relacionado com as concentrações dos ácidos e álcalis presentes. A ação dos microrganismos pode alterar significativamente o pH através da produção de ácidos orgânicos e CO₂ durante a degradação de substratos complexos, e cátions que geram alcalinidade como íons amônia, provenientes da degradação das proteínas. O balanceamento dos produtos gerados pelos microrganismos contribui para a manutenção do pH na faixa considerada ótima (6,0 a 8,0 para degradação aeróbia e 6,6 a 7,4 para degradação anaeróbia), evitando problemas no processo de degradação biológica (KAYHANIAN et al., 1991).

c) Nutrientes

As necessidades nutricionais das populações microbianas são específicas e são usualmente estabelecidas empiricamente a partir da composição química das células microbianas (CHERNICHARO, 1997). O nitrogênio e o fósforo são os principais macronutrientes requeridos na degradação biológica, sendo o fósforo o elemento limitante mais comum (WARITH e SHARMA, 1998).

Na degradação aeróbia, a relação C/N inicial ótima do substrato é 30/1, podendo variar de 20 a 70/1 de acordo com a maior ou menor biodegradabilidade do substrato. Se a relação C/N for muito baixa, pode ocorrer a perda de nitrogênio pela volatilização da amônia e até mesmo a inibição da atividade biológica. Se a relação C/N for muito elevada, os microrganismos não encontrarão nitrogênio suficiente para a síntese de proteínas e terão seu desenvolvimento limitado (CASTILHOS JR., et al. 2006). A necessidade de fósforo geralmente varia de 1/4 a 1/7 da necessidade de nitrogênio.

Speece (1996) relataram que, em geral, as necessidades nutricionais dos organismos atuantes na degradação anaeróbia são satisfeitas quando o substrato possui relações C/N/P de 500/5/1.

Os microrganismos que atuam na degradação anaeróbia requerem também a presença de micronutrientes tais como: enxofre, cálcio, magnésio, zinco, cobre, cobalto, molibdênio e selênio (CASTILHOS JR. et al., 2006), enquanto que na degradação aeróbia, são requeridos: magnésio, potássio, cálcio, ferro, zinco, cobre e cobalto.

d) Toxicidade

Os efluentes freqüentemente contêm substâncias que podem provocar toxicidade crônica ou transiente aos processos de tratamento biológico. Diferentes agentes podem ser tóxicos e, conseqüentemente, atuar inibindo os processos de degradação biológica, dentre os quais se podem destacar os metais pesados, os sulfetos, a amônia, os cátions alcalinos e alcalino-terrosos como sódio, potássio, cálcio e magnésio, compostos orgânicos, como os ácidos acéticos, hidrogênio, oxigênio, dentre outros. O grau de redução da biodegradabilidade é uma função do tipo e da concentração do agente tóxico, bem como do tempo de exposição da fase líquido ao agente tóxico.

e) Tempo de retenção hidráulica e tempo de retenção celular

Na avaliação do tempo de metabolismo adequado duas medidas de tempo estão envolvidas. O tempo de detenção hidráulica (TDH) que representa o tempo de oportunidade proporcionada aos microrganismos para realizar seu trabalho, e o tempo de retenção de sólido (TRS) que determina quais microrganismos podem reproduzir e predominar dentro do sistema. Estes dois tipos de intervalo de tempo afetam o sistema sob diferentes formas. O tratamento microbiológico necessita de um TDH adequado para ocorrência do metabolismo e este tempo está relacionado à natureza do substrato, ou seja, ao grau de dificuldade encontrada pela biomassa para metabolizá-lo (SPEECE, 1996).

f) Requisitos de oxigênio

Enquanto a degradação anaeróbia requer ausência de oxigênio, o bom desempenho da degradação aeróbia é reflexo da disponibilidade de oxigênio. O consumo de oxigênio dissolvido requerido pelos microrganismos é diretamente medido pela energia usada no metabolismo do substrato e pela respiração endógena. A quantidade total de oxigênio utilizado é um indicativo da quantidade de substrato metabolizado. O teor mínimo de oxigênio necessário para a degradação aeróbia é 1,0 mg/L (McKINNEY, 2004; VON SPERLING, 1995).

3.7 Legislação pertinente aos lixiviados

A Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA dispõe sobre: “a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”. Esta Resolução influi em âmbito nacional e fixa normas gerais sobre os assuntos nela tratados, deixando a cargo dos órgãos ambientais estaduais e municipais suplementá-la de acordo com suas necessidades e peculiaridades. Contudo, as normas estaduais e municipais ficam proibidas de fixarem parâmetros menos restritivos aos estabelecidos na Resolução e, até mesmo, ir contra seus dispositivos.

O estado de Minas Gerais é um dos pioneiros na elaboração de normas que regulamentam o lançamento de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários. As duas normas que legislam sobre este aspecto são: a Deliberação Normativa nº. 10, de 16 de dezembro de 1986 (DN 10/1986) e a Deliberação Normativa nº. 46, de 09 de agosto de 2001 (DN 46/2001), do Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM.

A DN 10/1986 estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. Devido à grande extensão da DN, serão transcritos apenas os aspectos diretamente ligados a este trabalho.

“(…) Art. 15 - Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, desde que obedeçam às seguintes condições:

- a. pH entre 6,5 e 8,5 (+/- 0,5);
- b. temperatura: inferior a 40°C, sendo que a elevação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C;
- c. materiais sedimentáveis: até 1 ml/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- d. regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor;
- e. óleos e graxas:
 - óleos minerais até 20 mg/L;
 - óleos vegetais e gorduras animais até 50 mg/L.

f. ausência de materiais flutuantes;

g. DBO₅ dias a 20°C: no máximo 60 mg/L (este limite só poderá ser ultrapassado no caso do sistema de tratamento de águas residuárias reduzir a carga poluidora de efluente, em termos de DBO₅ dias a 20°C do despejo em, no mínimo, 85%);

h. DQO: no máximo 90 mg/L (este limite só poderá ser ultrapassado no caso do sistema de tratamento de águas residuárias reduzir a carga poluidora de efluente, em termos de DQO do despejo em, no mínimo, 90%);

i. sólidos em suspensão:

- uma concentração máxima diária de 100 mg/L;
- uma concentração média aritmética mensal de 60 mg/L (...)

A Tabela 3.14 apresenta valores de padrões de lançamento de substâncias potencialmente prejudiciais presentes nos lixiviados, de acordo com a classe do corpo d'água receptor.

Tabela 3.14 - Padrões de lançamento de substâncias inorgânicas segundo a DN 10/1986.

Parâmetros	Valor (mg.L ⁻¹) ^(a)	
	Especial	I, II, III e IV
Amônia		5,0
Arsênio total		0,2
Bário		5,0
Boro		5,0
Cádmio		0,1
Cianetos		0,2
Chumbo		0,1
Cobre		0,5
Cromo Hexavalente		0,5
Cromo Trivalente		1,0
Estanho		4,0
Índice de fenois	não tolerado	0,2
Ferro solúvel		10,0
Fluoretos		10,0
Manganês solúvel		1,0
Mercúrio		0,01
Metais tóxicos totais		3,0
Níquel		1,0
Prata		0,1
Selênio		0,02
Sulfetos		0,5
Sulfitos		1,0
Zinco		5,0

Já a DN 46/2001 estabelece alteração no limite de eficiência de remoção em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) para os sistemas de tratamento de esgotos domésticos e de percolado de aterros sanitários municipais e dá outras providências. O artigo está abaixo transcrito:

“(…) Art. 15 a - Quanto aos lançamentos realizados, direta ou indiretamente, nos corpos de água pelos sistemas de tratamento de esgotos domésticos e de percolado de aterros sanitários municipais, os parâmetros DBO₅ dias a 20°C e DQO terão como limites máximos os valores de 60 mg/L e 90 mg/L, respectivamente.

§ 1º - Os limites a que se refere o caput deste artigo só poderão ser ultrapassados quando o estudo de autodepuração comprovar o disposto no Art. 17 desta Deliberação Normativa e o sistema de tratamento reduzir a carga poluidora dos efluentes, em termos de DBO₅ dias a 20°C e de DQO em, no mínimo, 60% (sessenta por cento) (…)

No Brasil, devido à falta de monitoramento sistemático em aterros sanitários, pouco se encontra sobre avaliações de desempenho de sistemas de tratamento de lixiviados na remoção de poluentes. A dificuldade de atender a legislação que regulamenta o tratamento e a disposição de lixiviados se deve a própria falta de estudos sobre o tema. Assim, maiores investimentos em pesquisas e uma maior atuação da fiscalização dos órgãos ambientais, ajudariam a diminuir os impactos da poluição causados por esta fonte.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Esta pesquisa foi possível em consequência da parceria estabelecida entre o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais e a Superintendência de Limpeza Urbana da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte (SLU-PMBH), sendo realizada na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040 (CTRS-BR-040) e faz parte, numa proposta mais ampla, do 5º Edital do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico - PROSAB. O protocolo operacional da pesquisa está representado na Figura 4.1.

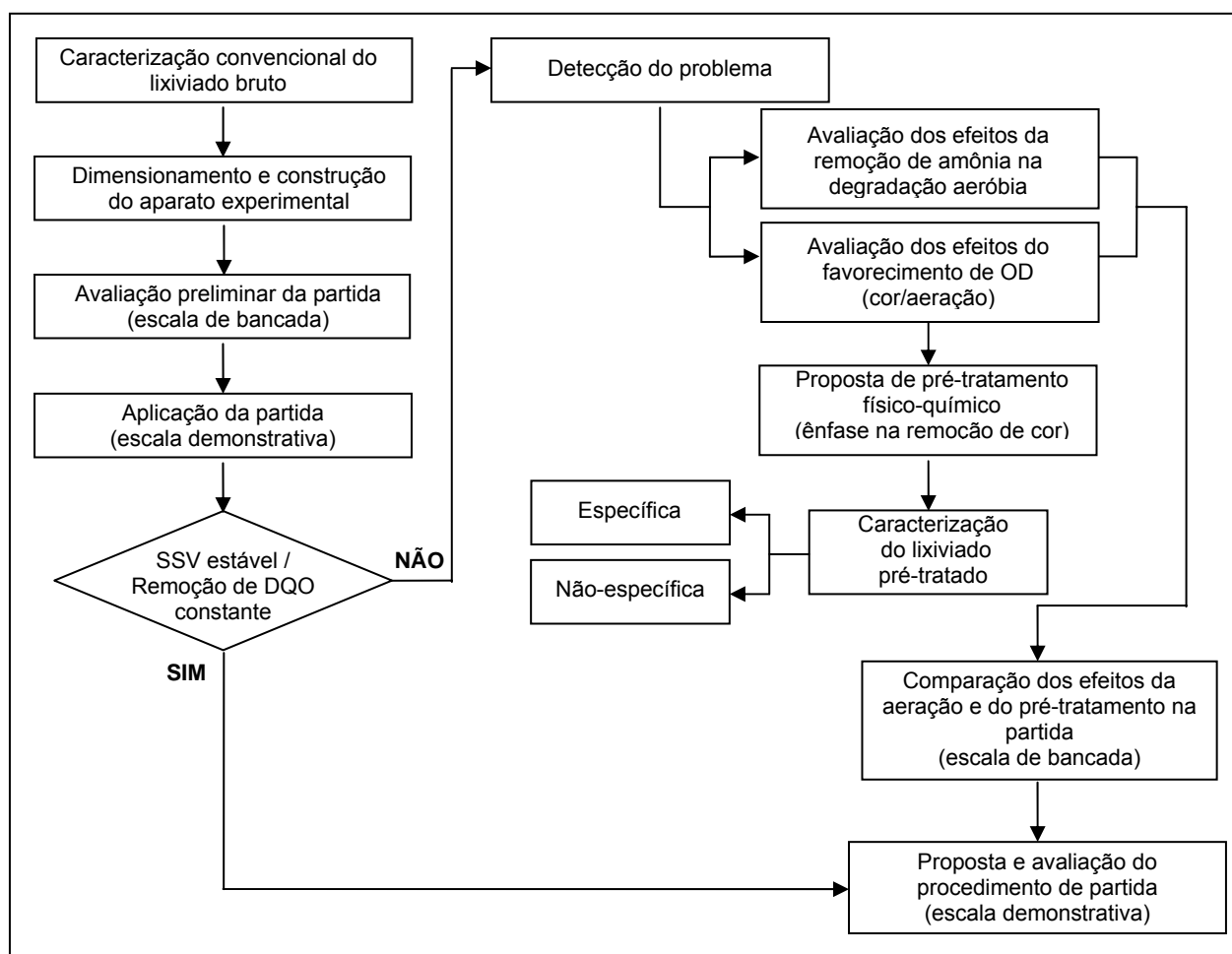


Figura 4.1 - Protocolo operacional da pesquisa.

4.1 Local de realização da pesquisa e amostragem

A CTRS-BR-040 ocupa uma área de 145 hectares e está situada no km 531 da BR-040, na região Noroeste da cidade de Belo Horizonte - MG - Brasil. O aterro sanitário da CTRS-BR-040 está em operação desde 1975 e possui células de aterramento com diferentes idades e características. Atualmente recebe em média cerca de 4.200 t/dia de resíduos, gera 450 m³/dia de lixiviado e se encontra em fase de finalização. O lixiviado gerado é transportado para a

Estação de Tratamento de Esgoto do Ribeirão Arrudas da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (ETE Arrudas/COPASA), onde é tratado juntamente com o esgoto doméstico.

O lixiviado foi coletado no reservatório da Estação Vermelha de Tratamento de Efluentes (EVTE) da CTRS-BR-040 (Figura 4.2), que recebe lixiviados das células AC01, AC03 e AC05, que estão em operação a 21, 11 e 7 anos respectivamente.



Figura 4.2 - Reservatório de lixiviado.

4.2 Caracterização físico-química do lixiviado

Devido à grande variabilidade de composição do lixiviado, este foi caracterizado previamente. Para a caracterização do lixiviado foram selecionados os seguintes parâmetros físico-químicos: DQO, DBO, pH, nitrogênio total e amoniacal, alcalinidade, cloretos, fósforo, série sólidos e metais pesados. As análises foram realizadas em conformidade com as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

4.3 Aparato experimental

O aparato experimental contém um conjunto de reservatórios (principal, regulador de vazão e de descarte), dois filtros anaeróbios preenchidos com brita gnaisse de granulometria nº. 4, quatro lagoas de estabilização com diferentes profundidades, caixas coletoras, aeradores e bomba de recalque. O sistema é alimentado por gravidade pelo reservatório principal, sendo que este recebe lixiviado conduzido por bombeamento através de mangueiras conectadas ao tanque de equalização da EVTE. A Figura 4.3 mostra uma representação esquemática do aparato experimental.

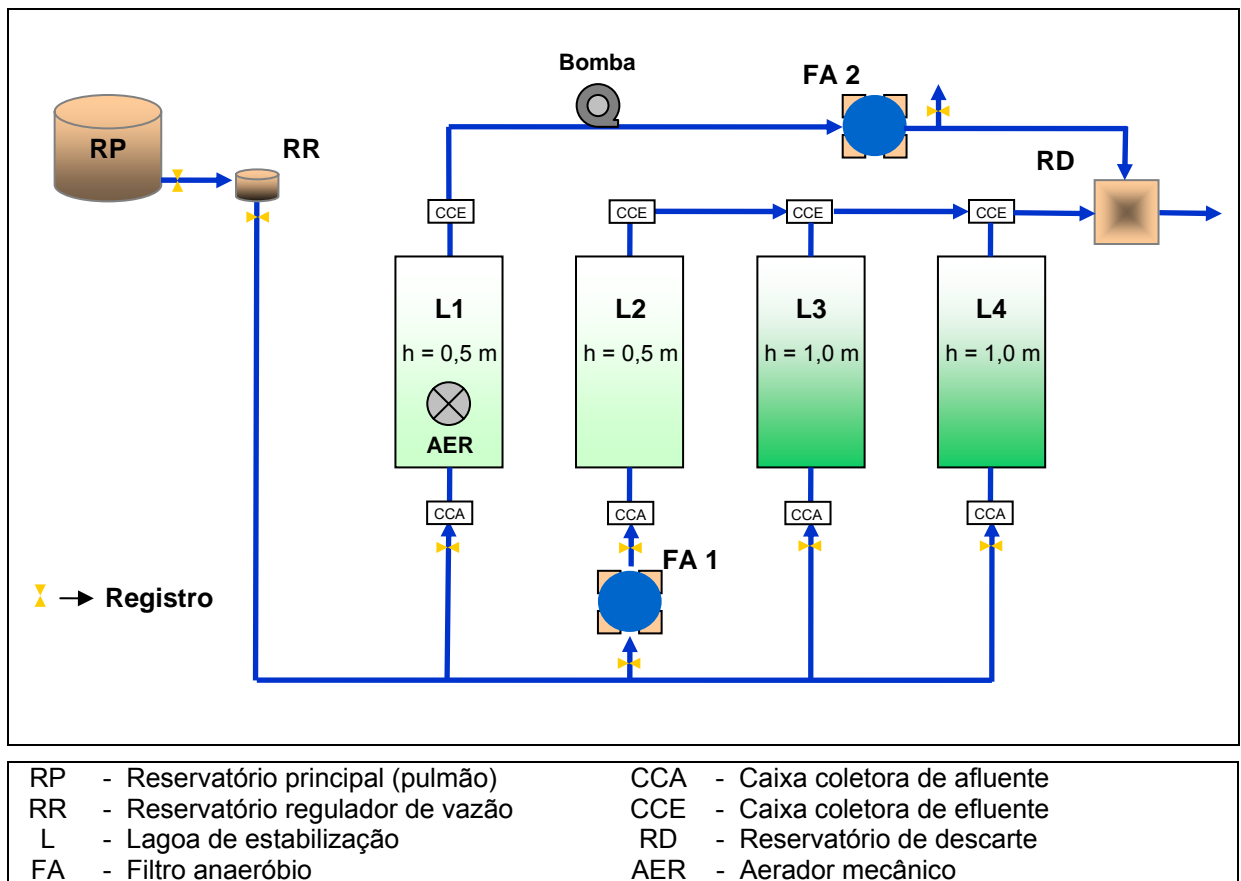


Figura 4.3 - Fluxograma do aparato experimental.

A Tabela 4.1 especifica as dimensões dos elementos e previsão dos parâmetros operacionais do aparato experimental.

Tabela 4.1 - Elementos de projeto do aparato experimental.

Elemento		Dimensões (m)	TDH	Volume (m ³)	Vazão (m ³ /d)
Filtro anaeróbio	FA1	Ø = 1,26 h _{total} = 0,93, h _{útil} = 0,80	21 horas	1,00	0,70
	FA2	Ø = 1,26 h _{total} = 0,93, h _{útil} = 0,80	21 horas	1,00	0,70
Lagoa de estabilização	L1	1,5 x 4,5 x 0,5	7 dias	2,65	0,41
	L2	1,5 x 4,5 x 0,5	14 dias	2,65	0,19
	L3	1,5 x 4,5 x 1,0	7 dias	4,45	0,65
	L4	1,5 x 4,5 x 1,0	14 dias	4,45	0,32

Na avaliação da partida das lagoas de estabilização, todas as lagoas receberam lixiviado diretamente do reservatório principal. As Lagoas 3 e 4 foram construídas com o dobro da profundidade estabelecida no dimensionamento das lagoas, com o objetivo de permitir a comparação de diferentes parâmetros de projeto entre as lagoas. A avaliação da variação dos parâmetros de projeto das lagoas de estabilização e do desempenho dos filtros anaeróbios será realizada posteriormente em outro contexto, e não fazem parte desta pesquisa.

4.3.1 Determinação do coeficiente de remoção de matéria orgânica (K)

A determinação do coeficiente K foi em escala de bancada onde foram montados reatores aeróbios (aerados) simulando condições biológicas com diferentes concentrações de inóculo. Os reatores foram alimentados com 1 litro de lixiviado conforme ilustrado na Figura 4.4, o inóculo utilizado foi retirado da linha de recirculação de reatores de lodos ativados da ETE Arrudas/COPASA, as concentrações de inóculo testadas foram de 2040, 1075, 537 e 200 mg/L (SSV) e o sistema de aeração foi através de compressores elétricos. O decaimento da DQO solúvel foi monitorada com periodicidade de 1 hora nas primeiras 5 horas e, em seguida, de 2 em 2 dias.



Figura 4.4 - Reatores aeróbios utilizados no monitoramento da DQO.

A determinação do coeficiente K foi através do ajuste da curva de decaimento de DQO a um modelo cinético de primeira ordem de acordo com a Equação 4.1.

$$S = S_0 \cdot e^{-K \cdot t} \quad (4.1)$$

onde:

- S = concentração final do lixiviado (mg/L);
- S_0 = concentração inicial do lixiviado (mg/L);
- K = coeficiente de remoção de matéria orgânica (d^{-1});
- t = tempo de incubação (d).

4.3.2 Dimensionamento das lagoas

Na determinação das dimensões e vazão das lagoas, os seguintes critérios de projeto foram considerados no dimensionamento: tempo de detenção hidráulica, taxa de aplicação superficial, profundidade e relação geométrica (L/B).

O tempo de detenção hidráulica foi determinado como o tempo máximo observado antes do incremento de DQO observado nas curvas de decaimento realizadas na determinação do

coeficiente K . Este aumento pode ser atribuído principalmente à lise celular dos microrganismos envolvidos na degradação.

A taxa de aplicação superficial foi adotada de acordo com valores indicados para regiões com inverno e insolações moderados, como reportado por von Sperling (1996) para lagoas de estabilização. O valor foi expresso em termos de DQO.

Para o cálculo das dimensões das lagoas, a vazão foi estabelecida observando os limites operacionais do sistema. A área superficial foi determinada em função da carga afluyente e a taxa de aplicação superficial. A profundidade foi estabelecida favorável à penetração da luz solar visando o conseqüente aumento na taxa de oxigenação da massa líquida. O regime hidráulico definido foi o de fluxo disperso, sendo uma maior aproximação da situação real.

4.3.3 Implantação do aparato experimental

As lagoas de estabilização foram construídas próximas à área da EVTE, devido à facilidade de alimentação. A obra teve duração de quatro meses e compreendeu as seguintes etapas conforme ilustrado na Figura 4.5: preparação do terreno (terraplenagem), escavação das lagoas, compactação dos taludes, instalação das tubulações de carga e descarga, impermeabilização, acabamento, testes de estanqueidade e construção das bases e instalação do conjunto de reservatórios de lixiviado.



(a)



(b)

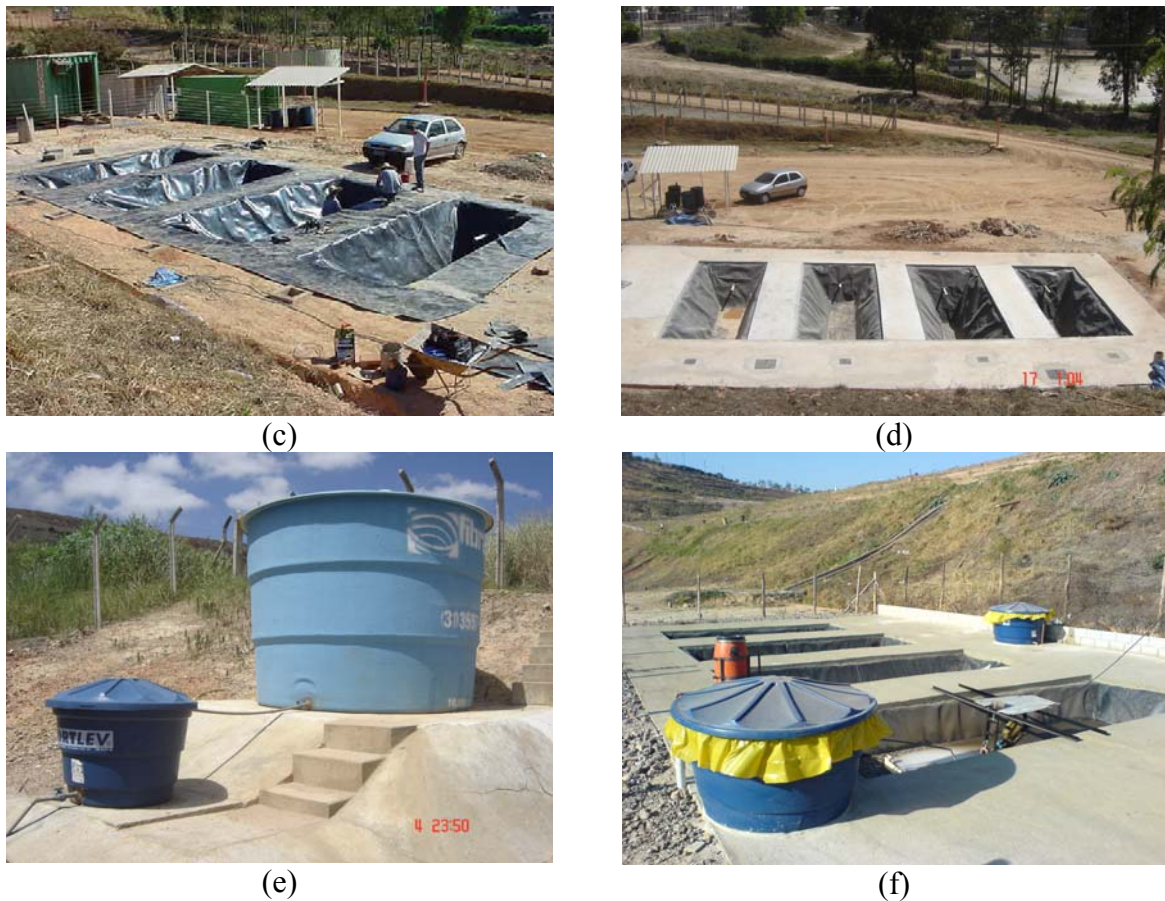


Figura 4.5 - Implantação do aparato experimental: (a) Escavação das lagoas; (b) Compactação e instalação das tubulações; (c) Impermeabilização; (d) Acabamento; (e) Instalação do conjunto de reservatórios de abastecimento; (f) Instalação dos filtros e aeradores.

O material empregado na impermeabilização das lagoas de estabilização foi geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD) de 1,0 mm de espessura.

4.4 Avaliação preliminar da partida em escala de bancada

Para a determinação do procedimento de partida nas lagoas de estabilização em escala demonstrativa, foi realizada uma avaliação preliminar da partida objetivando a seleção das técnicas a serem aplicadas. Esta avaliação consistiu da montagem e do monitoramento durante as idades iniciais de reservatórios com diferentes configurações.

Os ensaios foram divididos em duas etapas. Na Etapa I foram avaliados os efeitos da inoculação, visando à aceleração da formação de uma comunidade microbiana balanceada, e da adição de nutrientes e substrato de fácil degradação, objetivando suprir as deficiências nutritivas do efluente em estudo. Na Etapa II foram avaliados os efeitos da diluição, com a finalidade de favorecer a oxigenação da massa líquida, e de cargas periódicas de matéria

orgânica, de forma a favorecer o crescimento da comunidade microbiana devido à adição de substrato.

A escolha dos reservatórios para a avaliação preliminar da partida em escala de bancada simularam as mesmas proporções geométricas das lagoas em escala demonstrativas ($L/B = 3$). Para as duas etapas, as dimensões e o volume útil de líquido dos reservatórios foram de 330 x 110 mm e 1,5 L respectivamente. A borda livre foi de 60% da altura total. A Figura 4.6 mostra a semelhança das relações geométricas dos reservatórios em comparação com a lagoa de estabilização em escala demonstrativa.

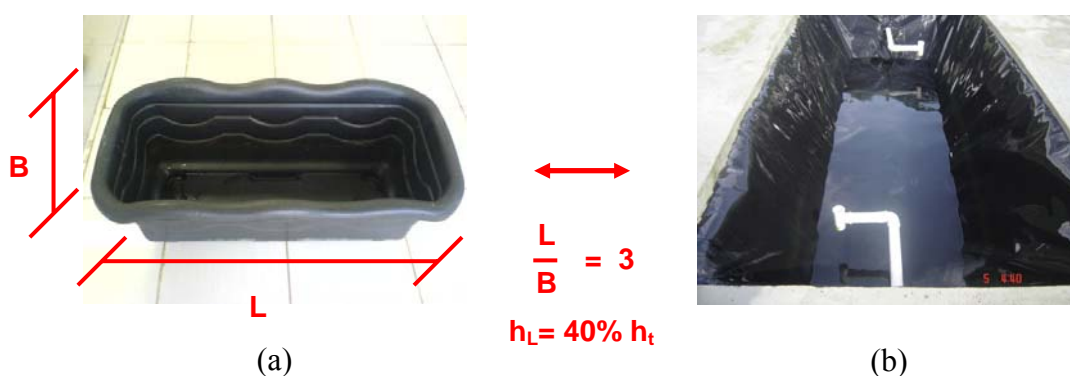


Figura 4.6 - Comparação das relações geométricas: (a) Reservatório utilizado na avaliação preliminar da partida; (b) Lagoa em escala demonstrativa.

As configurações montadas de reservatórios da Etapa I e Etapa II estão relacionadas na Tabela 4.2 e 4.3 respectivamente. Para as duas etapas foram montadas réplicas de forma que em cada semana, um conjunto de configurações era desmontado e caracterizado quanto a DQO solúvel, pH, série sólidos e atividade biológica do lodo.

Tabela 4.2 - Configurações dos reservatórios na Etapa I da avaliação preliminar da partida.

Reservatório	Configuração
1	Lixiviado
2	Lixiviado + Lodo
3	Lixiviado + Lodo + Nutriente
4	Lixiviado + Lodo + Glicose

Tabela 4.3 - Configurações dos reservatórios na Etapa II da avaliação preliminar da partida.

Reservatório	Configuração	Diluição	Periodicidade de carga
1	Lixiviado	10 x	2 dias
2	Lixiviado	10 x	7 dias
3	Lixiviado + Lodo	10 x	2 dias
4	Lixiviado + Lodo	10 x	7 dias
5	Lixiviado + Lodo	5 x	2 dias
6	Lixiviado + Lodo	5 x	7 dias

O lodo utilizado como inóculo foi proveniente dos reatores de lodo ativado da ETE Arrudas/COPASA e foi utilizado na concentração de SSV de 200 mg/L. Os nutrientes acrescidos no reservatório 3 da Etapa I foram os mesmo empregados nos ensaios de DBO (CaCl₂, FeCl₃.5H₂O, MnSO₄ e tampão fosfato). A glicose adicionada no reservatório 4 da Etapa I teve concentração de 3 g/L.

Para a avaliação da atividade biológica do lodo, após o desmonte dos reservatórios, alíquotas de lodo foram separadas em funil de separação, coletadas e submetidas a diferentes métodos de análise.

Na Etapa I, a avaliação da atividade biológica do lodo foi através do monitoramento da degradação pelo lodo de solução de glicose com concentração conhecida (2,47 g/L), até ser observada a estabilização da DQO. A curva de decaimento obtida foi ajustada ao modelo exponencial da Equação 4.2.

$$S = S_0 e^{-(k'.SSV)t} \quad (4.2)$$

onde:

- S = concentração final da solução de glicose (mg/L);
- S_0 = concentração inicial da solução de glicose (mg/L);
- K' = coeficiente de degradação de matéria orgânica dissociado (d⁻¹);
- SSV = concentração de sólidos suspensos voláteis (mg/L);
- t = tempo de incubação (d).

Os valores de K' obtidos nos ensaios realizados a cada semana foram comparados como indicadores do potencial de degradação biológica do lodo.

A avaliação da atividade do lodo na Etapa II foi realizada através da adaptação do teste de Oxigen Up-take Rate (OUR) de acordo com Orupöld et al. (1999), empregando respirômetro (Figura 4.7). 100 ml de solução de glicose com concentração de 2,47 g/L foi submetido a degradação com 40 ml de lodo a ser avaliado com diluição 10 vezes, saturado de oxigênio (aeração através de cilindro de oxigênio até a estabilização da concentração de oxigênio dissolvido), totalizando um volume de 500 ml. Foi monitorado a depleção de oxigênio usando um oxímetro (marca Digimed/modelo DM-4) até a observação da estabilização dos valores de OD. Os valores de OUR obtidos nos ensaios realizados a cada semana foram comparados como indicadores do potencial de degradação biológica do lodo.



Figura 4.7 - Respirômetro empregado na adaptação do teste de OUR.

4.5 Partida

A partida das lagoas de estabilização em escala demonstrativa foi realizada de acordo com as técnicas avaliadas preliminarmente, sendo empregada a inoculação com lodo de reatores de lodo ativado da ETE Arrudas/COPASA na concentração de SSV de 200 mg/L, diluição de 10 vezes do lixiviado, fluxo intermitente (batelada) e carregamento parcial das lagoas até 80% do volume total.

Após a formação de algas, foram adicionadas cargas periódicas de lixiviado de 10, 20, 40 e 80% do volume de líquido da lagoa a cada 7, 14, 21 e 28 dias respectivamente. A periodicidade de 7 dias foi adotada em função da maior facilidade operacional. Após esse período foi adotado fluxo contínuo. A Figura 4.8 ilustra as etapas do procedimento de partida.



(a)



(b)



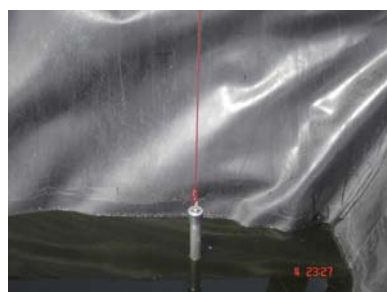
(c)



(d)

Figura 4.8 - (a) Marca de diluição: 10 x; (b) Adição de água; (c) Carregamento parcial da lagoa e (d) Inoculação.

As amostras eram coletadas sempre próximas à tubulação de descarga da lagoa, em seguida acondicionadas em caixas térmicas, transportadas para o laboratório e caracterizadas quanto à DQO total, pH, SSV, alcalinidade, OD e temperatura. Para uma maior representatividade das amostras, as coletas foram feitas através de amostrador em coluna. A Figura 4.9 ilustra o procedimento de coleta.



(a)



(b)

Figura 4.9 - (a) Amostrador metálico em coluna; (b) Frascos de coleta.

4.6 Avaliação da toxicidade da amônia na degradação aeróbia

A toxicidade devido à alta concentração de amônia foi avaliada comparando a biodegradabilidade aeróbia do lixiviado *in natura* e lixiviado submetido ao processo de remoção de amônia. Nesta avaliação, primeiramente, foi testada a eficiência de diferentes processos de remoção de amônia por arraste (*stripping* e *air-stripping*) com e sem o ajuste de pH. Amostras de 1 litro de lixiviado foram submetidas à agitação/aeração por até 48 horas em equipamento Jar Test, onde alíquotas foram retiradas no tempo 0, 6, 12, 24 e 48 horas e avaliadas quanto a DQO solúvel e nitrogênio amoniacal. A velocidade de mistura aplicada nas

amostras submetidas à agitação foi 220 rpm, enquanto que nas amostras submetidas à aeração não foi empregado agitação. As amostras submetidas ao *stripping* e *air-stripping* com ajuste de pH tiveram valores ajustados para 11,5. Foi feito um ajuste matemático para representar o modelo de decréscimo de amônia, para posterior estimativa de remoção em função do tempo no preparo das amostras. Para a avaliação da biodegradabilidade aeróbia, foi adotado o *stripping* como técnica de remoção de amônia para o preparo das amostras, de forma a conterem 100, 40 e 15% do total de amônia inicial, onde as curvas de decaimento de DQO foram monitoradas através de reatores aeróbios, aerados através de compressores elétricos, montados com as amostras preparadas e inoculados com lodo de reatores de lodo ativado da ETE Arrudas/COPASA na concentração de SSV de 100 mg/L. O pH dos reatores foi controlado próximo a 8 através da adição de solução de ácido fosfórico com concentração de 50%.

4.7 Proposta de pré-tratamento físico-químico

A proposta de pré-tratamento físico-químico para lagoas de estabilização no tratamento de lixiviados de aterro sanitário teve ênfase na remoção de cor, visando melhorar as propriedades da etapa biológica desta conjugação.

4.7.1 Determinação das condições ótimas

Para a determinação das condições ótimas dos tratamentos físico-químicos foram realizados ensaios com diferentes condições, onde se avaliou as eficiências de remoções de cor e matéria orgânica. O critério de seleção da condição ótima de cada técnica foi baseado na maior remoção de cor e remoção de DQO satisfatória. Os ensaios foram realizados em equipamento Jar Test (modelo JT 101 MILAN), dotado de regulagem de velocidade de mistura operando com reservatórios de 2 litros (Figura 4.10).

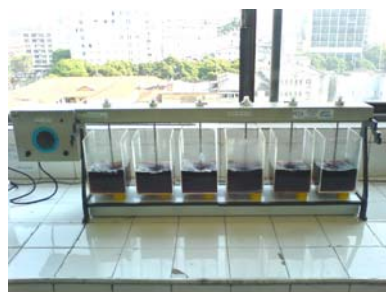


Figura 4.10 - Jar Test utilizado para os ensaios de pré-tratamento físico-químicos.

4.7.1.1 Coagulação/floculação

Os ensaios de coagulação/floculação consistiram de 8 ensaios realizados com 3 réplicas empregando análise fatorial 2^3 como ferramenta de planejamento experimental. Os fatores de reação avaliados foram: condição de mistura na coagulação (M_c), condição de mistura na floculação (M_f) e concentração de coagulante (C). Na Tabela 4.4 são apresentados o valor mínimo (-) e máximo (+) das condições avaliadas, e na Tabela 4.5 são descritos as configurações adotadas em cada ensaio. O agente coagulante utilizado foi o sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$).

Tabela 4.4 - Variação dos fatores de reação da coagulação/floculação.

Condição	M_c	M_f	C (g/L)
+	40 s / 250 rpm	10 min / 55 rpm	2,0
-	20 min / 80 rpm	10 min / 20 rpm	1,5

Tabela 4.5 - Ensaio de coagulação/floculação.

Ensaio	M_c	M_f	C
1	-	-	-
2	+	-	-
3	-	+	-
4	+	+	-
5	-	-	+
6	+	-	+
7	-	+	+
8	+	+	+

O processo de coagulação/floculação foi realizado, para cada ensaio, transferindo 500 ml de lixiviado bruto para o reservatório onde foi adicionado o agente coagulante que então foi submetido à condição de mistura de coagulação e, em seguida, pela condição de mistura de floculação. Após o estágio de floculação, o sistema foi deixado em repouso para a decantação dos flocos durante 30 minutos. Alíquotas da amostra pré e pós-tratamento foram coletadas e analisadas quanto aos parâmetros cor, DQO e pH.

4.7.1.2 POA/Fenton

Os ensaios de POA/Fenton consistiram de 8 ensaios com 3 réplicas empregando análise fatorial fracionada 2^{4-1} como ferramenta de planejamento experimental. Os fatores de reação avaliados foram: proporção de peróxido de hidrogênio (H_2O_2), proporção de sulfato ferroso heptahidratado (Fe^{+2}), pH e tempo de mistura na oxidação (t). Na Tabela 4.6 são apresentados

o valor mínimo (-) e máximo (+) das condições avaliadas, e na Tabela 4.7 são descritos as configurações adotadas em cada ensaio.

Tabela 4.6 - Variação dos fatores de reação do POA/Fenton.

Condição	H ₂ O ₂ (g/L)	Fe ⁺² (g/L)	pH	t (min)
+	17,4 (6*)	2,9 (1*)	5	30
-	5,8 (2*)	1,45 (0,5*)	4	15

* Fator de multiplicação dos valores de DQO para determinação da quantidade de reagente em função da matéria orgânica presente.

Tabela 4.7 - Ensaio de POA/Fenton.

Ensaio	H ₂ O ₂	Fe ⁺²	pH	t
1	-	-	-	-
2	+	-	+	-
3	-	+	+	-
4	+	+	-	-
5	-	-	+	+
6	+	-	-	+
7	-	+	-	+
8	+	+	+	+

O processo POA/Fenton foi dividido em duas etapas: oxidação e precipitação/neutralização. Os reagentes utilizados na etapa de oxidação foram o peróxido de hidrogênio (H₂O₂) e o sulfato ferroso heptahidratado (Fe₂SO₄), já para a etapa de precipitação/neutralização foi utilizado o hidróxido de cálcio (Ca(OH)₂).

A etapa de oxidação consistiu, para cada ensaio, no ajuste do pH de reação com ácido sulfúrico (adição lenta) dos 500 ml de lixiviado bruto empregado seguido pela adição de sulfato ferroso sólido e peróxido de hidrogênio. Durante a reação o sistema foi mantido sob agitação em 120 rpm. Ao término da etapa de oxidação, o sistema foi deixado em repouso para a decantação dos flocos durante 1 hora. Após a separação do lodo, iniciou-se a etapa de neutralização/precipitação onde foi adicionado hidróxido de cálcio para ajuste de pH entre 7 e 8, seguido pela homogeneização durante 15 minutos, decantação por 2 horas e separação do lodo. Alíquotas da amostra pré e pós-tratamento foram coletadas e analisadas quanto aos parâmetros cor, DQO e pH.

4.7.1.3 Adsorção em carvão ativado

Os ensaios de adsorção em carvão ativado foram divididos em duas etapas onde foram avaliados o emprego de Carvão Ativado Granular (CAG) e Carvão Ativado em Pó (CAP).

CAG

Os ensaios com CAG consistiram da percolação em colunas com diâmetros de 1,3 cm empacotadas com carvão ativado lavado, secado em estufa a 100°C e compactado manualmente dentro da coluna através de 5 golpes leves contra bancada. Foram avaliadas alturas de recheio de 10 e 25 cm submetidas a uma vazão média de 0,07 ml/s. Alíquotas da amostra pré e pós-tratamento foram coletadas e analisadas quanto aos parâmetros cor, DQO e pH. A Figura 4.11 (a) e (b) ilustram o aparato utilizado nos ensaios de CAG e a saturação das amostras respectivamente.

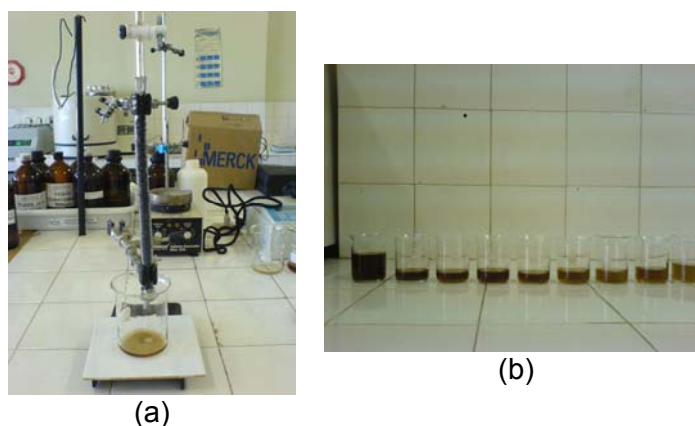


Figura 4.11 - (a) Coluna de percolação dos ensaios de CAG; (b) Saturação das amostras.

CAP

Os ensaios com CAP foram realizados adicionando-se carvão ativado em 500 ml de lixiviado bruto seguido por agitação. Após o tempo de mistura, o líquido foi submetido à filtração simples e, posteriormente, alíquotas da amostra pré e pós-tratamento foram coletadas e analisadas quanto aos parâmetros Cor, DQO e pH.

Os ensaios de CAP consistiram de 4 ensaios com 3 réplicas empregando análise fatorial 2^2 como ferramenta de planejamento experimental. As variáveis operacionais avaliadas do processo por CAP foram: concentração de CAP (C) e tempo de mistura (t.). Na Tabela 4.8 são apresentados o valor mínimo (-) e máximo (+) das condições avaliadas, e na Tabela 4.9 são descritos as configurações adotadas em cada ensaio.

Tabela 4.8 - Variação dos fatores de reação por CAP.

Condição	C (g/L)	t (min)
+	9,0	30
-	1,5	15

Tabela 4.9 - Ensaio de CAP.

Ensaio	C	t
1	-	-
2	+	-
3	-	+
4	+	+

4.7.2 Caracterização por parâmetros coletivos não-específicos e identificação de compostos

As metodologias de caracterização empregando parâmetros coletivos a seguir estão de acordo com as desenvolvidas por Amaral (2007) para lixiviados de aterro sanitário.

4.7.2.1 DQO inerte

Os ensaios de DQO inerte foi de acordo com o método proposto por Germili et al. (1991) e consistiram na montagem de pares de reatores aeróbios, com capacidade para 2 litros, em regime de batelada, um alimentado com a amostra de concentração conhecida e o outro com solução de glicose de concentração equivalente. Os reatores foram inoculados com lodo de reatores de lodos ativados da ETE Arrudas/COPASA com concentração de SSV de 100 mg/L, alimentados com 2 ml de solução de cada nutrientes empregados no ensaio de DBO e aerados através de compressores elétricos. Os reatores foram monitorados utilizando-se o parâmetro DQO até que a atividade biológica fosse encerrada. A Figura 4.12 mostra os reatores utilizados na determinação da DQO inerte.



Figura 4.12 - Reatores aeróbios utilizados na determinação da DQO inerte.

O valor da fração de DQO inerte foi obtido pela diferença entre o valor da DQO final do reator alimentado com lixiviado e o valor da DQO final do reator alimentado com solução de glicose.

4.7.2.2 Biodegradabilidade aeróbia

Para a avaliação da biodegradabilidade aeróbia realizada através da adaptação do método de Zahn-Wellens (OECD, 1995), foram empregados reatores de 2 litros, alimentados com lixiviado, 2 ml de solução de cada nutriente empregados no ensaio de DBO e inóculo na concentração de 100 mg/L de SSV (lodo de reatores de lodo ativado da ETE Arrudas/COPASA). Os reatores foram submetidos à aeração por meio de compressores elétricos, e a depleção do substrato foi monitorada por meio de análise de DQO solúvel (filtrada) durante 15 a 20 dias, com periodicidade de aproximadamente 2 dias. A biodegradabilidade foi determinada pelo percentual da DQO removida.

4.7.2.3 Distribuição de massa molecular

A distribuição de massa molecular das amostras foi determinada utilizando-se uma célula de ultrafiltração (série 8000, modelo 8200, marca Amicon), conforme mostra a Figura 4.13, operada em paralelo. A ultrafiltração foi realizada empregando membranas com massa molecular de corte de 1, 10 e 100 kDa.



Figura 4.13 - Célula de ultrafiltração.

Inicialmente as membranas foram lavadas com água deionizada, e depois de se filtrar aproximadamente 150 ml de água deionizada, a célula foi despressurizada e carregada com a amostra previamente filtrada em um filtro de vidro AP40. Após a filtração de aproximadamente 180 ml de amostra, outros 100 ml de água deionizada foram acrescentados e a ultrafiltração continuou até que o volume retido fosse menor que 20 ml. A célula despressurizada era então deixada sob agitação por cerca de 10 minutos para recuperar compostos eventualmente adsorvidos à membrana, e o volume aferido com água destilada para 20 ml. Na Figura 4.14 são ilustradas as etapas da ultrafiltração do lixiviado.

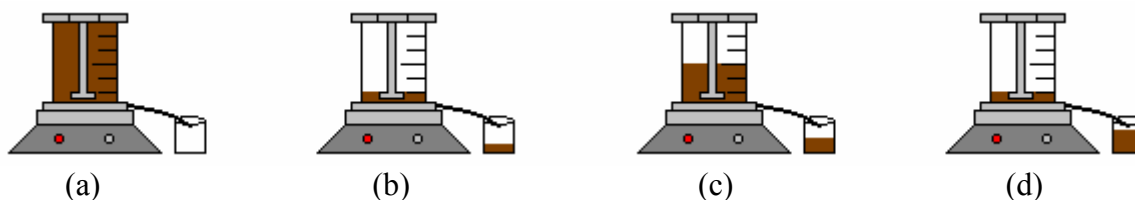


Figura 4.14 - Etapas de ultrafiltração das amostras: (a) Ultrafiltração da amostra; (b) Interrupção em volume de retido = 20 ml; (c) Acréscimo de 100 ml de água destilada; (d) Interrupção em volume de retido = 20 ml e agitação por 10 minutos.

As frações retidas foram analisadas quanto à concentração de lipídeos, carboidratos, proteínas e DQO de acordo com os cálculos relacionados na Tabela 4.10.

Tabela 4.10 - Cálculos para determinação das concentrações de lipídeos, carboidratos, proteínas e DQO na caracterização por distribuição de massa molecular.

Classificação	Cálculo
MM > 100 kDa	$C_{retido \rightarrow 100kDa} \times v$
10 < MM < 100 kDa	$(C_{retido \rightarrow 10kDa} - C_{retido \rightarrow 100kDa}) \times v$
1 < MM < 10 kDa	$(C_{retido \rightarrow 1kDa} - C_{retido \rightarrow 10kDa}) \times v$
MM < 1 kDa	$(C_{bruto} \times V) - (C_{retido \rightarrow 1kDa} \times v)$

Em que:

MM = massa molecular;

C = concentração de carboidratos, lipídeos, proteínas ou DQO (mg/L);

v = volume do retido (L);

V = volume da amostra bruta carregada na célula de ultrafiltração (L).

Os resultados foram expressos em termos de concentração e porcentagem (m/m).

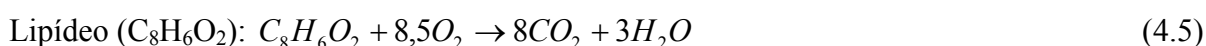
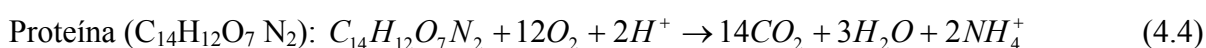
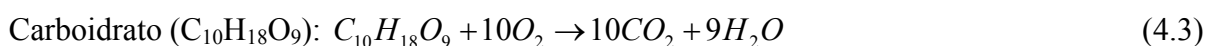
As análises de lipídeos foram realizadas empregando o método da sulfofosfovanilina (POSTMA et al., 1986). O método consiste na adição de ácido sulfúrico concentrado, ácido fosfórico concentrado e solução de vanilina, os quais na presença de lipídeos resultam em uma cor rosa. A absorbância foi lida a 537 nm em espectrofotômetro HACH DR2000. A concentração de lipídeos presentes nas amostras foi determinada através de uma curva padrão previamente construída para o óleo de soja.

As análises de carboidratos foram realizadas pelo método do fenol e ácido sulfúrico baseado na metodologia descrita por Dubois et al. (1956). A adição dos reagentes (fenol e ácido sulfúrico) a amostras que contenham carboidrato resulta em uma coloração laranja. A

absorbância foi lida a 488 nm em espectrofotômetro HACH DR2000. A concentração de carboidratos presentes nas amostras foi determinada através de uma curva padrão previamente construída para a glicose.

As análises de proteína foram realizadas empregando-se o método de Lowry et al. (1951). Este método se baseia na reação do cobre com a proteína em meio alcalino e pela posterior redução do reagente de fosfomolibdato-fosfotungstenato no reagente de Folin-Ciocalteu. Quando o reagente Folin-Ciocalteu é adicionado à amostra contendo proteínas e previamente tratada com o cobre, ocorre a redução deste reagente, resultando em uma cor mais intensa, com absorção máxima em 550 nm. A concentração de proteínas presentes nas amostras foi determinada através de uma curva padrão previamente construída para a proteína soro albumina bovina (BSA).

As concentrações de lipídeos, carboidratos e proteínas foram convertidas em DQO e a diferença entre o valor da DQO e do somatório das concentrações de lipídeos, carboidratos e proteínas corresponde à parcela de compostos não identificados, que foi denominada de “outros”. As conversões das concentrações de lipídeos, carboidratos e proteínas em DQO foram feitas usando coeficientes estequiométricos baseados na composição típica de cada substância, de acordo com Henze et al., (2002). As Equações 4.3, 4.4 e 4.5 representam as reações de oxidação destes compostos.



Baseado nestas reações, os fatores de conversão foram calculados como 1,13 gDQOg⁻¹ para carboidrato, 1,2 gDQOg⁻¹ para proteína e 2,03 gDQOg⁻¹ para lipídeos.

4.7.2.4 Identificação de compostos

A técnica de pré-tratamento das amostras da análise no CG/EM empregada foi extração líquido-líquido (ELL), e foi realizada objetivando tanto o “*clean-up*” das amostras quanto a pré-concentração dos compostos orgânicos presentes no lixiviado. O solvente empregado foi o clorofórmio, que apresentou melhor desempenho para lixiviados (AMARAL, 2007), as extrações envolveram diferentes pH (3 e 7) e foi empregado derivatização.

Na extração líquido-líquido, uma alíquota de 500 ml de lixiviado foi transferida para um funil de separação onde foram adicionados 25 ml de solvente e, após agitação por 60 segundos, foi extraída a primeira fase orgânica. Adicionou-se mais 25 ml de solvente por duas vezes repetindo-se a extração de tal forma que fossem obtidas três fases orgânicas. As fases orgânicas obtidas foram reunidas em um único frasco que foi deixado em repouso para evaporação do solvente até um volume final de aproximadamente 2 ml. Transferiu-se 1 ml do extrato final para um vial de 2 ml para análise posterior.

Para tornar as substâncias orgânicas mais estáveis à temperatura no interior do cromatógrafo, foi empregado a derivatização das amostras. Os extratos obtidos na extração líquido-líquido foram submetidos à derivatização por sinalização. O reagente empregado na sinalização foi N,O-bis(trimetilsilil) trifluoracetamida (BSTFA). A etapa de sinalização foi realizada adicionando 20 μ l do reagente BSTFA ao vial contendo 1 ml do extrato descrito anteriormente, agitou-o e em seguida deixou-o durante 1 hora a 80°C no próprio forno do cromatógrafo.

Os extratos obtidos de tais extrações foram analisados por cromatografia gasosa acoplado a espectrometria de massa. O equipamento de CG empregado é da marca HEWLETT PACKARD - modelo 5890 / série II e o EM é da marca HEWLETT PACKARD - modelo 5971. Na Figura 4.15 ilustra o equipamento de CG/EM utilizado e na Tabela 4.11 são descritas as condições operacionais do equipamento.



Figura 4.15 - CG/EM utilizado nas análises de identificação de compostos.

Tabela 4.11 - Condições de análise no sistema CG/EM.

Parâmetro	Condições
Temperatura do injetor	280°C
Temperatura inicial	50°C
Temperatura da linha de transferência	250°C
Rampa de aquecimento	5°/min
Interface	Ortogonal
Eletromultiplicadora	2200 V
Energia de ionização	70 eV
Tempo final	60 minutos
Gás de arraste	Hélio
Coluna	100% polidimetilsiloxano
Comprimento da coluna	50 m
Diâmetro da coluna	0,25 mm
Espessura do filme	0,2 µm
Varredura de massas	50-550 Da
Modo de ionização	Impacto de elétrons
Modo de injeção	<i>Splitless</i>
Fluxo de injeção	1:32,5

4.7.3 Seleção da técnica de pré-tratamento: método da pontuação ponderada

O método da pontuação ponderada é um sistema simplificado de avaliação nas decisões que contenham alto grau de subjetividade. Para este método é necessário estabelecer critérios de avaliação que desinem, a cada fator, um valor proporcional à sua importância em relação aos outros fatores em consideração. Ao mesmo tempo, deve-se atribuir a cada fator um valor relativo ao grau ou à qualidade do fator existente em cada alternativa de solução.

A adoção dos critérios do método consistiu na listagem dos fatores considerados importantes e essenciais para a finalidade do pré-tratamento, estabelecimento dos valores relativos, expressos em números de pontos, de cada fator em função da sua importância e definição qualitativa dos graus de classificação dos resultados para cada fator. A pontuação dos fatores foi de acordo com o critério estabelecido anteriormente, e a seleção da melhor alternativa foi a que apresentou o maior número de pontos no somatório final.

Os valores relativos, para cada fator de acordo com sua importância, referente ao pré-tratamento físico-químico para lagoas de estabilização no tratamento de lixiviados de aterro sanitário foram classificados de acordo com a Tabela 4.12.

Tabela 4.12 - Valores numéricos relativos à importância de cada fator para seleção da técnica de pré-tratamento.

Valores Numéricos	Termos Verbais	Explicação
1	Modestamente importante	O fator tem importância modesta no processo.
3	Moderadamente importante	O fator tem importância moderada no processo.
5	Fortemente importante	O fator tem forte importância no processo.
7	Muito fortemente importante	O fator influencia o processo de forma muito fortemente.
9	Extremamente importante	O fator é extremamente importante no processo.

Para a pontuação dos fatores, considerou-se um total de 420 pontos distribuídos proporcionalmente à importância associada ao processo. A Tabela 4.13 relaciona a definição qualitativa dos graus de classificação dos resultados para cada fator.

Tabela 4.13 - Definição qualitativa dos graus de classificação dos resultados de cada fator para seleção da técnica de pré-tratamento.

Fator	Valor Relativo	Grau	Conceito	Limites	Pontos
Remoção de cor	7	0	Ruim	0 - 20	0
		1	Regular	21 - 40	35
		2	Boa	41 - 60	70
		3	Ótima	61 - 80	105
		máx.	Excelente	81 - 100	140
Remoção de DQO	3	0	Ruim	0 - 20	0
		1	Regular	21 - 40	15
		2	Boa	41 - 60	30
		3	Ótima	61 - 80	45
		máx.	Excelente	81 - 100	60
Biodegradabilidade aeróbia	5	0	Baixa	0 - 20	0
		1	Moderada	21 - 40	25
		2	Alta	41 - 60	50
		3	Muito alta	61 - 80	75
		máx.	Extrema	81 - 100	100
DQO inerte	5	0	Extrema	81 - 100	0
		1	Muito alta	61 - 80	25
		2	Alta	41 - 60	50
		3	Moderada	21 - 40	75
		máx.	Baixa	0 - 20	100
Remoção de metais	1	0	Ruim	0 - 20	0
		1	Regular	21 - 40	5
		2	Boa	41 - 60	10
		3	Ótima	61 - 80	15
		máx.	Excelente	81 - 100	20

4.8 Avaliação dos efeitos da aeração na partida em escala de bancada

A avaliação dos efeitos da aeração consistiu inicialmente na avaliação do processo de partida de lagoas de estabilização, em escala de bancada, com lixiviado bruto, lixiviado inoculado, lixiviado pré-tratado através da técnica físico-químico sugerida com adição de inóculo e com lixiviado inoculado submetido à aeração.

Para esta avaliação foram montados reservatórios com dimensões de 330 x 110 mm e volume de líquido de 1,5 L (Figura 4.16). As configurações dos reservatórios para esta avaliação foram montadas em réplicas e estão relacionadas na Tabela 4.14. Os reservatórios eram desmontados ao final de cada semana de forma que em cada semana, um conjunto de configurações era desmontado e caracterizado quanto a DQO solúvel, pH, OD, série sólidos e atividade biológica do lodo.

Tabela 4.14 - Configurações dos reservatórios na avaliação dos efeitos da aeração na partida.

Reservatório	Configuração
1	Lixiviado
2	Lixiviado + Lodo
3	Lixiviado pré-tratado + Lodo
4	Lixiviado + Lodo + Aeração



Figura 4.16 - Ensaio para a avaliação dos efeitos da aeração na partida.

O lodo utilizado como inóculo foi proveniente dos reatores de lodo ativado da ETE Arrudas/COPASA na concentração de SSV de 200 mg/L e a aeração foi através de compressores elétricos de ar. A avaliação da atividade do lodo foi realizada através da adaptação do teste de OUR.

Ainda nesta parte da pesquisa, com o intuito de estabelecer parâmetros de bancada para posterior comparação com a escala demonstrativa, a eficiência máxima de remoção de DQO solúvel foi testada para fluxo contínuo. Para avaliação dos efeitos da aeração na remoção de

DQO solúvel para fluxo contínuo em escala de bancada, foi montado um aparato experimental constituído de reservatório principal (1), reservatório regulador de vazão (2), reator de estabilização aerado (3) e reservatório de descarte (4). A DQO afluente e efluente foi monitorada três vezes por semana onde variou-se o TDH, determinando a eficiência de remoção máxima para as condições operacionais pré-estabelecidas. O aparato experimental empregado é mostrado na Figura 4.17.



Figura 4.17 - Aparato experimental utilizado na avaliação da eficiência de remoção de DQO solúvel em escala de bancada.

4.9 Proposta de procedimento de partida de lagoas de estabilização

A proposta de procedimento de partida para lagoas de estabilização foi realizada com base nos resultados obtidos nas avaliações em escala de bancada, onde se priorizou o melhor desempenho, ou seja, maior produção de sólidos voláteis e eficiência de remoção de DQO significativa e constante. O procedimento de partida proposto foi aplicado em escala demonstrativa para avaliação, onde foram monitorados os seguintes parâmetros: pH, OD, DBO, DQO solúvel, série sólidos e nitrogênio total e amoniacal.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização físico-química do lixiviado bruto

A caracterização físico-química do lixiviado foi realizada durante todo o período do experimento totalizando 44 amostras. Na Tabela 5.1 são apresentados os valores médios obtidos dos parâmetros convencionais de caracterização do lixiviado bruto.

Tabela 5.1 - Caracterização convencional do lixiviado bruto.

Parâmetros	Unidade	Valor médio	Desvio-padrão
DQO	mg/L	2873	186
DBO	mg/L	112	14
DBO/DQO	-	0,04	-
pH	-	8,25	0,17
NTK	mg/L	1425	288
N-NH ₃	mg/L	1195	306
Alcalinidade	mg/L	7143	435
Cloretos	mg/L	2338	230
Fósforo	mg/L	58	26
SST	mg/L	25	14
SSF	mg/L	8	4
SSV	mg/L	16	6
Cádmio	mg/L	0,01	0,00
Chumbo	mg/L	0,05	0,01
Cromo	mg/L	0,07	0,01
Ferro	mg/L	4,01	0,28
Zinco	mg/L	0,05	0,01

SST = Sólidos Suspensos Totais; SSF = Sólidos Suspensos Fixos; SSV = Sólidos Suspensos Voláteis

Os valores de desvios podem ser atribuídos às variações sazonais (diluição em períodos chuvosos) durante a pesquisa, sendo que o monitoramento integralizou um período de 11 meses. O fato de o lixiviado ter sido coletado diretamente do reservatório principal do aparato experimental, que recebe lixiviado da EVTE da CTRS-BR-040 e que este era abastecido de acordo com a rotina operacional da SLU, interferiu no tempo de equalização de lixiviados com diferentes estágios de degradação contribuindo também para estas variações.

Observa-se que o pH encontra-se elevado em relação ao encontrado na literatura para lixiviados com características semelhantes, justificado pelos valores elevados de alcalinidade, provenientes da grande quantidade de resíduos da construção civil que são dispostos neste aterro. Segundo dados do aterro, aproximadamente 40% dos resíduos gerados no município de Belo Horizonte correspondem a resíduos da construção civil.

Os baixos valores da relação DBO/DQO indicam baixa biodegradabilidade aeróbia do lixiviado, confirmando a proximidade de um estado avançado de estabilização, demonstrando ainda a alta condição de oxidação dos lixiviados, ou seja, as reações microbiológicas de degradação da DBO são limitadas. A Figura 5.1 representa os valores de DBO a 5 e 20 dias. A baixa relação de DBO_5/DBO_{20} (0,5) sugere que o lixiviado é constituído em maior parte de compostos orgânicos lentamente biodegradáveis, atingindo DBO máxima por volta do 20º dia de incubação, o que pode ser comprovado pelos valores de DBO a 30 dias, realizados em pesquisas anteriores. No entanto, vale ressaltar a hipótese de subestimação dos valores de DBO baseando nos estudos de caracterização detalhada encontrados na literatura.

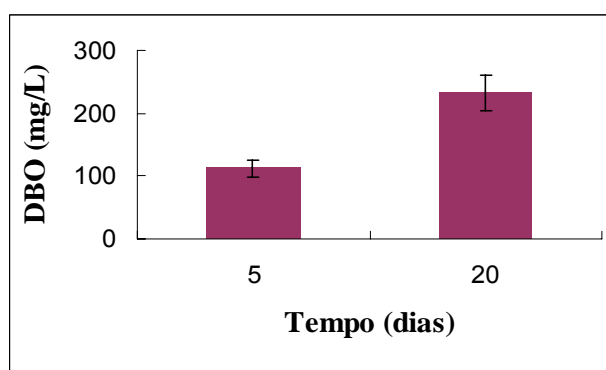


Figura 5.1 - DBO_5 e DBO_{20} do lixiviado.

Observa-se também baixo teor de sólidos em suspensão e alta concentração de amônia, esta provavelmente gerada pela degradação do material protéico que constitui a maior fração da matéria orgânica biodegradável do lixiviado em estudo. Os valores de concentração de nitrogênio encontrados ultrapassam o que é reportado na literatura para lixiviados de células nesta faixa de idade, sendo que o nitrogênio amoniacal corresponde a aproximadamente 80% do nitrogênio total. A concentração de metais pesados é baixa não indicando indícios de atribuição de toxicidade.

A relação DBO/NTK representa a quantidade de matéria orgânica em relação à quantidade do macronutriente nitrogênio, similar à relação C/N. Os valores encontrados para esta relação são muito baixos (1/12), indiciando excesso de nitrogênio, que se apresenta principalmente na forma de amônia. Como a relação DBO/DQO é baixa (0,04), a degradação microbiológica aeróbia pode estar sendo limitada devido à falta de matéria orgânica facilmente biodegradável ou à presença de compostos tóxicos. Também não se observa limitação da concentração de fósforo quando comparado à relação indicada como favorável ao desenvolvimento dos microrganismos (5/1).

A relação SSV/SST representa a razão entre a quantidade de sólidos voláteis (fração orgânica) e sólidos suspensos fixos (fração inorgânica). Além da baixa concentração de sólidos, observa-se uma baixa relação SSV/SSF indicando um baixo potencial de degradação biológica, já que os SSV podem ser associados diretamente à biomassa existente.

5.2 Lagoas facultativas/lagoas aeradas

5.2.1 Determinação do coeficiente de remoção de matéria orgânica (K)

O coeficiente de remoção de matéria orgânica foi determinado experimentalmente para reatores aerados, objetivando condições de oxigenação suficientes para as atividades de biodegradação, em escala de bancada, como parâmetro de referência inicial no dimensionamento de lagoas facultativas rasas e lagoas aeradas visando à remoção de poluentes orgânicos, uma vez que este retrata a taxa máxima de utilização de substrato na cinética de decaimento da degradação biológica do efluente. Este parâmetro sofre forte influência das características do afluente, das condições operacionais e do tipo de tratamento. A Figura 5.2 mostra os valores dos coeficientes K obtidos pela Equação 4.1, aplicada no monitoramento dos reatores em escala de bancada, e respectivas eficiências de remoção de matéria orgânica para as concentrações de inóculo de 2040, 1075, 596 e 200 mg/L. A Tabela 5.2 mostra a caracterização do inóculo utilizado.

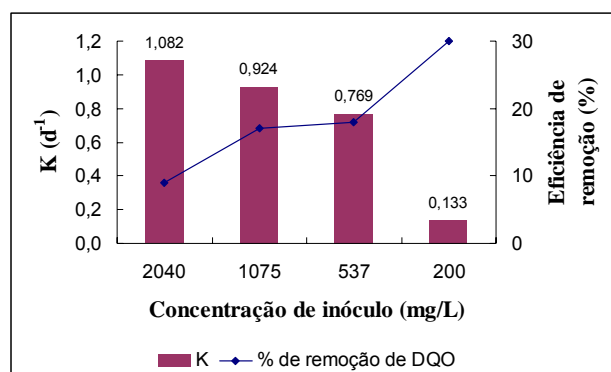


Figura 5.2 - Valores do coeficiente K e eficiência de remoção de DQO solúvel para diferentes concentrações de inóculo.

Tabela 5.2 - Caracterização do inóculo utilizado.

Parâmetros	Unidade	Valor médio	Desvio-padrão
SST	g/L	11,4	3,0
SSF	g/L	2,2	0,9
SSV	g/L	9,2	2,2

O lodo de reatores de lodo ativado da ETE Arrudas/COPASA apresentou aspecto floculento, sendo que antes de sua aplicação como inóculo, este foi submetido ao processo de decantação,

onde foi retirado o líquido sobrenadante visando uma maior concentração de sólidos e menor presença de esgoto. O inóculo empregado posteriormente nas outras partes desta pesquisa não apresentou diferenças significativas desta caracterização.

A adição de inóculo foi necessária para uma atividade de degradação biológica significativa com tempo de trabalho não muito alto. Dentre as concentrações de inóculo testadas, a de 200 mg/L foi a que apresentou maior eficiência de remoção de matéria orgânica (30%). Nota-se um aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica com a redução do coeficiente K , que pode estar associado ao rápido consumo de substrato de fácil degradação por parte dos microrganismos envolvidos e posterior limitação de consumo, quando este não se encontra mais disponível, resultando no decaimento endógeno dos microrganismos e conseqüente liberação de SMPs (produtos da lise) no meio contribuindo para o incremento da DQO solúvel.

5.2.2 Dimensionamento

Na degradação biológica a matéria orgânica é utilizada como substrato dos microrganismos envolvidos, os quais em condições de restrição de substrato são submetidos ao processo de decaimento endógeno e lise celular, contribuindo para o incremento da carga de matéria orgânica no meio. Esta matéria orgânica adicional apresenta natureza tóxica e refratária, o que reduz o desempenho do tratamento. O tempo de detenção hidráulica foi adotado como tempo máximo antes do acontecimento da lise celular, determinado anteriormente nos ensaios para a determinação do coeficiente K .

$$k \rightarrow \text{início da lise celular no reator} = 7 \text{ dias} \rightarrow TDH = 7 \text{ dias}$$

A vazão da lagoa foi adotada em função da limitação operacional do aparato experimental, já que este era alimentado através de um reservatório principal de 10.000 L abastecido periodicamente por bombeamento direto do tanque de equalização da EVTE, que recebe lixiviado diretamente das células de aterramento e é drenado de acordo com o protocolo operacional da SLU.

$$Q = 0,4 \text{ m}^3 / \text{d}$$

O cálculo da carga afluyente de DQO (L) foi em função da vazão adotada (Q) e concentração média afluyente de DQO do lixiviado ($S_0 = 2.800 \text{ mg/L}$).

$$L = S_0 \times Q = \frac{2.800 \text{ g/m}^3 \times 0,4 \text{ m}^3 / d}{1.000 \text{ g/kg}} = 1,1 \text{ kgDQO/d}$$

A taxa de aplicação superficial (L_s) foi adotada de acordo com os valores recomendados por von Sperling (1996) para regiões com inverno e insolação moderados, levando-se em conta que os valores de DBO foram convertidos em DQO obedecendo uma relação de DBO/DQO igual a 0,04 (3.000 kgDQO/ha.d). Durante o processo de partida, para melhor adaptação e desenvolvimento da biomassa, a L_s foi adotado como metade do valor previsto para a operação do sistema.

$$L_s = 1.500 \text{ kgDQO/ha.d}$$

Tabela 5.3 - Taxas de aplicação superficial usuais de acordo com as características climáticas da região.

Características da região	L_s (DBO)	L_s (DQO)*
Inverno quente e elevada insolação	240 a 350 kgDBO/ha.d	6.000 a 8.750 kgDQO/ha.d
Inverno e insolação moderados	120 a 240 kgDBO/ha.d	3.000 a 6.000 kgDQO/ha.d
Inverno frio e baixa insolação	100 a 180 kgDBO/ha.d	2.500 a 4.500 kgDQO/ha.d

* DBO/DQO = 0,04

Fonte: Adaptado de von Sperling (1996)

A área superficial requerida para a lagoa (A) foi calculada em função da carga afluyente (L) e da taxa de aplicação superficial (L_s).

$$A = \frac{L}{L_s} = \frac{1,1 \text{ kgDQO/d}}{1.500 \text{ kgDQO/ha.d}} = 7,3 \times 10^{-4} \text{ ha} = 7 \text{ m}^2$$

A relação geométrica (L/B) para este tipo de lagoa de estabilização situa 2,0 a 4,0 para fluxo em pistão e mistura completa respectivamente (VON SPERLING, 1996). A relação geométrica foi estabelecida visando à simplificação dos cálculos e a escolha de um valor intermediário. As dimensões da lagoa foram determinadas em função da relação geométrica (L/B) e área superficial requerida (A).

$$L/B = 3 \quad (L/B = \text{comprimento/largura})$$

$$A = L \times B = (3B) \times B = 3B^2$$

$$7 \text{ m}^2 = 3B^2 \rightarrow B = 1,5 \text{ m}$$

$$L = 3B \rightarrow L = 4,5 \text{ m}$$

A profundidade da lagoa foi adotada favoravelmente à penetração da luz solar na massa líquida, levando-se em consideração a escala de demonstração da lagoa. O valor adotado é inferior ao recomendado por Qasim e Chiang (1994) ($h = 2$ a 5 m) para lagoas de estabilização primárias no tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

$$h = 0,5 \text{ m}$$

O volume foi determinado em função da vazão (Q) e tempo de detenção hidráulica (t).

$$V = Q \times t = 0,4 \text{ m}^3 / \text{d} \times 7 \text{ d} = 2,8 \text{ m}^3$$

A estimativa do número de dispersão (d) e a conversão do valor do coeficiente de remoção de matéria orgânica, determinado nos reatores em escala de bancada, para o regime de fluxo disperso (situação mais próxima da real) foram de acordo com von Sperling (1996).

$$d = \frac{1}{(L/B)} = \frac{1}{(4,5/1,5)} = 0,33$$

$$K_{20^\circ\text{C}} = 0,133 \text{ d}^{-1} \text{ (fluxo em pistão)}$$

$$\frac{K_{\text{pist}}}{K_{\text{disp}}} = 1,0 - \left[0,2425 \times (K_{\text{disp}} \cdot t)^{0,5351} \times d^{0,3415} \right] =$$

$$\frac{0,133}{K_{\text{disp}}} = 1,0 - \left[0,2425 \times (K_{\text{disp}} \cdot 7)^{0,5351} \times 0,33^{0,3415} \right] \rightarrow K_{20^\circ\text{C}} = 0,162 \text{ d}^{-1} \text{ (fluxo disperso)}$$

A determinação do valor do coeficiente de remoção de matéria orgânica corrigido em função da temperatura (K_T) foi calculado de acordo com a equação de Arrhenius, considerando temperatura média na massa líquida de 23°C e coeficiente de temperatura (θ) adotado em $1,07$, conforme recomendado por Yáñez (1993), citado em von Sperling (1996) e Jordão e Pessoa (2005).

$$K_T = K_{20^\circ\text{C}} \times \theta^{(T-20)} = 0,162 \times 1,07^{(23-20)} = 0,198$$

A estimativa da DQO solúvel total efluente (S_s) considera a fração passível de degradação biológica aeróbia (S_0') do lixiviado de Belo Horizonte de aproximadamente 55%, conforme resultados obtidos nos ensaios de DQO inerte e biodegradabilidade aeróbia (ver item 5.6.2.2 e 5.6.2.3 respectivamente).

$$S_0' = 0,55 \times S_0 = 0,55 \times 2.800 = 1.540 \text{ mg} / L$$

Para o regime hidráulico adotado, de fluxo disperso, a determinação da DQO solúvel residual ao tratamento (S') foi calculada de acordo com von Sperling (1996). A DQO solúvel total efluente (S_s) é constituída da soma da fração da DQO inerte ($S_0 - S_0'$) com a DQO solúvel residual ao tratamento (S').

$$a = \sqrt{1 + 4.K.t.d} = \sqrt{1 + 4.0,198.7.0,33} = 1,68$$

$$S' = S_0' \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}} = 1.540 \frac{4.1,68e^{1/2.0,33}}{(1+1,68)^2 e^{1,68/2.0,33} - (1-1,68)^2 e^{-1,68/2.0,33}} = 514 \text{ mg} / L$$

$$S_s = [(S_0 - S_0') + S'] = [(2.800 - 1.540) + 514] = 1.774 \text{ mg} / L$$

von Sperling (1996) considera que cada 1,0 mgSS/L corresponde de 1,0 a 1,5 mgDQO/L e que não há modelo matemático que permita a previsão, com confiabilidade, da concentração de sólidos em suspensão no efluentes da lagoa, dada a sua grande variabilidade temporal em função das condições ambientais, podendo assumir para efeito de projeto valores na faixa de 60 a 100 mg/L. A DQO particulada total efluente (S_p) foi calculada assumindo que cada 1,0 mgSS/L corresponde de 1,3 mgDQO/L e que a concentração de sólidos em suspensão no efluente da lagoa é 60 mgSS/L.

$$S_p = 1,3 \times \text{mgDQO} / \text{mgSS} \times 60 \text{ mgSS} / L = 78 \text{ mgDQO} / L$$

A estimativa da DQO total efluente pode ser obtida pela soma das parcelas da DQO total solúvel e DQO total particulada efluente.

$$\begin{aligned} \text{DQO total efluente} &= \text{DQO solúvel} + \text{DQO particulada} \\ &= 1.774 + 78 \\ &= 1.852 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

A eficiência real estimada de remoção de matéria orgânica foi determinada através do percentual da DQO total efluente removida correspondente a DQO inicial afluyente.

$$E = \frac{S_0 - S}{S_0} \times 100 = \frac{2.800 - 1.852}{2.800} = 34\%$$

5.3 Avaliação preliminar da partida em escala de bancada

5.3.1 Etapa I - Influência da adição de inóculo/nutrientes/substrato

Na Figura 5.3 são apresentados os valores de pH referentes à primeira etapa da avaliação preliminar da partida. Observa-se perfil moderadamente crescente dos valores de pH em todas as configurações, atribuído ao crescimento de algas significativo logo após a primeira semana.

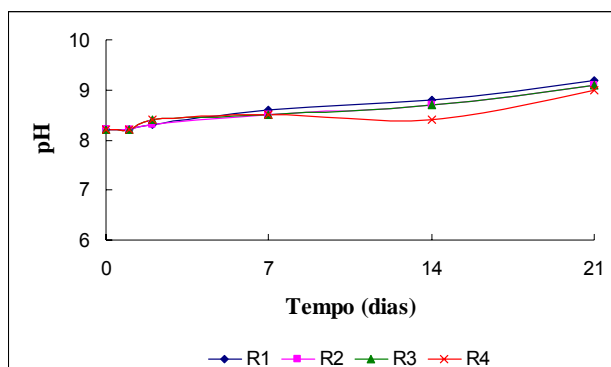


Figura 5.3 - Perfil de pH nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado inoculado com adição de nutrientes (R3) e lixiviado inoculado com adição de glicose (R4).

A pequena diferença observada para o reservatório 4 (valores de pH constantes com pequeno decréscimo entre 7 e 14 dias de incubação) pode ser explicada pela degradação da glicose adicionada a qual se apresenta rapidamente biodegradável e em que nos primeiros estágios há a formação de ácidos (hidrólise) que podem ser responsáveis pela redução do pH.

Na Figura 5.4 são apresentados os valores de DQO solúvel nas primeiras idades e nos dias de desmonte dos reservatórios para a caracterização. Todos os reservatórios apresentaram valores equivalentes e constantes, com exceção do reservatório 4, que devido a adição de glicose, apresentou remoção desta fração de matéria orgânica de fácil degradação.

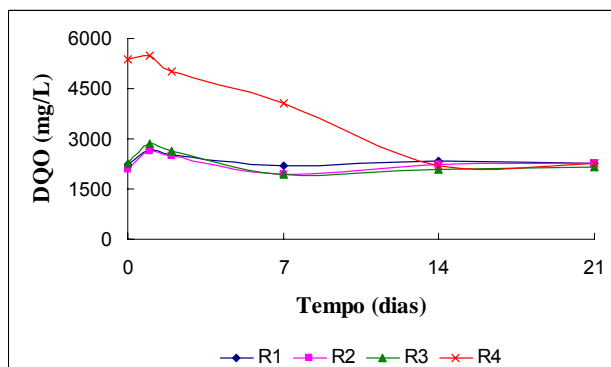


Figura 5.4 - Perfil de DQO solúvel nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado inoculado com adição de nutrientes (R3) e lixiviado inoculado com adição de glicose (R4).

Observa-se que o lixiviado apresenta uma quantidade significativa de matéria orgânica refratária, já que não foi verificada uma alta redução nos valores de DQO, sendo as remoções de 1, 6, 15 e 59% para os reservatórios 1, 2, 3 e 4 respectivamente. Essa hipótese é reforçada ainda pelo perfil da curva do reservatório 4, que apresentou remoção de matéria orgânica de fácil degradação adicionada (glicose) até o limite equivalente à concentração inicial de matéria orgânica do lixiviado bruto.

Na Figura 5.5 é apresentada a evolução de SST e SSV desta etapa de avaliação. A produção de biomassa, representada indiretamente por SSV foi maior nos reservatórios 4, 3, 2 respectivamente em relação ao reservatório 1 conforme esperado. Este resultado comprova a eficácia da inoculação, da adição de nutrientes e matéria orgânica de fácil degradação.

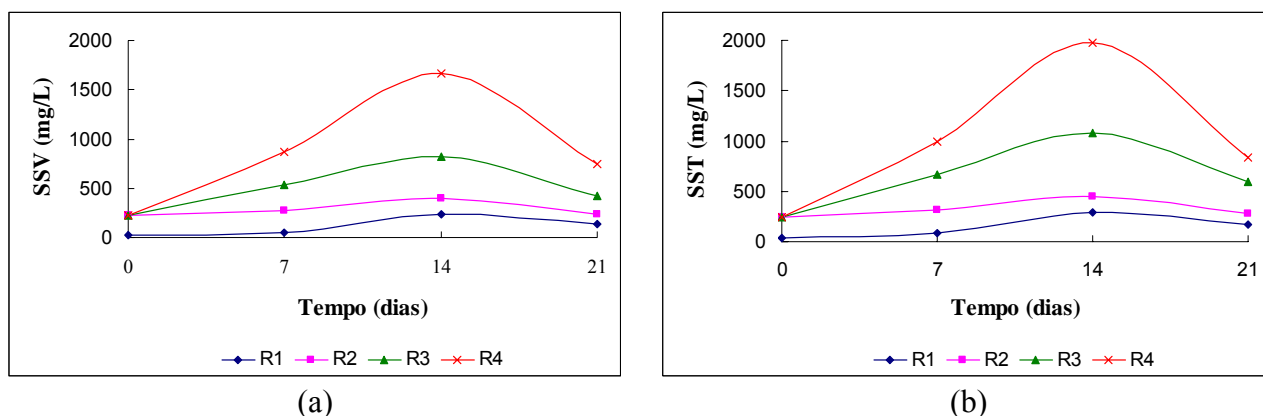


Figura 5.5 - Avaliação da inoculação, adição de nutrientes e substrato de fácil degradação na evolução de (a) SSV e (b) SST nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado inoculado com adição de nutrientes (R3) e lixiviado inoculado com adição de glicose (R4).

Observa-se que a opção de realizar a partida exclusivamente empregando fluxo intermitente (batelada) não é a mais indicada, haja vista a redução da biomassa após 15 dias de incubação, que pode ser justificada pela limitada quantidade de matéria orgânica de fácil degradação disponível no meio implicando no decaimento endógeno dos microrganismos.

O uso do lodo de reatores de lodo ativado como inóculo no processo de partida apresentou-se como alternativa favorável, possibilitando um maior desenvolvimento da comunidade microbiana, mesmo sem ser submetido a um processo de aclimação.

O aumento da concentração de sólidos durante a partida também sugere que o lixiviado não apresenta restrição significativa de nutrientes, aliado ainda ao aumento do custo operacional

devido à adição destes, faz com que essa alternativa se torne tecnicamente desnecessária e economicamente inviável.

O emprego de glicose como fonte de matéria orgânica não contribui para a manutenção da comunidade bacteriana formada, já que esta se esgota em poucos dias pelo fato de ser rapidamente biodegradável.

Comparando-se os resultados de SSV e DQO observa-se que o crescimento da biomassa sem uma remoção de matéria orgânica aparente para os reservatórios 1, 2 e 3, que pode ser explicado em consequência da restrição de matéria orgânica de fácil degradação favorecendo os fenômenos de decaimento endógeno e lise celular, ou seja, observa-se um equilíbrio entre a matéria orgânica removida e matéria orgânica liberada em tais fenômenos.

Na Figura 5.6 são apresentados os resultados do teste de atividade do inóculo em função do K' para os ensaios realizados na primeira etapa da avaliação preliminar da partida.

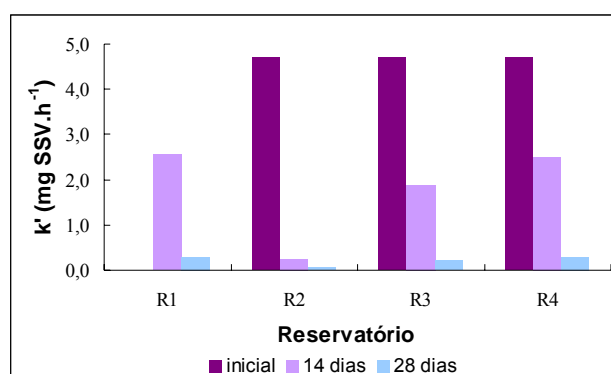


Figura 5.6 - Atividade do lodo nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado inoculado com adição de nutrientes (R3) e lixiviado inoculado com adição de glicose (R4).

Observa-se que a atividade do lodo decresce com o tempo em todas as configurações. Isto pode ser justificado pela restrição de matéria orgânica e nutrientes disponíveis causados pelo fluxo hidráulico intermitente (batelada). A atividade do lodo gerado pelo lixiviado apresenta maior atividade nas primeiras idades do que o lodo gerado no reservatório inoculado, sendo que este apresenta um arsenal enzimático específico aos constituintes do substrato e menos susceptíveis aos efeitos tóxicos do lixiviado. A adição de nutrientes contribui para uma maior atividade de degradação do lodo, porém não contribui para a estabilização desta. Nota-se também que não houve aumento significativo na atividade do lodo com o acréscimo de substrato de fácil degradação.

5.3.2 Etapa II - Influência da diluição e cargas de matéria orgânica

Na Figura 5.7 são apresentados os valores de pH referentes à segunda etapa da avaliação preliminar da partida. Observa-se perfil crescente dos valores de pH em todas as configurações, atribuído ao crescimento de algas significativo logo após a primeira semana. O pequeno decréscimo ocorrido entre 15 e 21 dias se deve ao início da adição de cargas periódicas de matéria orgânica.

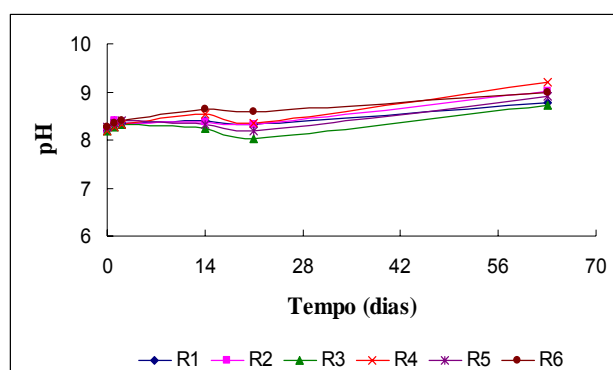


Figura 5.7 - Perfil de pH nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R1), lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R2), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R3), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R4), lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 2 dias (R5) e lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 7 dias (R6).

Na Figura 5.8 são apresentados os valores de DQO solúvel na segunda etapa. Todos os reservatórios apresentaram valores equivalentes e constantes até o início das cargas periódicas e, como esperado, aumento com a adição das mesmas devido à concentração do lixiviado causada pela evaporação e acúmulo da fração de matéria orgânica inerte ocasionado pelo tipo de fluxo hidráulico.

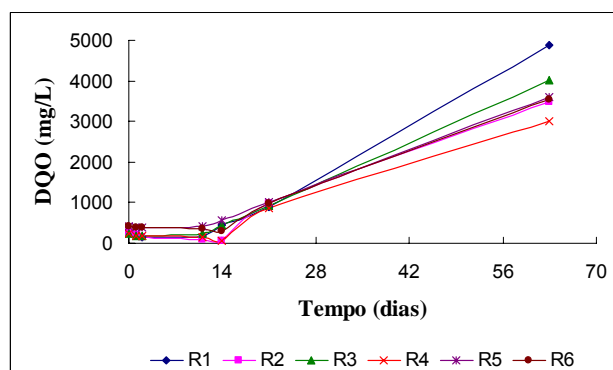


Figura 5.8 - Perfil de DQO solúvel nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R1), lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R2), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R3), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R4), lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 2 dias (R5) e lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 7 dias (R6).

Na Figura 5.9 são apresentados os valores de concentração de sólidos suspensos durante o processo de partida para configurações com taxa de diluição equivalente a 10 e 5 vezes submetidas a adição de cargas com periodicidade de 2 e 7 dias.

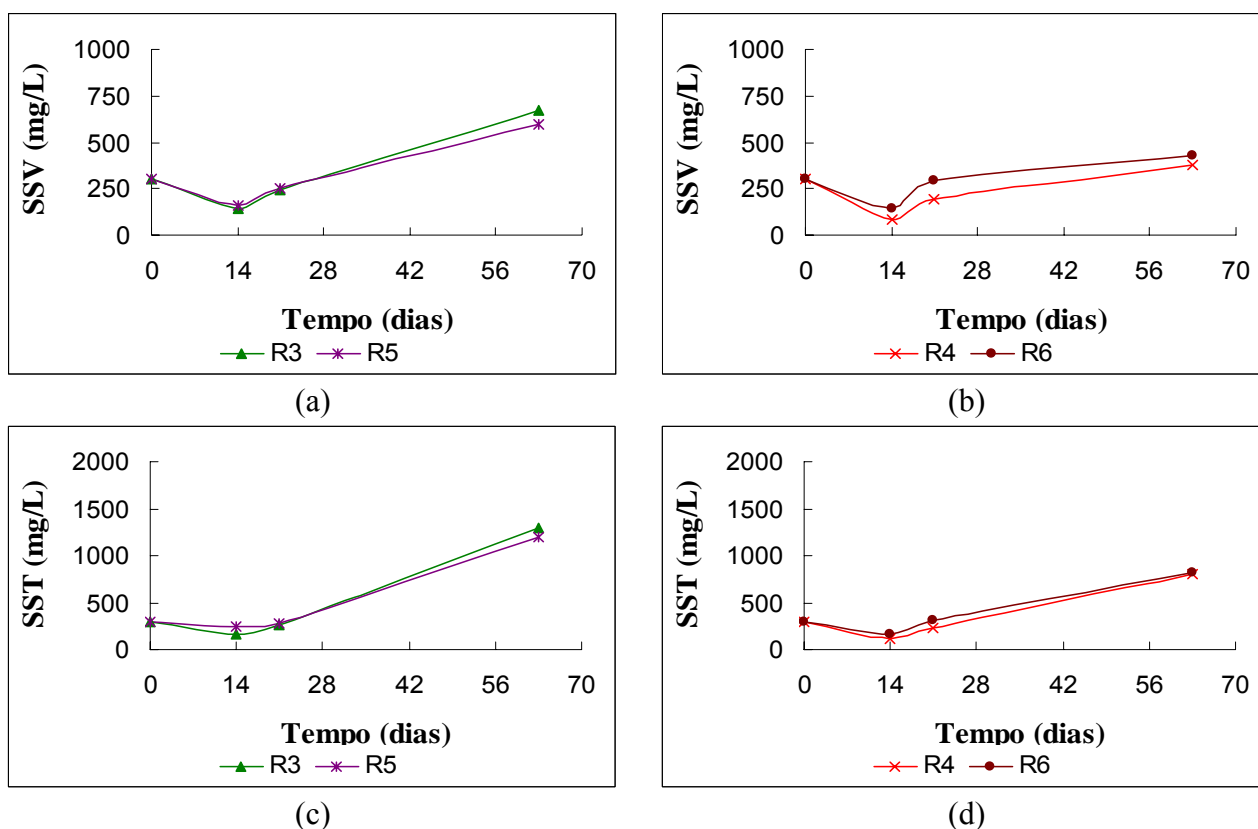


Figura 5.9 - Avaliação da influência da diluição na evolução de (a), (b) SSV e (c), (d) SST nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R1), lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R2), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R3), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R4), lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 2 dias (R5) e lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 7 dias (R6).

Observa-se o mesmo comportamento para as diferentes taxas de diluição empregadas. No entanto, a taxa de diluição de 10 vezes apresenta-se como alternativa mais favorável devida à possibilidade de maior oxigenação do meio e favorecimento do crescimento de algas, importantes no mecanismo simbiótico com as bactérias.

Na Figura 5.10 são apresentados os valores de concentração de sólidos suspensos durante o processo de partida para configurações com periodicidade de 2 e 7 dias para taxa de diluição equivalente a 10 e 5 vezes, com e sem adição de inóculo.

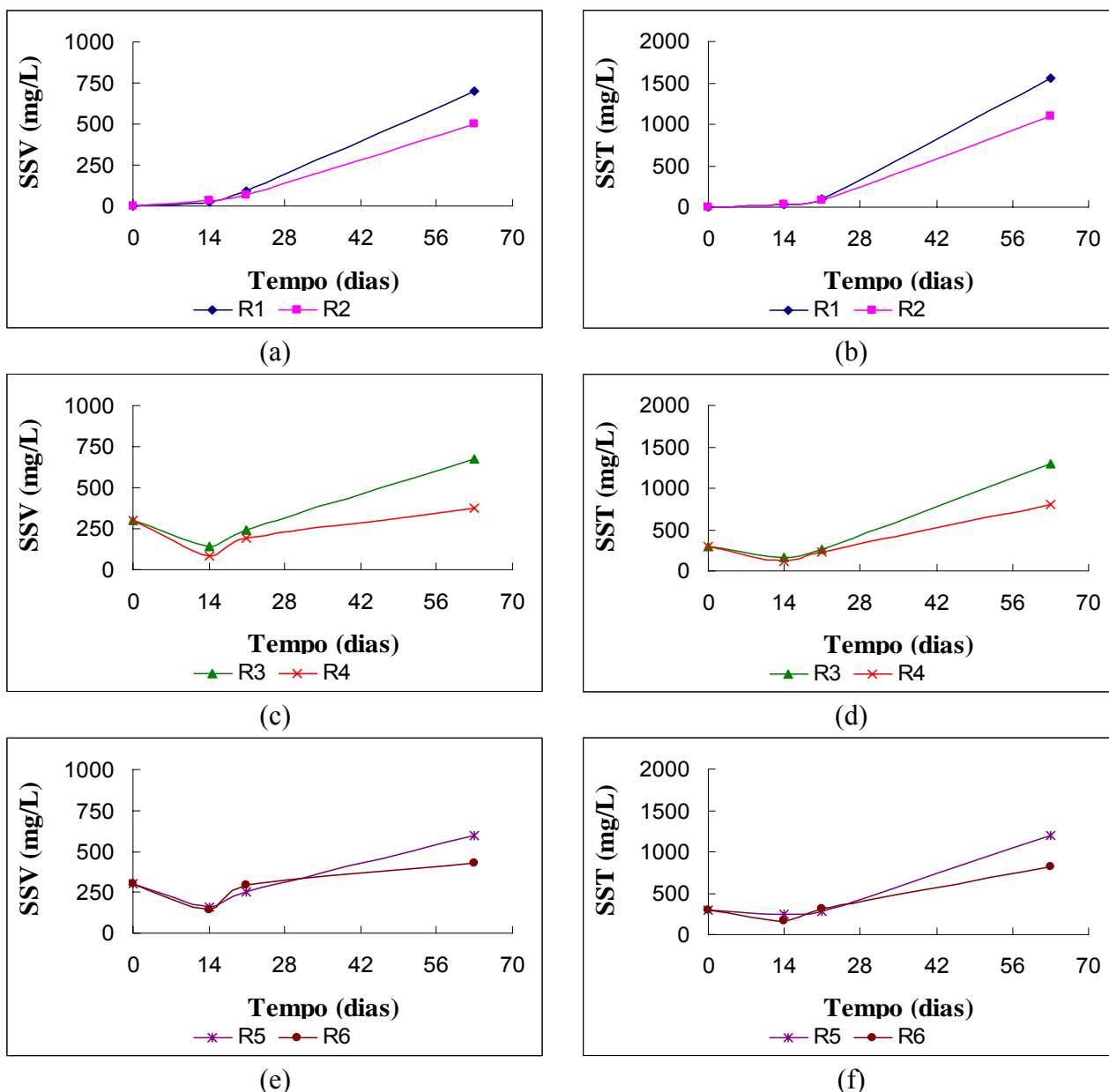


Figura 5.10 - Avaliação da influência de diferentes periodicidades de cargas de substrato na evolução de (a), (c) e (e) SSV e (b), (d) e (f) SST nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R1), lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R2), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R3), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R4), lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 2 dias (R5) e lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 7 dias (R6).

Observa-se que a periodicidade de cargas de 2 dias proporciona o maior desenvolvimento da comunidade microbiana, já que fornece de forma gradativa, substrato para crescimento de microrganismos sem atribuir uma carga tóxica significativa.

Na Figura 5.11 são apresentados os resultados de avaliação da atividade do inóculo pela adaptação do teste de OUR, para os ensaio realizados com taxas de diluição de 10 e 5 vezes e

periodicidade de cargas de 2 e 7 dias. Vale ressaltar que nos reservatórios 1 e 2 (sem adição de inóculo) não houve produção de lodo suficiente para a realização dos testes de atividade.

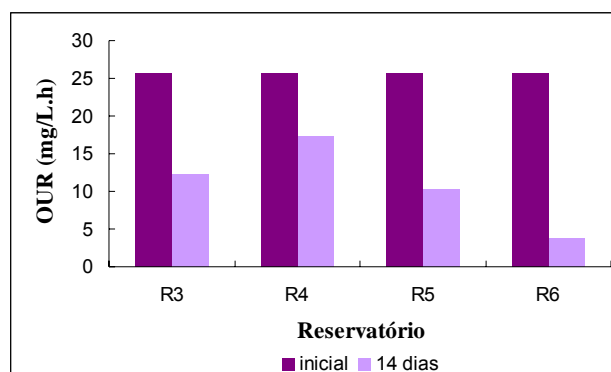


Figura 5.11 - Atividade do lodo nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R1), lixiviado bruto diluído 10x e cargas a cada 7 dias (R2), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 2 dias (R3), lixiviado inoculado diluído 10 x e cargas a cada 7 dias (R4), lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 2 dias (R5) e lixiviado inoculado diluído 5 x e cargas a cada 7 dias (R6).

Para taxa de diluição de 10 vezes observa-se que não há diferença significativa na atividade do lodo tanto para periodicidade de cargas de 2 e 7 dias. No entanto, para taxa de diluição de 5 vezes observa-se a redução de atividade com o emprego de periodicidades de cargas de 7 dias. Esses resultados indicam a presença de agentes atribuidores de toxicidade e reforçam a hipótese anteriormente apresentada de que a periodicidade de 7 dias pode proporcionar maior condição de estresse aos microrganismos em relação ao nível de toxicidade inerente ao lixiviado.

5.4 Monitoramento da partida das lagoas facultativas

Para considerar a partida encerrada nas lagoas facultativas, esperava-se uma eficiência de remoção de DQO significativa e constante, concentração de sólidos suspensos voláteis estável e pH na faixa de 6,0 a 8,0, favorável a digestão aeróbia (SPEECE, 1996; KAYHANIAN et al., 1991). Na avaliação da partida foram monitorados os seguintes parâmetros: DQO total, pH, série sólidos, alcalinidade, OD e temperatura. Os parâmetros OD e temperatura só passaram a ser monitorados a partir do 35º dia de partida, data esta da aquisição do oxímetro. A Figura 5.12 mostra os resultados do monitoramento da partida, que teve duração de 160 dias.

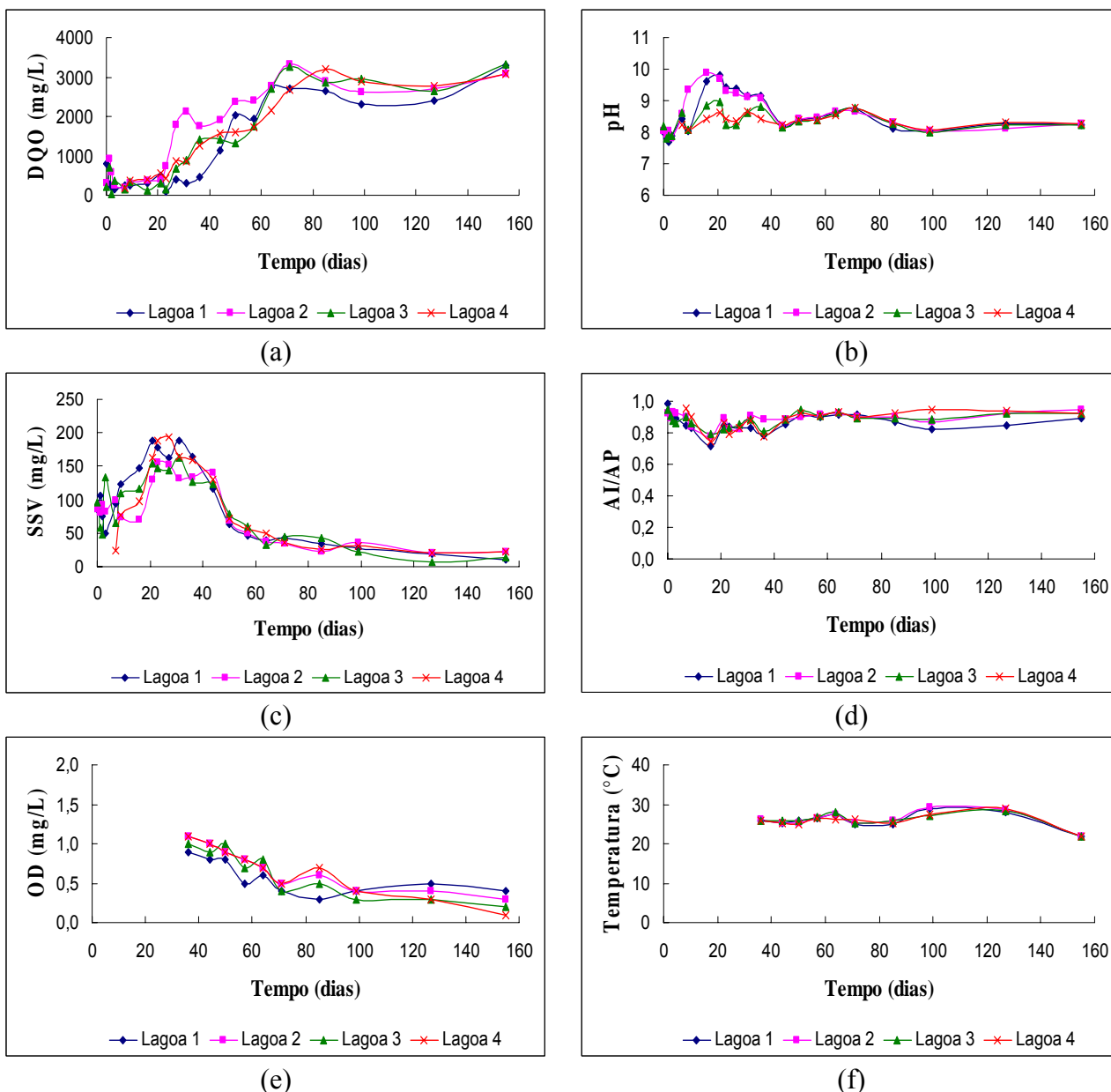


Figura 5.12 - Parâmetros de avaliação da partida das lagoas facultativas: (a) DQO total; (b) pH; (c) SSV; (d) AI/AP; (e) OD e (f) Temperatura.

A DQO total apresentou baixos valores devido à diluição inicial (10 vezes) e concentrações constantes em todas as lagoas até o 21º dia de partida, o que era esperado em função do regime adotado na partida (batelada). O aumento da DQO após esta data é justificado pelo início de cargas de matéria orgânica, procedimento previsto no processo de partida após o aparecimento visual de algas. A Lagoa 1 apresentou concentrações moderadamente mais baixas de DQO devido a falhas operacionais iniciais em sua alimentação (ausência de cargas).

O pH apresentou valores crescentes até o 21º dia de partida em função da produção de algas nas lagoas favorecida pela diluição do lixiviado. Com o início das cargas de lixiviado (matéria

orgânica), estes valores sofreram redução até a faixa de pH do lixiviado bruto. O pH se manteve estável após o 85º dia de partida.

Até o 21º dia de partida, a coleta das amostras era precedida de homogeneização das lagoas. Esse procedimento foi cancelado em função de não se obter uma uniformidade de mistura nas lagoas, devido à variação por se tratar de um procedimento manual pelos diferentes responsáveis pela coleta. Isto contribuiu para uma forte oscilação dos resultados de SSV até esta data. Observou-se um decréscimo da concentração de SSV até o 71º dia e posterior recuperação em torno do 85º dia de partida, cujas concentrações médias de sólidos suspensos voláteis de todas as lagoas situaram-se próximas a 48 mg/L. Após essa data, a concentração de SSV apresentou queda até a concentração média do lixiviado bruto (16 mg/L), indicando uma possível inibição biológica no sistema. Estes resultados são reforçados pela falta de oxigênio na massa líquida ($< 1,0$ mg/L) para a obtenção de energia para desenvolvimento por parte da biomassa na oxidação da matéria orgânica e/ou efeitos tóxicos do lixiviado.

A relação entre a alcalinidade intermediária da degradação e parcial aeróbia (AI/AP), ou seja, a relação entre a alcalinidade obtida na faixa de pH 5,8 e 4,5, teve comportamento constante. Esta relação apresentou um decréscimo nas primeiras idades. O aparecimento de algas contribuiu para o aumento do oxigênio dissolvido e para a manutenção da alcalinidade do meio. Entretanto, notou-se alteração imediata da coloração do líquido após o início das cargas de matéria orgânica, ficando este mais escuro e indicando mortandade parcial das algas em função das cargas de lixiviado. Após o 57º dia de partida, a alcalinidade apresentou comportamento constante a níveis semelhantes a do lixiviado bruto.

As temperaturas das lagoas situaram-se entre 25 e 30°C, não adversas ao tipo de tratamento aplicado. Os parâmetros avaliados indicaram que a partida do sistema não obteve sucesso, sendo que o efluente da lagoa apresentou características bem similares ao lixiviado bruto, onde não foram observadas remoções de poluentes significativas e estabilidade na produção de sólidos voláteis. As possíveis causas do insucesso da partida podem estar associadas ao baixo teor de oxigênio dissolvido necessário às atividades biológicas dos microrganismos aeróbios, e aos efeitos inibitórios na biodegradação provocados pela alta concentração de amônia no lixiviado. Esses resultados sugerem que os efeitos de toxicidade relativos à amônia presente no lixiviado devem ser avaliados, assim como o favorecimento de oxigênio na massa líquida da lagoa.

5.5 Avaliação da toxicidade da amônia na degradação aeróbia

A estimativa de remoção de amônia foi necessária na preparação das amostras para a avaliação da toxicidade da amônia na degradação aeróbia. Para esta estimativa, foram avaliadas duas técnicas de remoção da amônia livre por arraste empregando agitação (*stripping*) e aeração (*air-stripping*). Os ensaios foram realizados em duplicatas e estão representados na Figura 5.13.

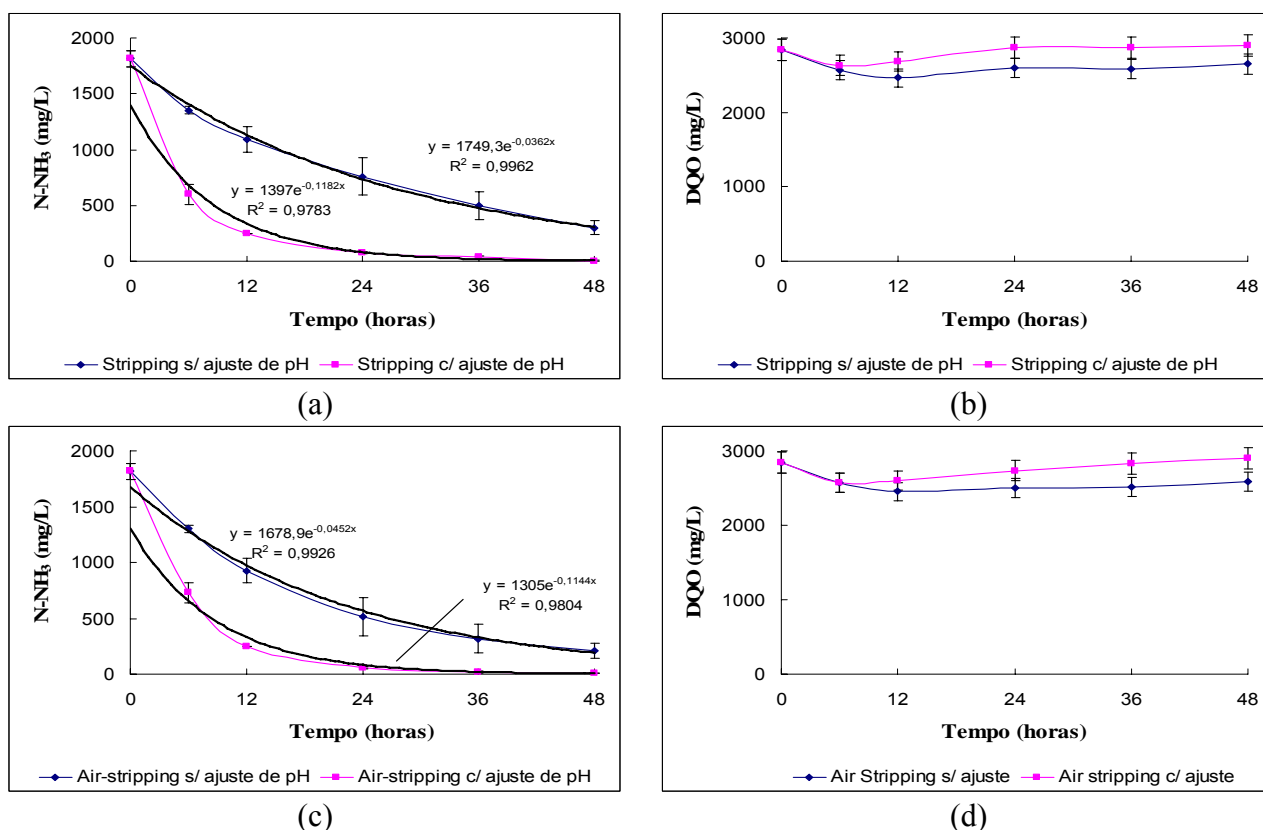


Figura 5.13 - (a) e (c) Remoção de amônia por arraste; (b) e (d) Monitoramento da degradação aeróbia durante o preparo das amostras para ensaios de toxicidade de amônia.

Os resultados mostraram eficiências de remoção de amônia semelhantes para as técnicas testadas. Obteve-se eficiências médias máximas de remoção em 24 horas, para lixiviado com concentração inicial de nitrogênio amoniacal de 1.816 mg/L, de 73 e 98% para os ensaios realizados através de *stripping* sem e com o ajuste de pH respectivamente, contra 83 e 99% para os ensaios realizados através de *air-stripping*. Notou-se também que o ajuste de pH para a faixa alcalina contribuiu significativamente para uma maior eficiência de remoção de amônia.

O modelo exponencial foi o que obteve melhor ajuste para todas as técnicas avaliadas ($R^2 > 0,9$). Nota-se um melhor ajuste nos ensaios sem o emprego da correção de pH. Este fato pode ser explicado pela menor distribuição da amônia na forma livre em função do valor do pH *in*

natura do lixiviado ($\text{pH} > 8,0$), enquanto que para as amostras com o pH ajustado, quase a totalidade da amônia se encontra na forma livre, sendo que no modelo exponencial, o decaimento inicial é proporcional à concentração de amônia passível de arraste.

A degradação biológica da matéria orgânica foi verificada durante a preparação das amostras. Não se observa degradação significativa durante as primeiras 48 horas para todas as técnicas empregadas. Entretanto, para as amostras com ajuste de pH, observa-se um incremento de DQO solúvel em relação às amostras sem ajuste de pH. Este fato pode ser explicado pela inibição parcial dos microrganismos ocasionada pelo alto valor de pH (11,5), fora da faixa considerada ótima (6,0 - 8,0) para as atividades de degradação aeróbia (KAYHANIAN et al., 1991) seguida pelos processos de decaimento endógeno e lise celular dos microrganismos resultando no lançamento de SMPs no meio.

Diamadopoulos (1994) obteve uma remoção de amônia de 95% empregando *stripping* por 24 horas com correção de pH para 11,5 em lixiviados de aterro sanitário com concentração inicial de 2.215 mg/L. A remoção foi maior para uma taxa de agitação crescente em consequência de uma maior interação entre o líquido e o ar.

Visando a minimização das modificações das propriedades naturais do lixiviado, a preparação das amostras para os ensaios de biodegradabilidade foi através da técnica de remoção de amônia empregando *stripping* sem o ajuste de pH. A Figura 5.14 mostra os ensaios de biodegradabilidade aeróbia para os reatores com diferentes concentrações de amônia nas amostras de lixiviado preparadas.

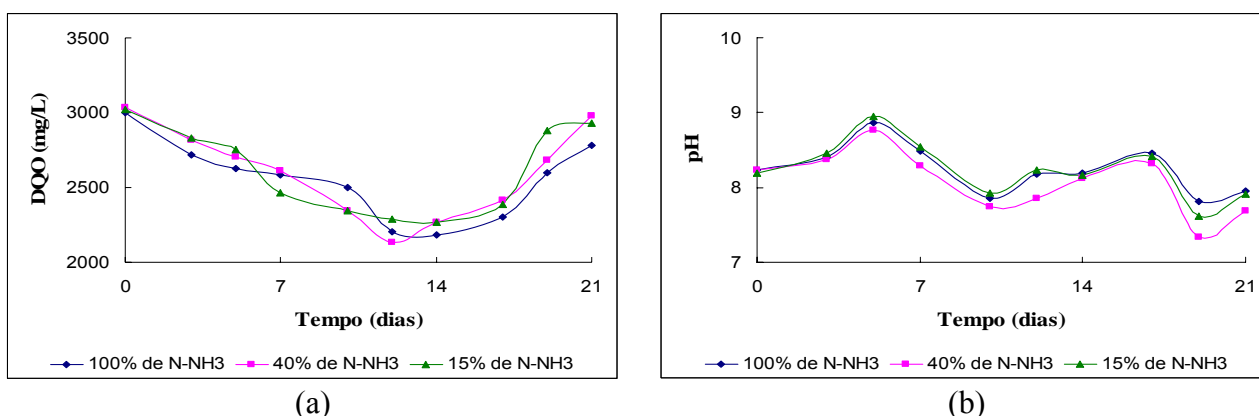


Figura 5.14 - Avaliação da toxicidade da amônia na degradação aeróbia (a) DQO solúvel e (b) pH.

O monitoramento da DQO solúvel nos mostra um comportamento homogêneo na degradação aeróbia para todas as configurações dos reatores. Nota-se que não houve diferenças

significativas na eficiência de remoção de matéria orgânica entre os reatores com amostras de lixiviado *in natura* e lixiviado submetido à remoção de amônia. Entretanto, uma menor eficiência de remoção pode ser observada para o reator com concentração de amônia igual a 15% do valor do lixiviado *in natura*, que pode estar associada à menor concentração de nutrientes.

Pode-se observar também um aumento da concentração de DQO solúvel a partir do 10º dia de incubação, diferentes dos resultados obtidos no item 5.6.2.3 nos ensaios de biodegradabilidade aeróbia do lixiviado bruto. Este incremento de matéria orgânica se deve, em maior parte, ao fato do aumento da concentração ocasionado pela evaporação da amostra, acentuado pela temperatura ambiente elevada e as condições de ensaio, e também ao fenômeno de decaimento da comunidade microbiana em ausência de substrato passível de degradação.

Os elevados valores iniciais de pH se devem provavelmente à volatilização dos ácidos orgânicos voláteis. O pH dos reatores foi controlado próximo a 8 com o objetivo de evitar condições adversas à degradação biológica. Os resultados demonstraram uma tendência de elevação do pH, que pode estar associado principalmente ao consumo de dióxido de carbono, gerados pelas bactérias durante a degradação da matéria orgânica, pelas algas. O pH contribuiu moderadamente para o aumento das eficiências de remoção de DQO, comprovando a sensibilidade da biomassa a essa condição ambiente.

5.6 Proposta de pré-tratamento físico-químico

A cor em lixiviados significa a presença de matéria orgânica decomposta, especialmente as substâncias húmicas, que são constituídas de macromoléculas como ácidos amorfos, predominantemente aromáticos e hidrofílicos, provenientes da decomposição de plantas e resíduos de animais. Operacionalmente, as substâncias húmicas podem ser classificadas em três principais frações: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina. Devido à presença de vários grupos funcionais, carboxilas, hidroxilas alcoólicas e fenólicas, carbonilas, ésteres, etc., as substâncias húmicas podem interagir com materiais orgânicos e inorgânicos por meio de processos físicos e químicos (SANTOS e REZENDE, 2002). Ainda assim, em relação aos tratamentos aeróbios onde o suprimento de oxigênio ocorre através da fotossíntese, a cor do efluente pode interferir na penetração da luz solar na massa líquida e conseqüentemente na concentração de oxigênio dissolvido do meio. Neste contexto, a avaliação do pré-tratamento físico-químico visou principalmente a remoção de cor.

Para a determinação do modelo experimental e o tratamento dos dados foi utilizado o software MINITAB® Release 14, sendo que as análises dos efeitos principais dos fatores variáveis e suas respectivas interações foram através das ferramentas estatísticas Planejamento Fatorial 2^k e Fatorial Fracionado 2^{k-1} .

5.6.1 Determinação das condições ótimas de ensaio

5.6.1.1 Coagulação/floculação

A relação entre as eficiências médias de remoção de cor e DQO para as diferentes condições operacionais nos ensaios de C/F estão representados na Figura 5.15 respectivamente.

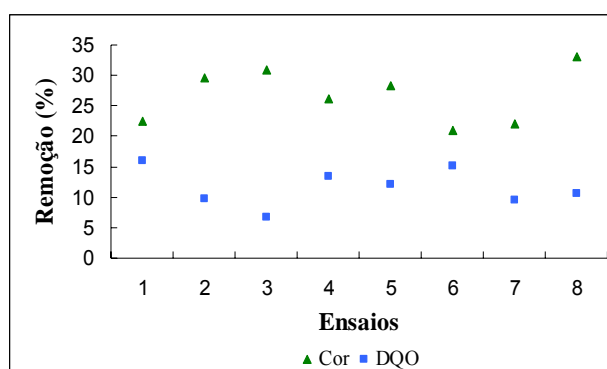
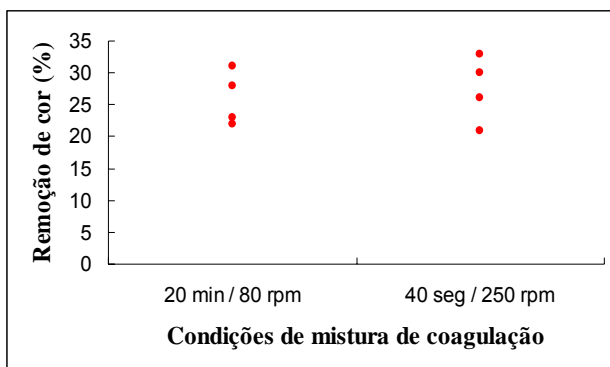


Figura 5.15 - Relação entre as eficiências de remoção e cor e DQO total nos ensaios de C/F.

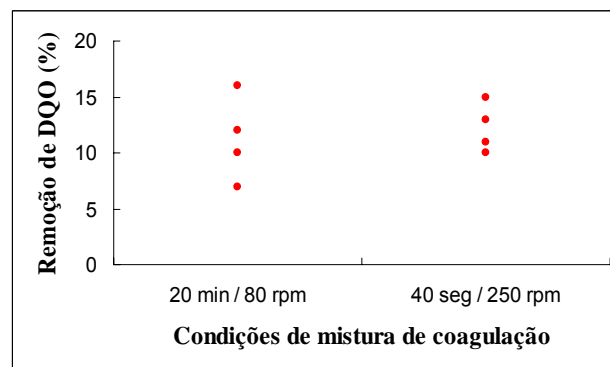
Observa-se uma remoção máxima média de cor e DQO em torno de 33 e 16% respectivamente. O ensaio 8 sugere a condição mais apropriada nos ensaios de C/F para sua aplicação como pré-tratamento em conjugações com sistemas biológicos aeróbios, onde se obteve remoções médias de cor e DQO de 33 e 11% respectivamente.

a) Variável: condição de mistura de coagulação

A Figura 5.16 mostra os resultados dos efeitos da condição de mistura de coagulação nos ensaios de C/F. Nota-se que o fator condição de mistura de coagulação não teve efeitos significativos na eficiência do tratamento para todos os ensaios.



(a)

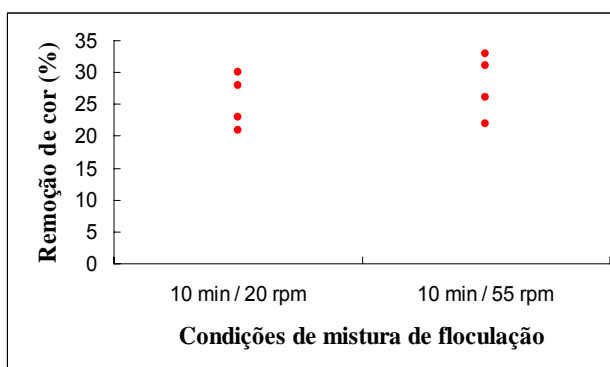


(b)

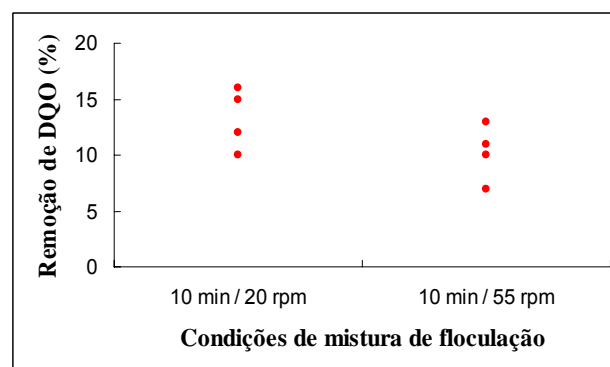
Figura 5.16 - Avaliação dos efeitos da condição de mistura de coagulação nos ensaios de C/F sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.

b) *Variável: condição de mistura de floculação*

A Figura 5.17 mostra os resultados dos efeitos da condição de mistura de floculação nos ensaios de C/F. Observa-se um leve acréscimo na eficiência de remoção de cor e decréscimo na eficiência de remoção de DQO quando se passa da condição de mistura de floculação lenta para rápida.



(a)

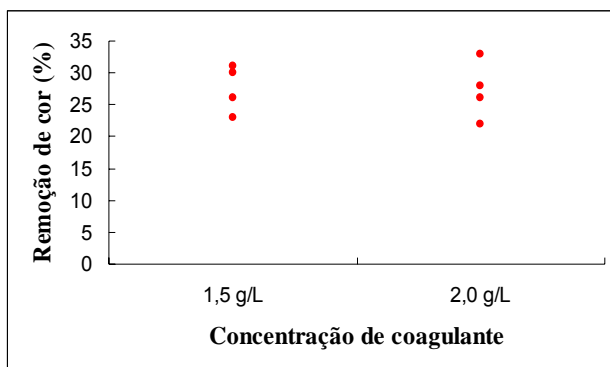


(b)

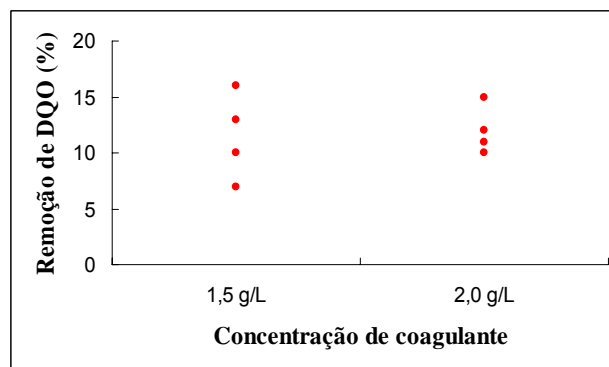
Figura 5.17 - Avaliação dos efeitos da condição de mistura de floculação nos ensaios de C/F sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.

c) *Variável: concentração de coagulante*

A Figura 5.18 mostra os resultados dos efeitos da concentração de coagulante nos ensaios de C/F. Ao contrário do que se esperava o aumento da concentração de coagulante não teve efeitos significativos na eficiência do tratamento para todos os ensaios. A maior concentração apresentou resultados médios de remoção de cor mais altos, e uma menor variabilidade nos resultados para a remoção de DQO.



(a)

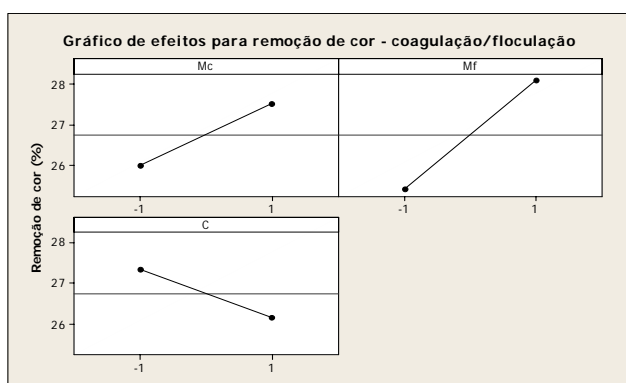


(b)

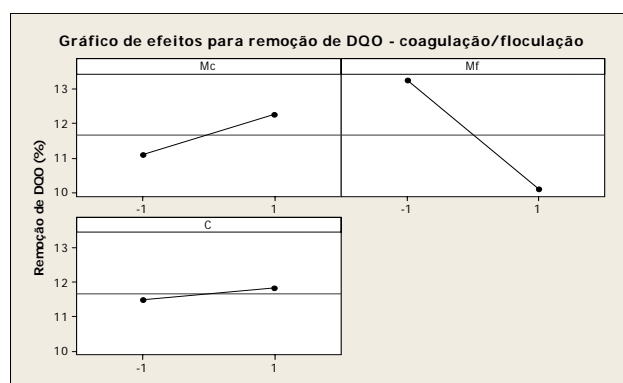
Figura 5.18 - Avaliação dos efeitos da concentração de coagulante nos ensaios de C/F sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.

d) Influência dos fatores e interações nos ensaios de coagulação/floculação

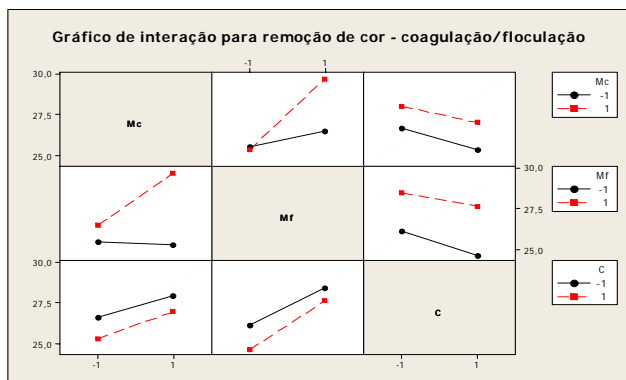
A Figura 5.19 apresenta a estimativa dos efeitos principais dos fatores variáveis e suas interações na eficiência de remoção de cor e DQO, quando ocorre mudança do nível mais baixo (-) para o nível mais alto (+), relacionados os resultados do tratamento estatístico para os ensaios de C/F.



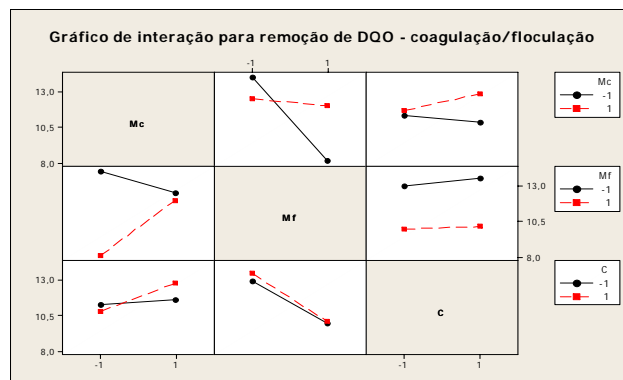
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 5.19 - Avaliação dos efeitos principais dos fatores variáveis e suas interações para os ensaios de C/F (a) e (c) Cor; (b) e (d) DQO total.

Para um nível de significância $\alpha = 0,10$, observa-se pelos gráficos de Probabilidade Normal e Pareto que para a remoção de cor e DQO, a interação entre todos os fatores influi moderadamente na eficiência do tratamento. O fator condição de mistura de floculação é significativo apenas na remoção de DQO, sendo que em sua condição mais lenta, a eficiência do tratamento é favorecida. A Figura 5.20 mostra os efeitos significativos dos fatores variáveis nos ensaios de C/F e suas interações.

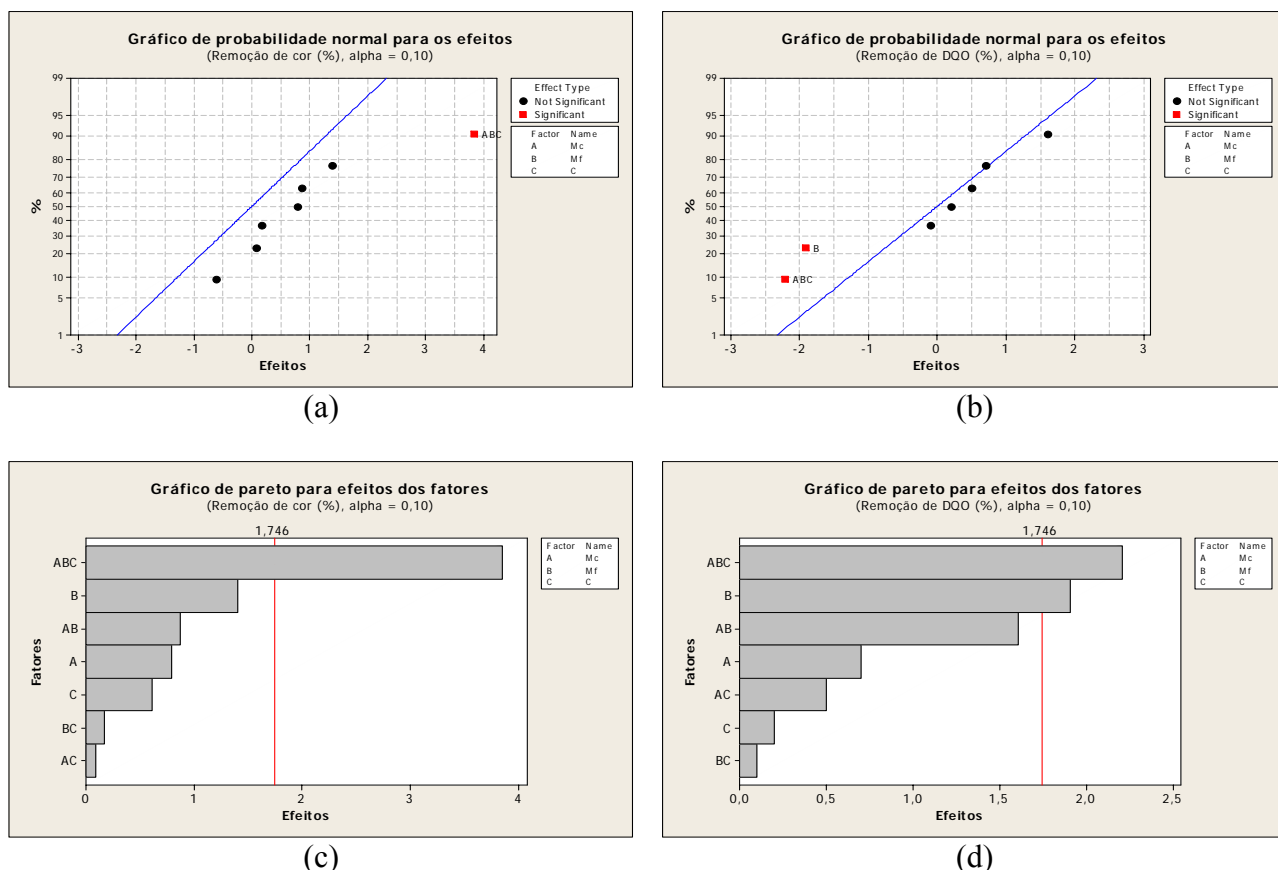


Figura 5.20 - Gráfico de Probabilidade Normal e Pareto dos efeitos variáveis nos ensaios de C/F (a) e (c) Cor; (b) e (d) DQO.

Os ensaios de coagulação/floculação não apresentaram elevadas eficiências de remoção de cor e DQO. Nota-se que para o emprego da coagulação/floculação como pré-tratamento de sistemas biológicos é interessante uma velocidade de mistura de floculação lenta, pois favorece a remoção de cor em detrimento da remoção de DQO, objetivo principal da etapa biológica. A concentração de coagulante não se mostrou determinante, o que pode ser favorável à sua aplicação do ponto de vista econômico.

5.6.1.2 POA/Fenton

Os resultados médios obtidos de eficiência de remoção de cor e DQO para diferentes condições operacionais nos ensaios de POA/Fenton estão representados na Figura 5.21 respectivamente.

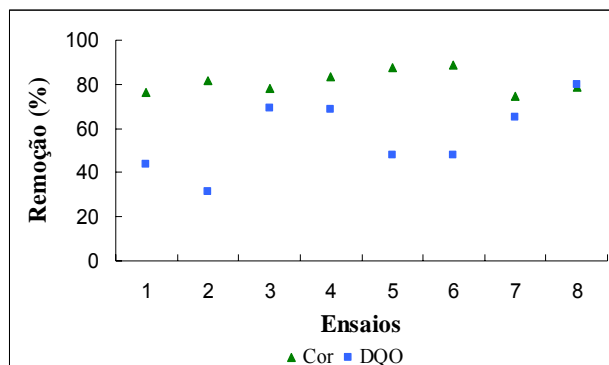


Figura 5.21 - Relação entre as eficiências de remoção de cor e DQO total nos ensaios de POA/Fenton.

Os valores de DQO apresentados já foram corrigidos quanto à interferência da presença de H_2O_2 na análise, que apresentaram valores pouco significativos. Observa-se uma remoção máxima média de cor e DQO em torno de 90 e 80% respectivamente. O ensaio 5 e 6 atingiram resultados semelhantes, mais indicados na aplicação de pré-tratamento em conjugações com sistemas biológicos aeróbios, sendo que o ensaio 5 possui vantagens em sua aplicação nos ensaios de POA/Fenton, já que este utiliza menor dosagem de peróxido de hidrogênio. Neste ensaio foram obtidas eficiências médias de remoção de cor e DQO de 87 e 48% respectivamente.

a) Variável: pH

A Figura 5.22 mostra os resultados dos efeitos do pH nos ensaios de POA/Fenton. Observa-se que para valores de pH igual a 5 o tratamento se apresentou mais eficiente, o que significa um menor gasto de reagente.

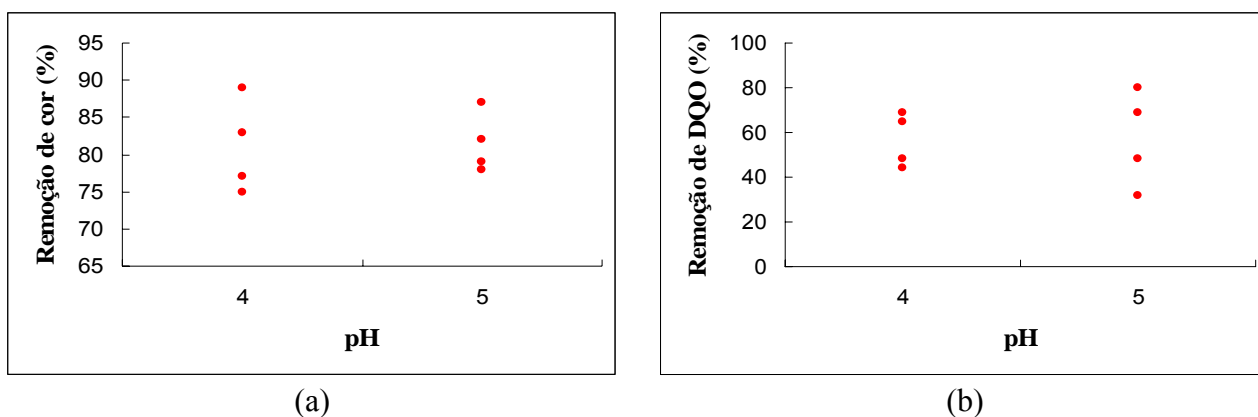


Figura 5.22 - Avaliação dos efeitos do pH nos ensaios de POA/Fenton sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.

b) *Variável: proporção H_2O_2/Fe^{2+}*

A Figura 5.23 mostra os resultados dos efeitos da proporção H_2O_2/Fe^{2+} nos ensaios de POA/Fenton. Analisando os fatores individualmente, verificou-se que as relações H_2O_2/Fe^{2+} igual a 4 e 12 foram as mais eficientes tanto para a remoção de cor quanto de DQO, mas por usar menor dosagem de reagentes, a relação H_2O_2/Fe^{2+} igual a 4 levou a uma diminuição da geração do lodo se mostrando mais viável e adequada.

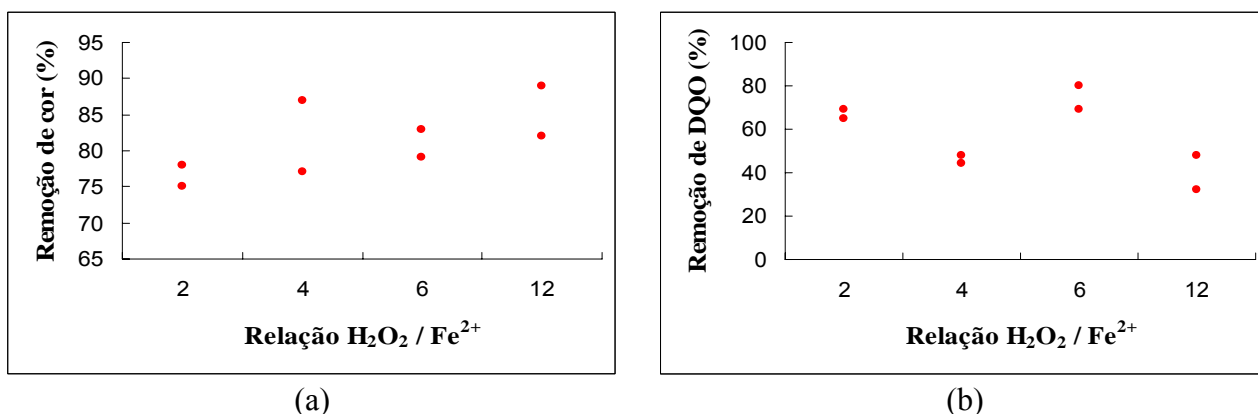
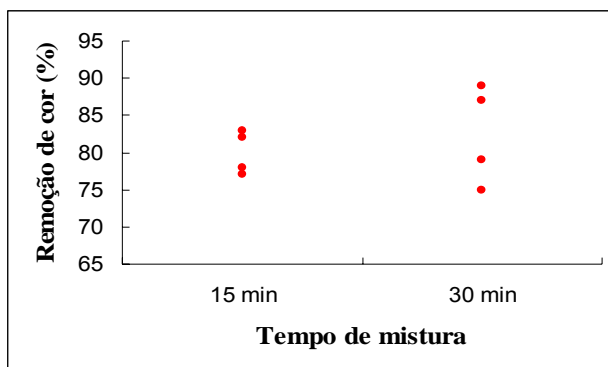


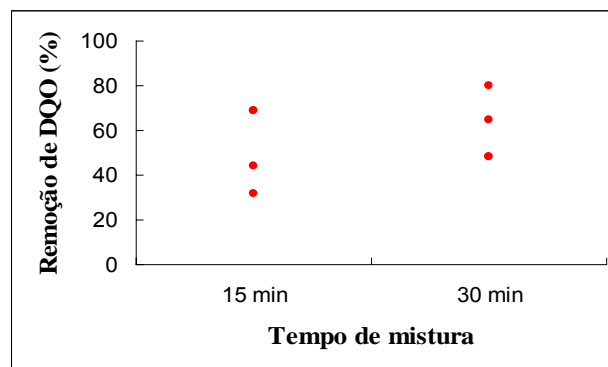
Figura 5.23 - Avaliação dos efeitos da proporção H_2O_2/Fe^{2+} nos ensaios de POA/Fenton sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.

c) *Variável: tempo de mistura*

A Figura 5.24 mostra os resultados dos efeitos do tempo de mistura nos ensaios de POA/Fenton. O tempo de 30 minutos apresentou nitidamente melhor eficiência em ambos os aspectos do tratamento. Notou-se também a estabilização do pH por volta de 15 minutos após o início da reação, mostrando que o tempo empregado foi suficiente para a reação completa.



(a)

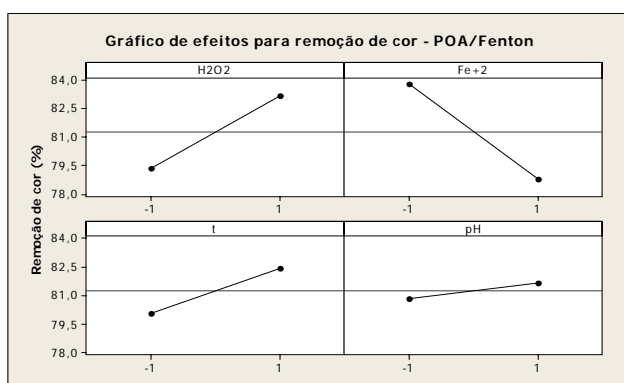


(b)

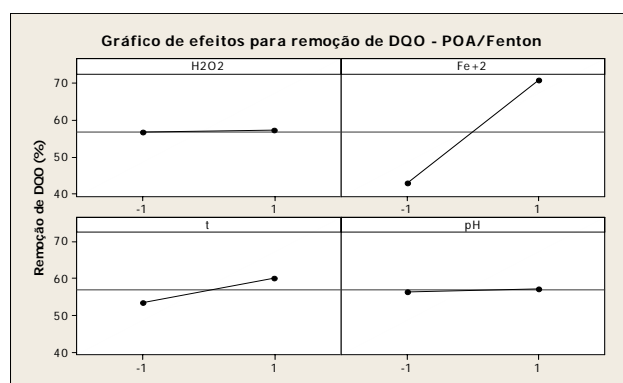
Figura 5.24 - Avaliação dos efeitos do tempo de mistura nos ensaios de POA/Fenton sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.

d) Influência dos fatores e interações nos ensaios de POA/Fenton

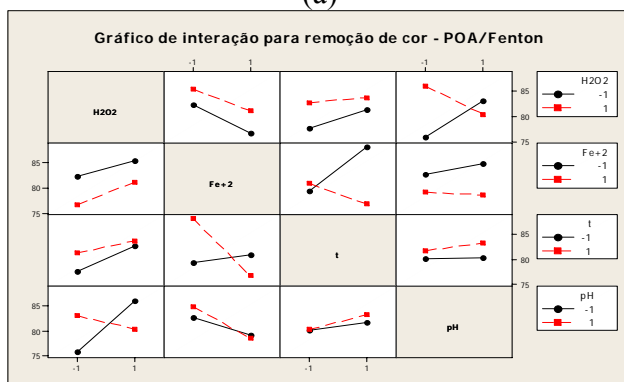
A Figura 5.25 apresenta a estimativa dos efeitos principais dos fatores variáveis e suas interações na eficiência de remoção de cor e DQO, quando ocorre mudança do nível mais baixo (-) para o nível mais alto (+), relacionados os resultados do tratamento estatístico para os ensaios de POA/Fenton.



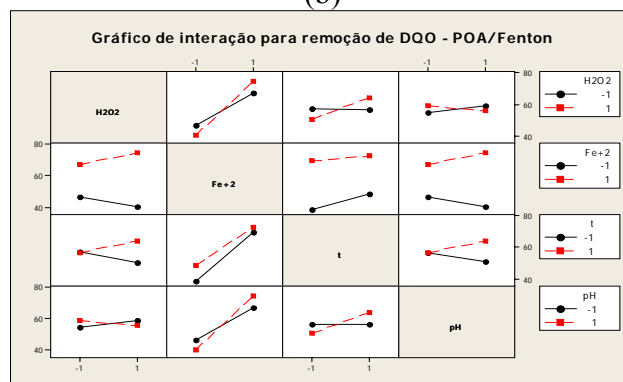
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 5.25 - Avaliação dos efeitos principais dos fatores variáveis e suas interações para os ensaios de POA/Fenton (a) e (c) Cor; (b) e (d) DQO total.

Para um nível de significância $\alpha = 0,10$, observa-se pelos gráficos de Probabilidade Normal e Pareto que para a remoção de cor os fatores avaliados não se mostraram significativos,

enquanto que para a remoção de DQO, apenas o fator concentração de Fe^{2+} apresentou significância. Nota-se também que menor dosagem de ferro obtém-se uma maior remoção de cor e uma remoção de DQO compatível com pré-tratamentos de sistemas biológicos. A Figura 5.26 mostra os efeitos significativos dos fatores variáveis nos ensaios de POA/Fenton e suas interações.

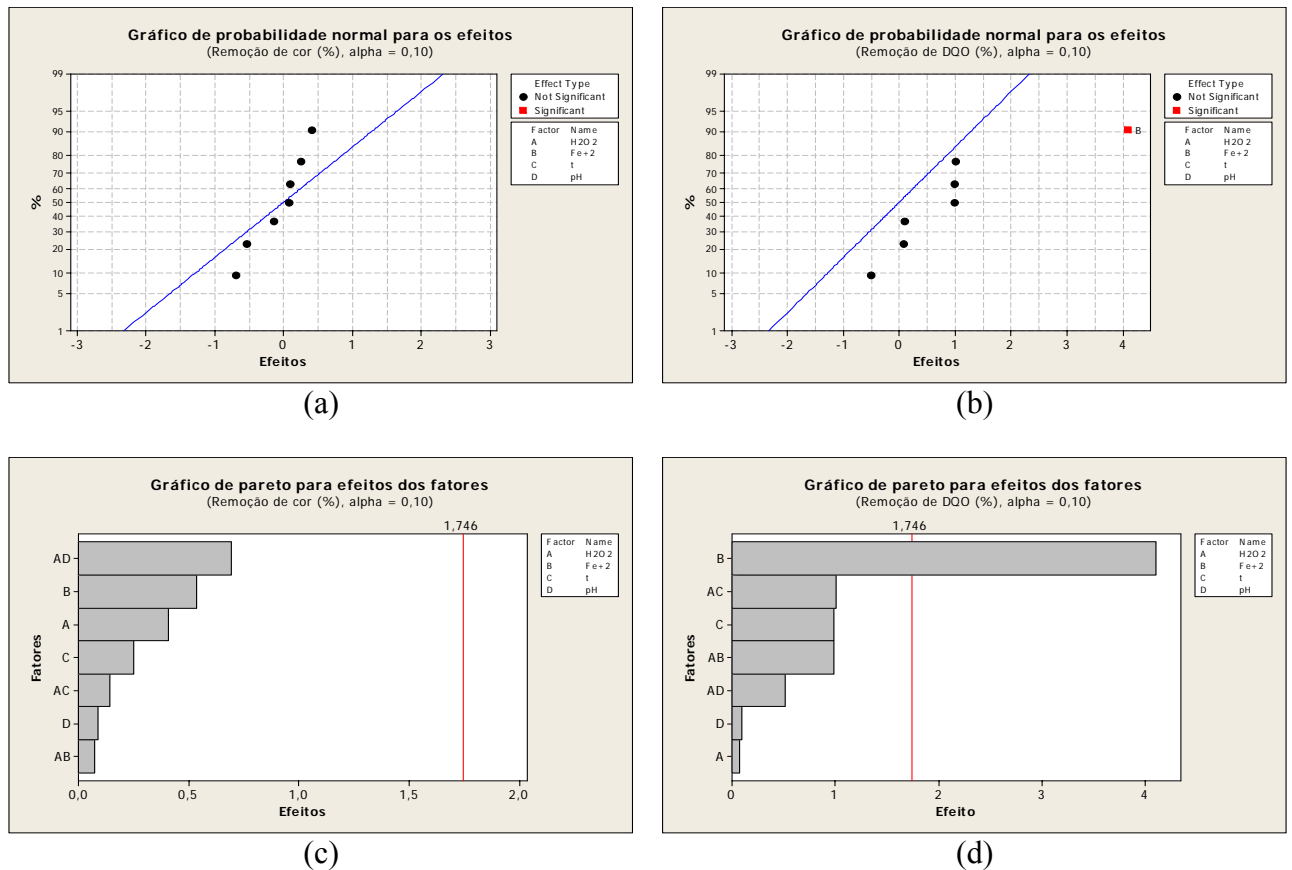


Figura 5.26 - Gráfico de Probabilidade Normal e Pareto dos efeitos variáveis nos ensaios de POA/Fenton (a) e (c) Cor; (b) e (d) DQO.

Os ensaios de POA/Fenton apresentaram alta eficiência de remoção de matéria orgânica e cor no tratamento de lixiviados de aterro sanitário (> 90% para remoção de cor e até 80% para a remoção de DQO) além de contribuírem no aumento da biodegradabilidade do efluente, favorecendo sua aplicação como pré-tratamento na conjugação com sistemas biológicos. Entretanto, este tipo de tratamento envolve duas etapas operacionais distintas (oxidação/neutralização-precipitação) elevando a complexidade do tratamento, grande geração de lodo (cerca de 20% do volume de líquido a ser tratado), além de um tempo de decantação significativo (> 3 hora) para a separação do lodo.

5.6.1.3 Adsorção em carvão ativado

CAG

Os resultados obtidos nos ensaios de CAG referentes às eficiências de remoção de cor e DQO avaliando diferentes tamanhos de colunas de percolação estão representados na Figura 5.27 respectivamente.

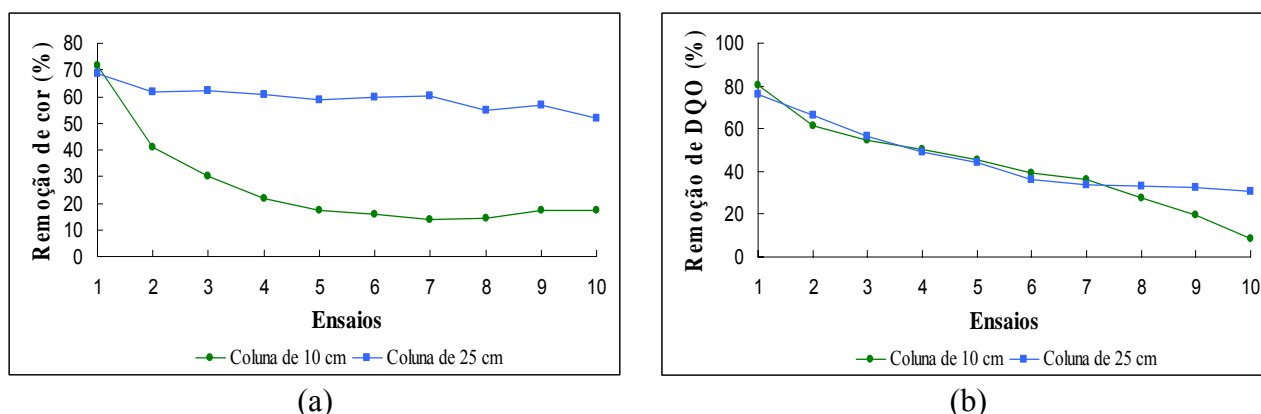


Figura 5.27 - Efeitos do tamanho da coluna nas eficiências de remoção de (a) Cor e (b) DQO total nos ensaios de CAG.

O ensaio com a coluna de 25 cm apresentou o dobro da eficiência média de remoção de cor (59%) do que a coluna de 10 cm (26%) sugerindo que a maior coluna apresenta-se mais adequada no emprego como pré-tratamento em conjugações de sistemas biológicos aeróbios. Este resultado de remoção era esperado devido ao maior contato efluente/carvão e maior presença de sítios ativos no carvão ativado ao longo da coluna de percolação.

A eficiência de remoção de DQO se mostrou indiferente quando se variou o tamanho da coluna de percolação até a saturação do carvão. Após a coleta 7, observou-se a saturação do carvão da coluna de 10 cm, desfavorecendo a eficiência do tratamento.

CAP

Os resultados médios obtidos nos ensaios de CAP e a relação entre as eficiências de remoção de cor e DQO estão representados na Figura 5.28 respectivamente.

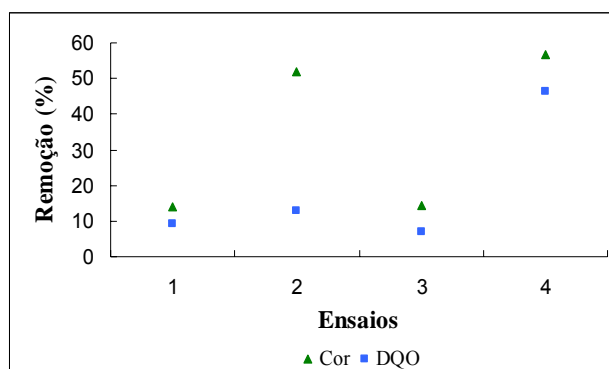


Figura 5.28 - Relação entre as eficiências de remoção de cor e DQO total nos ensaios de CAP.

Observa-se que a remoção de cor depende da concentração de CAP. Para concentrações de CAP de 9.000 mg/L e 1.500 mg/L obteve-se eficiências máximas médias de remoção de cor em torno de 54 e 14% respectivamente, indicando que o ensaio 2, que teve eficiência média de remoção de cor e DQO de 52 e 13% respectivamente, foi o que se apresentou mais adequado na aplicação como pré-tratamento em conjugações com sistemas biológicos aeróbios.

As remoções médias de DQO para concentrações de CAP de 9.000 mg/L variaram muito, enquanto que para concentrações de CAP de 1.500 mg/L ficaram em torno de 8%. Uma maior concentração de CAP e um maior tempo de reação (ensaio 4) favoreceram as remoções de cor e DQO avaliadas no tratamento.

a) Variável: concentração de CAP

A Figura 5.29 mostra os resultados dos efeitos da concentração de CAP nos ensaios de CAP. Observa-se nitidamente um aumento da eficiência de remoção de cor e DQO em função do aumento da concentração de CAP.

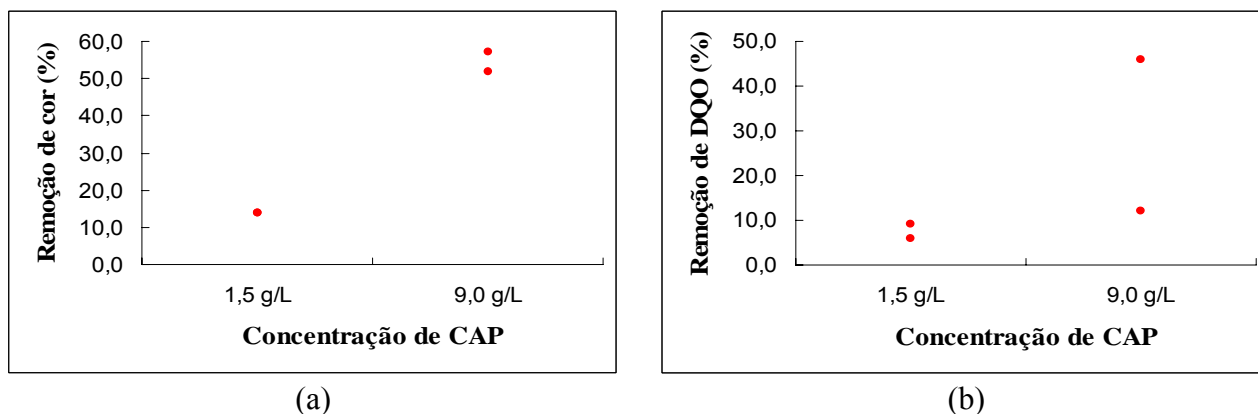


Figura 5.29 - Avaliação dos efeitos da concentração de CAP nos ensaios de CAP sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.

b) Variável: tempo de mistura

A Figura 5.30 mostra os resultados dos efeitos do tempo de mistura nos ensaios de CAP. Os resultados mostram que o tempo de mistura não interfere na eficiência de remoção de cor enquanto que, para a eficiência de remoção de DQO, um maior tempo favorece a eficiência do tratamento.

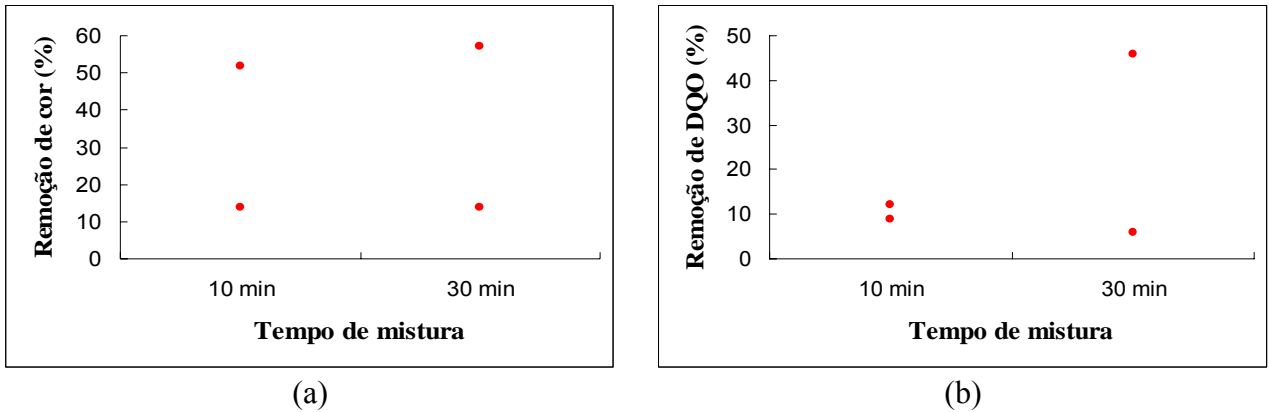
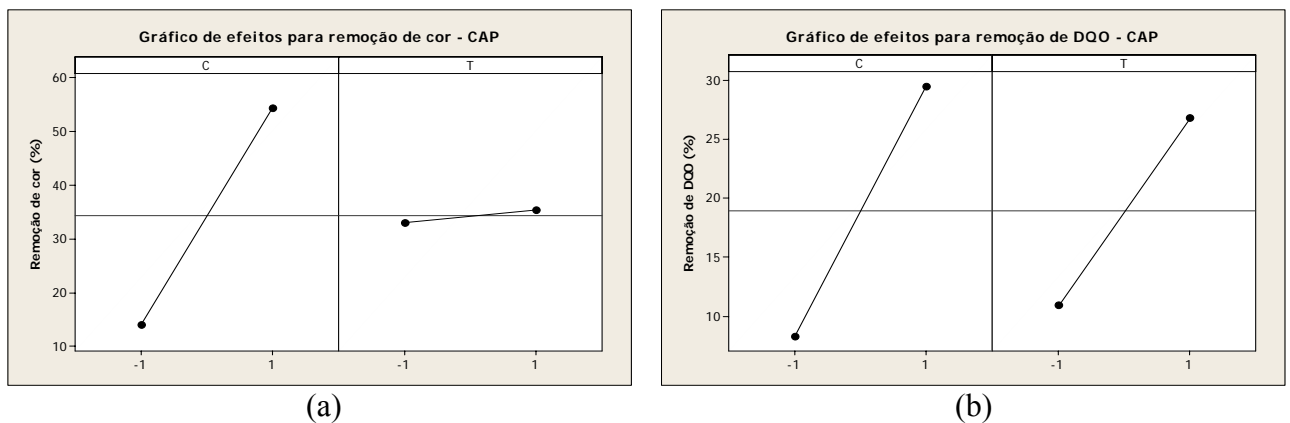
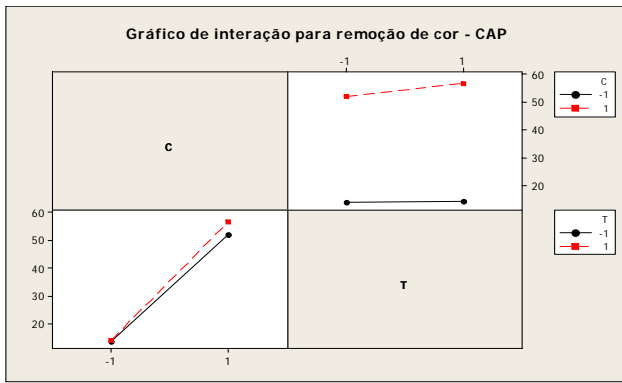


Figura 5.30 - Avaliação dos efeitos do tempo de mistura nos ensaios de CAP sobre a remoção de (a) Cor e (b) DQO total.

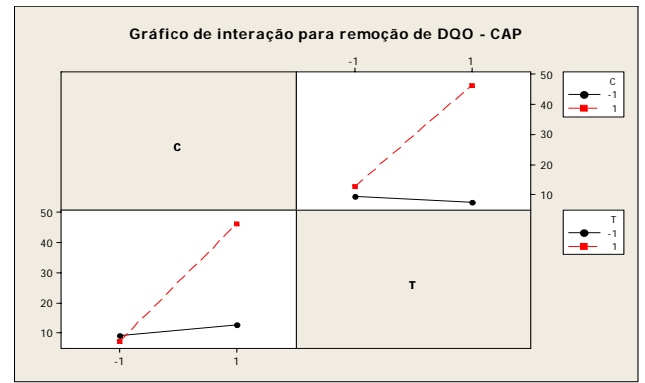
d) Influência dos fatores e interações nos ensaios de CAP

A Figura 5.31 apresenta os efeitos principais dos fatores variáveis e suas interações na eficiência de remoção de cor e DQO, quando ocorre mudança do nível mais baixo (-) para o nível mais alto (+), relacionados os resultados do tratamento estatístico para os ensaios de CAP.





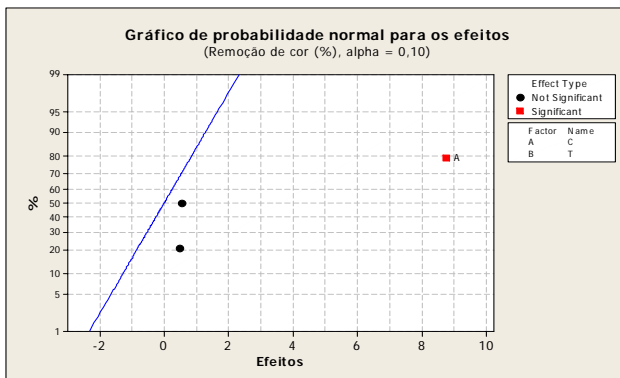
(c)



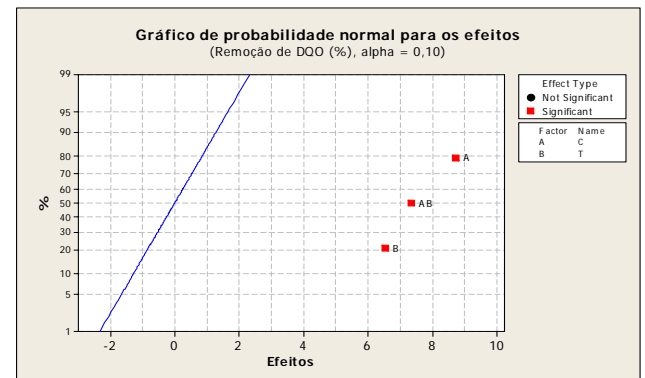
(d)

Figura 5.31 - Avaliação dos efeitos principais dos fatores variáveis e as suas interações para os ensaios de CAP (a) e (c) Cor; (b) e (d) DQO total.

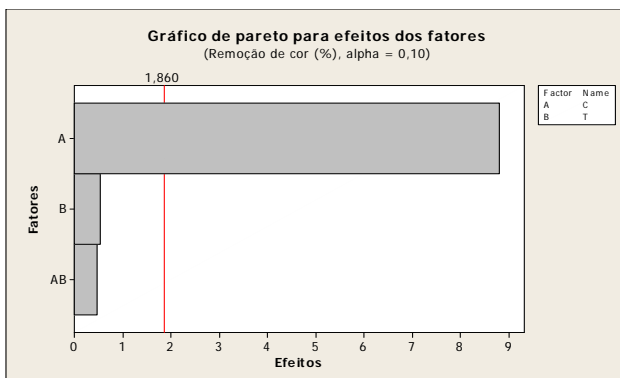
Para um nível de significância $\alpha = 0,10$, observa-se pelos gráficos de Probabilidade Normal e Pareto que para a remoção de cor apenas o fator concentração de CAP foi significativo, enquanto que para a remoção de DQO, todos os fatores envolvidos e suas interações (concentração de CAP e tempo de mistura) apresentou significância. A Figura 5.32 mostra os efeitos significativos dos fatores variáveis nos ensaios de CAP e suas interações.



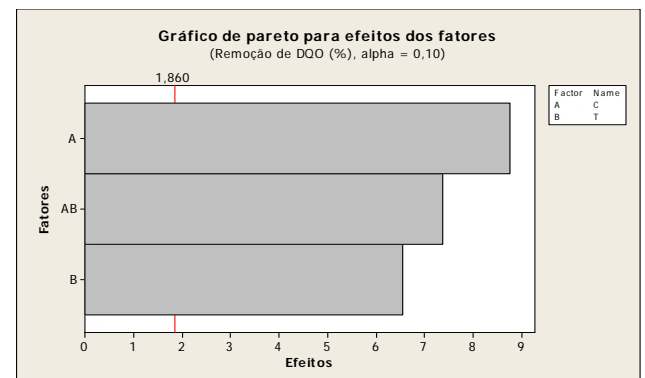
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 5.32 - Gráfico de Probabilidade Normal e Pareto dos efeitos variáveis nos ensaios com CAP (a) e (c) Cor; (b) e (d) DQO.

Nota-se também que para uma maior dosagem de CAP obtém-se uma maior remoção de cor e DQO. A eficiência de remoção de DQO é fortemente influenciada pelo tempo de mistura, onde um maior tempo favorece a eficiência do tratamento. A grande limitação deste tipo de tratamento se deve ao grande consumo de carvão ativado para se obter eficiências próximas aos outros tipos de tratamentos avaliados, o elevado tempo do processo de filtração e a recuperação do carvão ativado.

5.6.2 Caracterização do lixiviado pré-tratado

Para a caracterização do lixiviado pré-tratado e posterior seleção do pré-tratamento, foram selecionados os ensaios considerados nas condições ótimas operacionais para o emprego como pré-tratamento em conjugações com sistemas biológicos aeróbios, sendo o ensaio de número 8 na coagulação/floculação, o ensaio de número 5 no POA/Fenton e o ensaio com a coluna de percolação de 25 cm no tratamento por CAG. A Figura 5.33 mostra o resumo dos resultados médios e respectivos desvios obtidos para os ensaios das diferentes técnicas de tratamentos físico-químicos, em suas condições operacionais consideradas ótimas avaliadas anteriormente.

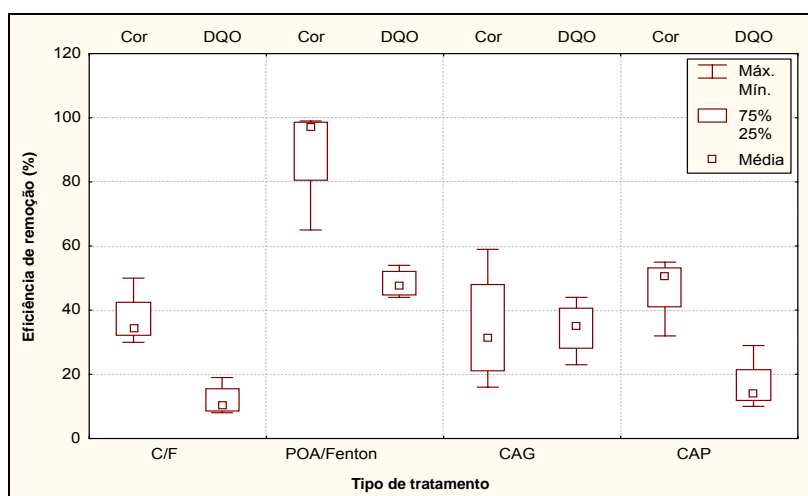


Figura 5.33 - Eficiências de remoção de cor e DQO total para as diferentes técnicas de tratamento físico-químico em condições operacionais ótimas para o emprego como pré-tratamento em conjugações de sistemas biológicos aeróbios.

Em função das semelhanças dos princípios dos processos de CAG e CAP, na caracterização do lixiviado tratado por carvão ativado foi considerada apenas as amostras tratadas por CAG.

5.6.2.1 Parâmetros coletivos específicos ou convencionais

A Tabela 5.4 apresenta os valores dos parâmetros avaliados na caracterização convencional do lixiviado bruto e pós-tratamento físico-químico.

Tabela 5.4 - Caracterização convencional das amostras pós-tratamento físico-químico.

Parâmetros	Unid.	Bruto		Pós-C/F		Pós-POA/Fenton		Pós-CAG	
		Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio
DQO	mg/L	2971	120	2584	197	832	52	1960	199
DBO	mg/L	115	7	125	21	100	14	108	7
DBO/DQO	-	0,04	-	0,05	-	0,12	-	0,05	-
pH	-	8,24	0,18	7,59	0,08	7,56	0,79	8,30	0,31
NTK	mg/L	1579	105	1655	18	1652	20	1655	18
N-NH ₃	mg/L	1516	158	1539	12	1536	11	1539	12
Alcalinidade	mg/L	7595	647	6405	570	4203	630	6991	1035
Cloretos	mg/L	2200	63	2211	47	2200	63	2255	78
Fósforo	mg/L	81	13	71	13	38	4	70	13
SST	mg/L	15	5	44	14	39	11	53	15
SSF	mg/L	6	1	25	5	25	4	27	5
SSV	mg/L	10	4	18	12	14	9	25	16
Cádmio	mg/L	< 0,005	-	< 0,005	-	< 0,005	-	< 0,005	-
Chumbo	mg/L	< 0,05	-	< 0,05	-	< 0,05	-	< 0,05	-
Cromo	mg/L	0,16	0,05	0,13	0,05	0,02	0,01	0,17	0,05
Ferro	mg/L	4,24	1,61	3,30	1,30	2,08	0,22	1,75	0,15
Zinco	mg/L	0,03	0,01	0,07	0,02	0,16	0,05	0,02	0,01

SST = Sólidos Suspensos Totais; SSF = Sólidos Suspensos Fixos; SSV = Sólidos Suspensos Voláteis

Em relação à remoção de cor e poluentes orgânicos, pode-se observar uma maior eficiência de remoção no tratamento por POA/Fenton em relação aos demais tratamentos. Houve uma maior remoção de cor em relação à remoção de DQO no POA/Fenton. Este comportamento pode ser justificado pela formação de produtos intermediários estáveis que requerem um maior tempo para oxidação. Nota-se também um aumento significativo da relação DBO/DQO indicando que o POA/Fenton atribuiu biodegradabilidade ao efluente, e um significativo decréscimo da alcalinidade, que pode ser atribuído à reação de PO_4^{-3} e CO_3^{-2} com o radical hidroxila ($\cdot\text{OH}$).

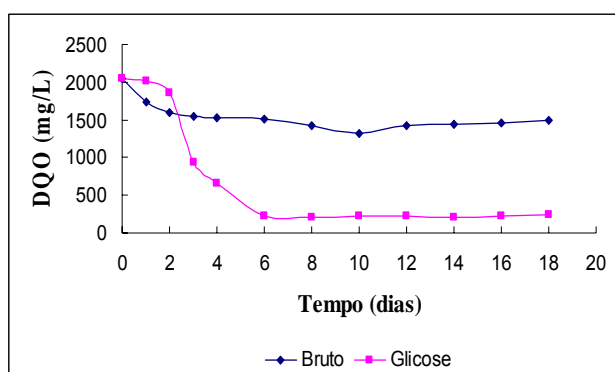
Os tratamentos físico-químicos não atuaram significativamente na remoção de nutrientes com exceção do POA/Fenton, que apresentou uma remoção de 46% do fósforo inicial presente no lixiviado bruto.

A concentração de sólidos suspensos totais no lixiviado pós-C/F e pós-POA/Fenton aumentou consideravelmente, significando uma intensa geração de lodo após a etapa de tratamento. Este resultado é reforçado pela baixa relação SSV/SST (< 0,5) em relação à SSV/SST do lixiviado bruto (0,66), indicando a natureza inorgânica do lodo. O aumento da concentração de sólidos suspensos totais no lixiviado pós-CAG pode estar associado à lavagem inicial ineficiente do carvão.

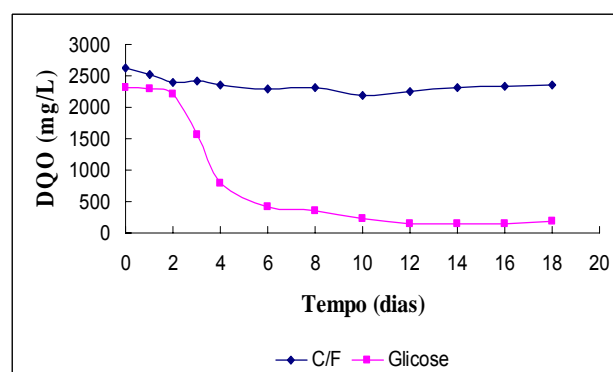
O POA/Fenton e o CAG apresentaram uma remoção de ferro significativa. Este resultado já era esperado devido ao fato de que o carvão ativado apresenta elevada capacidade de remoção de íons metálicos, função tanto de sua alta área superficial específica quanto de sua afinidade eletrônica por este tipo de composto. No POA/Fenton, esta remoção pode estar associada ao fato de que o processo utiliza o Fe^{2+} como catalisador da reação de oxidação pelos radicais hidroxila.

5.6.2.2 DQO inerte

Na Figura 5.34 são apresentados os perfis da DQO solúvel durante o período de monitoramento dos ensaios de DQO inerte empregando amostras de lixiviado bruto e pós-tratamento físico-químico sob condições aeróbias. Para diminuir a variação dos resultados e conseqüentemente melhorar a qualidade dos dados, as amostras geradas foram aproveitadas para todas as análises de caracterização coletiva. Foram empregadas diluições de 1,25 e 4,13 vezes respectivamente para as amostras de lixiviado bruto e CAG, visando se obter volume de amostra suficiente para montar reatores com o mesmo volume. Amaral (2007) relata que o emprego da diluição não compromete o teste de DQO inerte, visto que a degradação segue uma cinética de primeira ordem e, neste caso, a diluição afeta apenas a velocidade da degradação e não o seu grau. Os resultados finais de DQO inerte do lixiviado bruto e pré-tratado por diferentes técnicas de tratamento físico-químicas com os valores corrigidos estão detalhados na Tabela 5.5.



(a)



(b)

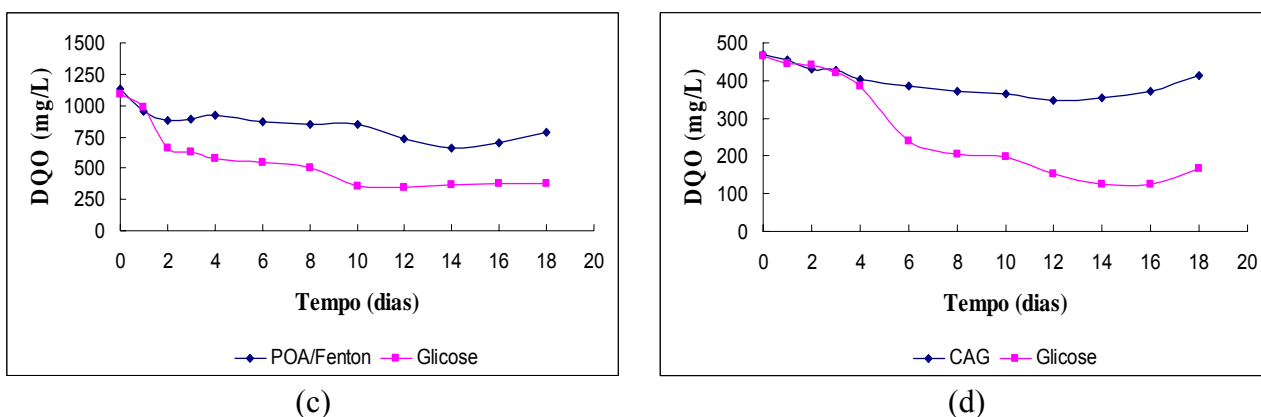


Figura 5.34 - Curva de depleção de substrato em termos de DQO solúvel para solução de glicose com concentração correspondente e amostras de (a) Lixiviado bruto; (b) Pós-C/F; (c) Pós-POA/Fenton e (d) Pós CAG.

Tabela 5.5 - DQO inerte do lixiviado bruto e pré-tratado.

	Bruto	C/F	POA/Fenton	CAG
DQO inicial (mg/L)	2056	2635	1129	470
DQO final da amostra (mg/L)	1315	2184	656	353
DQO final da glicose (mg/L)	222	219	368	124
DQO inerte (mg/L)	1093	1965	288	229
% DQO inerte	53,2	74,6	25,5	48,7
DQO inerte corrigida (mg/L)	1584 (1,45 x)	1965 (1,00 x)	288 (1,00 x)	955 (4,17 x)

Nota-se que para todos os ensaios a elevação da DQO solúvel, que pode ser atribuída à produção de SMPs associado ao mecanismo de decaimento endógeno e lise celular, ocorreu próximo ao 14º dia. Este fato pode estar associado principalmente à baixa relação A/M ocasionada pela limitação de substrato devido ao aumento da biomassa ativa na degradação.

Observa-se que o tratamento por C/F eleva a fração de DQO inerte do lixiviado para 74,6%. Este fato pode estar associado às reações entre os compostos presentes no lixiviado e os compostos derivados do agente coagulante na presença de água. O tratamento através do CAG praticamente não interfere na fração de DQO inerte do efluente, provavelmente por predominarem mecanismos físicos de remoção de poluentes orgânicos. Já para o POA/Fenton, mesmo com uma elevada eficiência de remoção de compostos orgânicos, a fração de DQO inerte ao POA/Fenton é reduzida aproximadamente em 50%. A redução da fração de DQO inerte pode ser justificada pela quebra de compostos com estruturas moleculares mais complexas durante a oxidação, que mesmo não sendo removidos totalmente, geram compostos intermediários de estruturas moleculares mais simples, que provavelmente não requerem o processo de hidrólise para serem removidos biologicamente.

5.6.2.3 Biodegradabilidade aeróbia

Na Figura 5.35 são apresentados os valores de biodegradabilidade aeróbia do lixiviado bruto e pós-tratamento físico-químico obtidos pelo método de Zahn-Wellens (OECD, 1995).

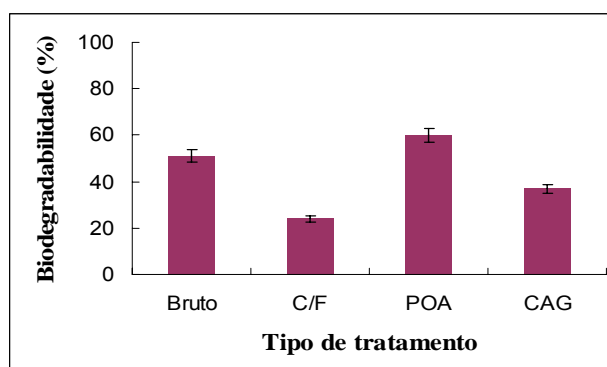


Figura 5.35 - Biodegradabilidade aeróbia do lixiviado bruto e pré-tratado.

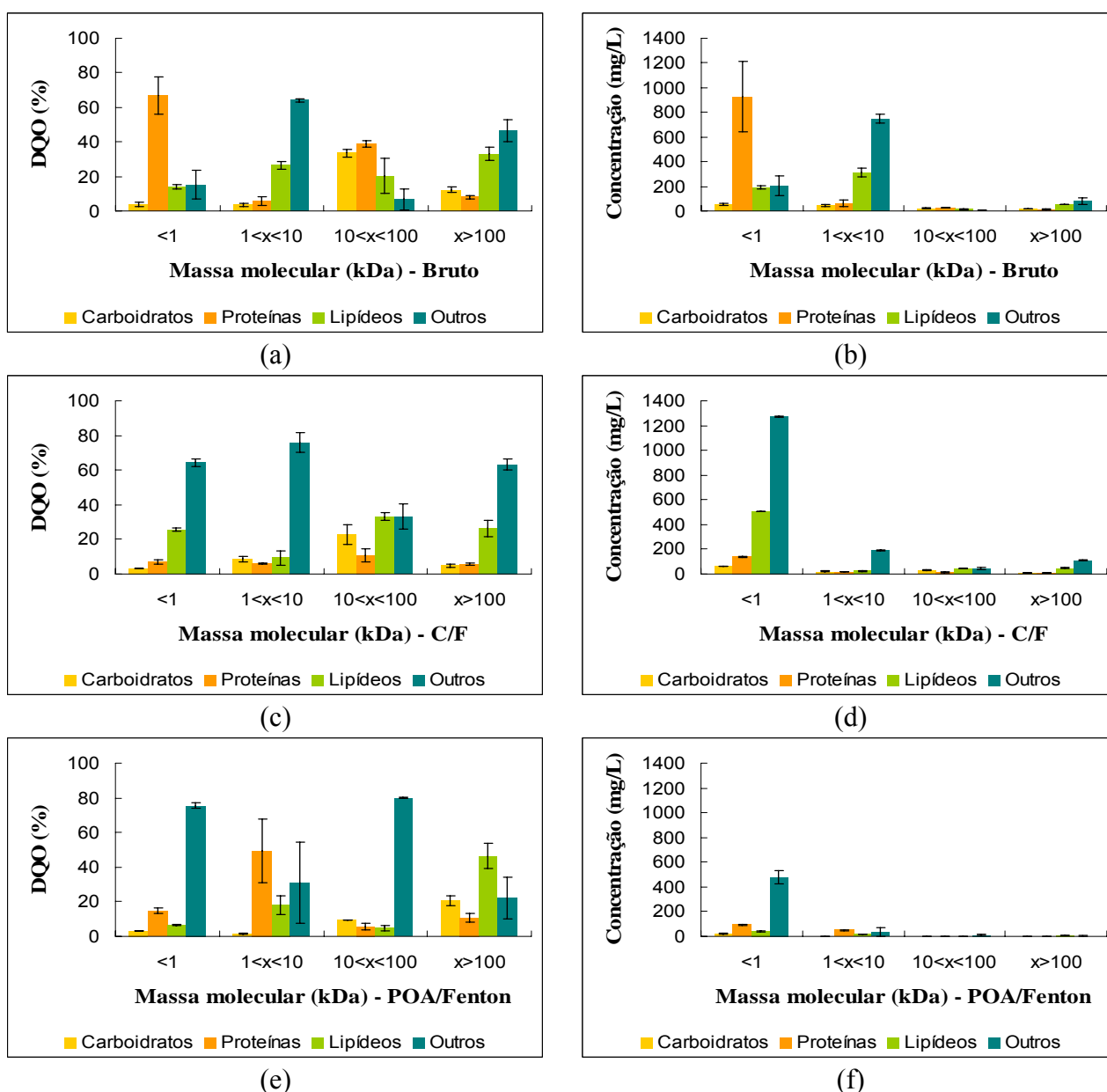
Para os cálculos de biodegradabilidade máxima, a fração de substrato oxidada para o catabolismo (f_c) considerada foi 0,7. O lixiviado bruto apresentou biodegradabilidade aeróbia máxima de 51%. Todos os tratamentos físico-químicos reduziram a biodegradabilidade do lixiviado, com exceção do POA/Fenton. O aumento da biodegradabilidade (51% lixiviado bruto e 60% lixiviado pós-POA/Fenton) observado nos ensaios de POA/Fenton reforça as hipóteses levantadas até então, indicando que um sistema POA/Fenton aumenta a biodegradabilidade do efluente.

Observou-se que 15 dias de incubação foram suficientes para quantificar a biodegradabilidade máxima do lixiviado com tais características nas condições operacionais relatadas anteriormente. Amaral (2007) obteve elevação de DQO atribuídas à produção de SMPs após 30º dia para lixiviado com características e condições de ensaios semelhantes. Entretanto, temperaturas ambientes mais altas podem atribuir uma maior taxa de evaporação de líquido, contribuindo para o aumento da concentração de microrganismo no lixiviado antecipando assim, a limitação de substrato.

Nota-se o decaimento contínuo de DQO solúvel a partir das primeiras idades, sugerindo assim que não houve necessidade de aclimação do lodo empregado como inóculo (lodo de reatores de lodos ativados da ETE Arrudas/COPASA). Este fato se deve provavelmente às semelhanças de características entre a matéria orgânica rapidamente biodegradável do lixiviado e a do esgoto doméstico, substrato presente inicialmente no lodo.

5.6.2.4 Distribuição de massa molecular

Na Figura 5.36 são apresentadas as caracterizações das frações obtidas da ultrafiltração das amostras de lixiviado bruto e dos ensaios de tratamento físico-químico avaliados. As figuras apresentam, para cada fração de massa molecular, o percentual e a concentração de carboidratos, lipídeos e proteínas expressos em DQO. A expressão dos resultados dessa forma permite avaliar a contribuição relativa de cada classe de compostos em cada fração de tamanho resultante da ultrafiltração. A denominação “outros” foi atribuída à fração de compostos não identificados, quantificados pela diferença entre os valores de DQO e o somatório da fração de carboidratos, lipídeos e proteínas expressos como DQO.



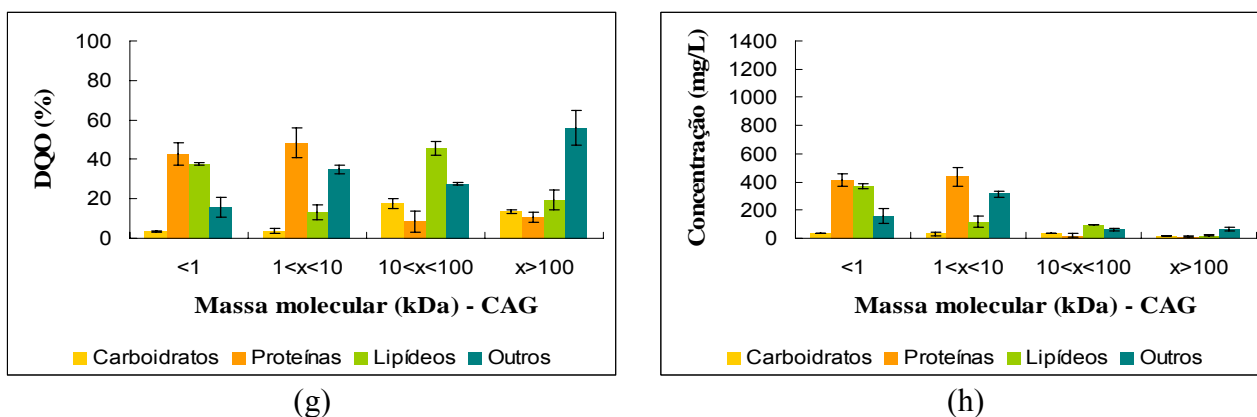


Figura 5.36 - Distribuição de massa molecular em termos de (a) Percentual de DQO para lixiviado bruto; (b) Concentração de DQO para lixiviado bruto; (c) Percentual de DQO para C/F; (d) Concentração de DQO para C/F; (e) Percentual de DQO para POA/Fenton; (f) Concentração de DQO para POA/Fenton; (g) Percentual de DQO para CAG; (h) Concentração de DQO para CAG.

Observa-se que para o lixiviado bruto a maior parte da matéria orgânica, aproximadamente 50%, apresenta baixa massa molecular (menor que 1 kDa), retratando o estágio avançado de degradação do mesmo. Nota-se também uma baixa concentração de carboidratos em relação a proteínas, lipídios e fração denominada “outros” nos compostos de baixa massa molecular do lixiviado, o que era esperado já que o carboidrato é mais facilmente degradado.

A presença da parcela denominada “outros” é significativa em todas as frações de massa molecular do lixiviado bruto. Acredita-se que esta seja constituída de compostos refratários que conferem características de baixa biodegradabilidade ao lixiviado, o que pode demandar tratamento físico-químico ou combinado (conjugação de processos físico-químicos e biológicos), muito embora seja necessária uma melhor caracterização dos compostos que constitui esta fração.

A C/F removeu principalmente compostos entre 1 e 10 kDa e proteínas de massa molecular menor que 1 kDa. Entretanto, este tipo de tratamento contribuiu para a formação de compostos denominados “outros” de massa molecular menor que 1 kDa, que associado aos resultados de DQO inerte (ver item 5.6.2.2) reforça a hipótese de que a fração “outros” seja constituída de compostos refratários. A formação destes compostos pode estar associada à eventual quebra de compostos de alta massa molecular durante o processo de coagulação/floculação.

O POA/Fenton atuou na remoção de todas as frações de massa molecular de forma eficiente. Proteínas, carboidratos e lipídeos foram oxidados quase em sua totalidade pelo agente

oxidante, enquanto que a fração denominada “outros” de massa molecular menor que 1 kDa apresentou incremento de seu valor. Este aumento pode ser associado aos produtos intermediários produzidos durante o processo oxidativo. A não subsequente oxidação destes pode ser relacionada tanto a limitações de reagentes e tempo de mistura quanto à incompatibilidade destes compostos a oxidação. Este fato corrobora a hipótese de que a fração denominada “outros” apresenta natureza refratária, uma vez que o efluente final é constituído principalmente desta fração.

Os compostos residuais ao POA/Fenton apresentaram baixa massa molecular. Estes compostos poluentes se apresentam mais biodisponíveis, ou seja, prontos para serem internalizados pela célula. Entretanto, um composto biodisponível pode ser refratário à degradação biológica se o microrganismo não possuir enzimas específicas para metabolizá-lo. Considerando como verdadeira a hipótese de Barker et al. (1999) de que geralmente compostos de baixa massa molecular são mais facilmente degradados aerobiamente ao passo que os de alta massa molecular são mais facilmente degradados anaerobiamente, desta forma, o POA/Fenton se apresenta como alternativa atrativa para a aplicação como pré-tratamento em conjunções com sistemas biológicos aeróbios.

O tratamento baseado em CAG atuou na fração de proteínas de baixa massa molecular e principalmente na fração denominada “outros” de massa molecular entre 1 e 10 kDa, justificando a redução da fração de DQO inerte mesmo com a baixa remoção de matéria orgânica total. Isto sugere que o CAG pode ser considerado favorável em uma aplicação em conjugação com sistemas biológicos, devido ao fato de que as proteínas, os carboidratos e os lipídeos são facilmente biodegradados pelo arsenal enzimático dos microrganismos envolvidos na degradação biológica. O aumento da concentração de proteínas na fração de massa molecular entre 1 e 10 kDa pode estar associado ao desprendimento de proteínas de baixa massa molecular condensadas em proteínas de massa molecular mais alta. A condensação de proteínas pode ter sido favorecida pela alteração da estrutura molecular nas interações de sorção entre o adsorvente e o adsorvato.

De forma geral, para o pré-tratamento de lixiviados, o processo de C/F é indicado para lixiviados cuja maioria dos compostos apresentam massa molecular entre 1 e 10 kDa e baixa refratabilidade. O POA/Fenton por sua vez é aplicável para lixiviados com características heterogêneas em relação à distribuição de massa molecular de seus constituintes, apresentando a vantagem de ser um processo atribuidor de biodegradabilidade. O processo de

CAG apresentou-se mais indicado para lixiviados constituídos de compostos com massa molecular menor que 1 kDa.

5.6.2.5 Identificação de compostos

A Tabela 5.6 são apresentados os compostos orgânicos identificados dos extratos de clorofórmio em pH 3 e 7, suas respectivas massas moleculares e CAS# (*Chemical Abstracts Service Registry Number*).

Tabela 5.6 - Compostos identificados por CG/EM do lixiviado bruto, pós-tratamentos físico-químicos e pós-conjugação de tratamentos físico-químicos e sistemas biológico aeróbios.

Compostos	CAS#	MM	1	2	3	4	5	6	7	8
Ácidos										
3,3-dimetil ácido heptanóico	67061-30-7	152		x						
3-metil-4-(metoxi-carbonil) hexa-2, 4-ácido dienóico	N/A	184		x						
4-metil ácido 3-pentenóico	504-85-8	114			x					
ácido decanóico	334-48-5	172					x			
ácido dodecanóico	143-07-7	200			x	x			x	x
ácido etanedióico	144-62-7	90	x							
ácido hexadecanóico	57-10-3	256						x		
ácido nonahexacontanóico	40710-32-5	999		x				x		x
ácido nonanóico	112-05-0	158								x
ácido octadecanóico	57-11-4	284	x							
2,2,4-trimetil-3-carboxiisopropil, isobutil ácido pentanóico	N/A	286				x		x	x	x
4-oxo-ácido pentanóico	123-76-2	116								x
2 hidroxí-ácido propanóico	50-21-5	90		x						
2-metil-, 1-(1,1-dimetil ethil)-2-metil-1 ácido propanóico	7431-40-1	286						x	x	x
ácido tetradecanóico	544-63-8	228	x							x
Alifáticos										
2-flúor-1,3-butadieno	381-61-3	72						x		
10-metil nonadecano	56862-62-5	282		x						
2,3-dimetil, 2,3-butanediol	76-09-5	118			x					
4-propionil oxitrudecane	N/A	256								x
7,9-di-tert-butil-1-oxaspiro (4,5) deca-6, 9-diene-2, 8-diona	138345-00-3	276	x	x		x				
di-tert-butil éter	6163-66-2	130			x					
1,1-oxibis-dodecano	4542-57-8	354								x
eicosano	112-95-8	282	x					x	x	x
heneicosano	629-94-7	296						x	x	x
11-(1-etilpropil)-heneicosano	55282-11-6	366							x	
hentriacontano	630-04-6	437	x	x				x		x
heptacosano	539-49-7	380		x				x	x	x
1-cloro-heptacosano	62016-79-9	414			x				x	x
heptadecano	629-78-7	240	x	x					x	x
9-octil-heptadecane	7225-64-1	352	x							x
hexacosano	630-01-3	366	x					x		x
hexadecano	544-76-3	226	x	x	x	x		x	x	x
1-cloro hexadecano	4860-03-1	260								x
hexatriacontano	630-06-8	507			x					x
nonacosano	630-03-5	408								x
nonadecano	629-92-5	268						x	x	x
octacosano	630-02-4	394	x		x			x		x

Compostos (continuação)	CAS#	MM	1	2	3	4	5	6	7	8
octadecano	593-45-3	254	x	x					x	x
1-cloro octadecano	3386-33-2	288		x				x		x
1-iodo-octadecane	629-93-6	380	x	x				x		
pentacosano	629-99-2	352		x				x		x
pentadecano	629-62-9	212						x		
2,6,10-trimetil-pentadecano	3892-00-0	254		x						
pentano	109-66-0	72					x			
1-etoxi-propano	628-32-0	88					x			
tetracosano	646-31-1	338						x		
1,54-dibromo-tetrapentacontane	N/A	915			x	x			x	
tetratetracontano	7098-22-8	619	x	x	x		x	x	x	x
tetratriacontano	14167-59-0	479		x			x		x	
triacontano	638-68-6	422								x
tritetracontano	70-98-21-7	605							x	
Amidas										
n,n-dietil-4-metil-benzamida	2728-05-4	199							x	
n-butil-benzeno sulfonamida	3622-84-2	213	x	x			x			
n-etil-2-metil-benzeno sulfonamida	1077-56-1	199	x	x			x			
n-etil-4-metil-benzeno sulfonamida	80-39-7	199	x	x			x			
dietil toluamida	134-62-3	191	x	x						
Fenólicos										
2,3,5-trimetil fenol	697-82-5	136	x	x						
2,3-dimetil fenol	526-75-0	122	x	x						
2-metil fenol	95-48-7	108	x	x						
3,4-dimetil fenol	95-65-8	122		x						
4, 4-(1-metil etilidene)bis fenol	80-05-7	228	x							
4-propil fenol	645-56-7	136		x						
4-tert butil fenol	98-54-4	150	x	x						
5-metil-2-(1-metiletil) fenol	89-83-8	150				x				
m-tert-butil fenol	585-34-2	150	x	x						
Álcool alifático										
2-pentanol	6032-29-7	88				x				
1-(2-methoxipropoxi)-2-propanol,	13429-07-7	148	x							
mentol	1490-04-6	156	x							
p-ment-1-en-8-ol	N/A	154	x	x						
Éster										
bis(2-metilpropil) éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico	18699-48-4	278	x	x	x	x	x	x	x	x
butil (2-etilhexil) éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico	85-69-8	334								x
butil (8-metilnonil) éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico	89-18-9	362							x	x
butil 2-etilhexil éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico	85-69-8	334								x
butil octil éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico	84-78-6	334					x			
diisooctil éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico	27544-26-3	390					x			x
dipentil éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico	131-18-0	306								x
mono(2-etilhexil) éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico	4376-20-9	278	x	x	x	x	x	x	x	x
bis(2-etilhexil) ftalato	117-81-7	390	x							
2-tetradecil éster de ácido methoxiacético	N/A	286		x						
2-tridecil éster de ácido methoxiacético	N/A	272	x			x				
3-pentadecil éster de ácido methoxiacético	N/A	300	x							
metil éster de ácido tiocianico	556-64-9	73					x			

Compostos (continuação)	CAS#	MM	1	2	3	4	5	6	7	8
Cíclico										
1-metil-4-(1-metil etenil)-1,2-ciclo hexanediol,	56335-93-4	170	x	x		x				
2,2,6-trimetil-1,4-ciclo hexanediona	20547-99-3	154			x					
decahidro-4,8,8-trimetil-9-metilene-1,4-metano azuleno	475-20-7	204					x			
5,5-dimetil-3-oxo-1-ciclo hexeno-1-carbox-aldeído	56621-35-3	152			x					
decahidro-1,1,7-trimetil-4-metilene1H-ciclo prop[e]azuleno	72747-25-2	204			x					
1-etil ideno octahidro-7a-metil-1H-ideno	56362-87-9	164	x							
hexahidro-4,4,7a-trimetil-2 (3H)-benzofuranona	16778-27-1	182	x	x						
2 (3H)-benzotiazolona	934-34-9	151		x						
2-(5-metil-5-vinil tetrahidro-2-furanil)-2-propanol	23007-29-6	170	x							
2,2,6,6-tetrametil-4-piperidona	10581-38-1	155			x					
2,6-bis(1,1-dimetil etil)-2,5-ciclo hexadieno-1, 4-diona	719-22-2	220		x		x			x	
tetrahidro-6-propil-2H-piran-2-ona	698-76-0	142			x					
1,3,3-trimetil-2-oxabicyclo[2.2.2]octan-6-ol	18679-48-6	170	x							
n-[4-bromo-n-butil]-2-piperidinona	195194-80-0	233								x
2-metil-2-propen-1-ol	513-42-8	72					x			
4-metil-1-(1-metil etil)-, (R)-3-ciclo hexen-1-ol	20126-76-5	154	x							
α,α 4-trimetil-3-ciclo hexeno-1-metanol	98-55-5	154	x							
2,2,6,6-tetrametil-4-piperidinona	826-36-8	155			x			x	x	
5-metiloxazolidina	58328-22-6	87					x			
6,10-dimetil-3-(1-metil etil ideno)-1-ciclo deceno	69239-71-0	206		x						
7-acetil-2-hidroxi-2-metil-5-isopropil biciclo[4.3.0]nonana	96093-81-1	238	x							
9-cedranona	N/A	220	x	x						
metil hidrazona acetaldeído	17167-73-6	72					x			
acetofenona	98-86-2	120	x							
2,2-dimetil-aziridina	2658-24-4	71	x							
(1-butil heptil)-benzeno	4537-15-9	232	x							
(1-butil octil)-benzeno	2719-63-3	246	x							
(1-metoxietil)-benzeno	4013-34-7	136	x							
(1-pentil octil)-benzeno	4534-49-0	260							x	x
etil penta metil-benzeno	2388-04-7	176						x		
2,3-dihidrobenzofurano	496-16-2	120						x		
beta-humuleno	116-04-1	204		x						
1,7,7-trimetil-, (1S)-bicyclo[2.2.1]heptan-2-ona	464-48-2	152	x							
5-hidroxi-4,7,7-trimetil-bicyclo[2.2.1]heptan-2-ona	39850-78-7	168	x	x						
1,7,7-trimetil-bicyclo[2.2.1]heptano-2, 5-diona	4230-32-4	166	x	x	x					
1,7,7-trimetil-, (1R)-bicyclo[2.2.1]heptan-2-ona	464-49-3	152	x							
1-metoxi-butano	628-28-4	88						x		
cânfora	76-22-2	152	x							
penta metil-carbazole	27477-88-9	237		x						
cotinino	486-56-6	176	x	x						
ciclo hexanamina	108-91-8	99	x	x						
4-hidroxi-α,α,4-trimetil-ciclo hexano metanol	80-53-5	172	x	x						
α,α, 4-trimetil-ciclo hexano metanol	498-81-7	156		x						
α,α,4-trimetil-, trans-ciclo hexano metanol	5114-00-1	156	x							
2-(2-hidroxi-2-propil)-5-metil ciclo hexanol	116-02-9	172		x						
3,3,5-trimetil-ciclo hexanol	933-48-2	142	x	x						
3,3,5-trimetil-, cis-ciclo hexanol	933-48-2	142	x	x						
5-metil-2-(1-metil etil)-, [1S-(1α,2β,5β)]-ciclo hexanol	23283-97-8	156	x	x						
3,3,5-trimetil-ciclo hexanona	873-94-9	140	x							
2-etenil-1,3,3-trimetil-ciclo hexeno	5293-90-3	150	x							
ciclo pentadecano	295-48-7	210	x							
hexacloro-etano	67-72-1	234	x	x						
1-[4-(1-hidroxi-1-metil etil) fenil]-etanona	54549-72-3	178	x	x						

Compostos (continuação)	CAS#	MM	1	2	3	4	5	6	7	8
hexa hidropirrolizin-3-ona	126424-83-7	125						x		
(1-metil propil)-hidrazina	30924-14-2	88					x			
isoaromadendreno epóxido	N/A	220	x							
isotiocianato-metano	556-61-6	73					x			
metil 5-acetil-2-metoxibenzoato	39971-36-3	208	x							
hidroxi-neoisolongifolano	N/A	222	x							
2,4,6-trimetil-octano	62016-37-9	156							x	
oxazolidino	504-76-7	73					x			
2,3-dimetil-oxirano	3266-23-7	72					x			
decil-oxirano	2855-19-8	184								x
3-isopropil-piperidina	13603-18-4	127						x		
2-metil-propanal	78-84-2	72					x			
2-(1-metil-2-pirrolidinil)-piridina	23950-04-1	162	x							
2,4,6-trimetil-piridina	108-75-8	121			x					
2,6-dimetil-piridina	108-48-5	107			x					
3-(1-metil-2-pirrolidinil)-, (S)-piridina	54-11-5	162	x							
4-(1,1-dimetil etil)-piridina	3978-31-2	135						x		
hidrato de terpinoleno	2451-01-6	172	x	x						
xilazina	7361-61-7	220		x						
$\alpha,\alpha,\alpha,\alpha$ -tetrametil-1,4-benzeno dimetanol	2948-46-1	194	x	x			x	x		
α,α -dihidroxi-m-diisopropil benzeno	1999-85-5	194		x		x				
álcool de α -etil- α -metilbenzil	1565-75-9	150	x							

* *Amostra de (1) Lixiviado bruto; (2) Lixiviado pós-C/F; (3) Lixiviado pós-POA/Fenton; (4) Lixiviado pós-CAG; (5) Lixiviado bruto após degradação aeróbia; (6) Lixiviado pós-C/F e degradação aeróbia; (7) Pós-POA/Fenton e degradação aeróbia; (8) Pós-CAG e degradação aeróbia.*

Observa-se a identificação de 67 compostos diferentes com massa molecular variando de 71 a 619 Da no lixiviado bruto. Os compostos extraídos em pH 3 são predominantemente lineares, enquanto que os compostos extraídos em pH 7 são predominantemente cíclicos, destacando ainda os compostos cíclicos nitrogenados e/ou sulfurados. Obteve-se maior número de compostos identificado no extrato obtido em pH 7 em relação ao pH 3, que pode ser atribuído ao valor aproximado do valor do pH natural do lixiviado.

Observa-se que muitos dos compostos identificados podem ser produtos de biodegradação microbiana e hidrólise dentro da própria célula de aterramento, assim como outros podem ter origem sintética, produtos estes que podem ter sido liberados de embalagens de produtos desinfetantes, plastificantes, produtos de higiene pessoal e produtos de limpeza. Exemplos de compostos que podem ser produtos de biodegradação são: ácido tetradecanóico (degradação de frutas, verduras e produtos de lácteos), 2,3,5-trimetil fenol, 2,3-dimetil fenol (degradação de lignina), n-butil benzeno sulfonamida, n-etil-2-metil benzeno sulfonamida e n-etil-4-metil benzeno sulfonamida (hidrólise de ftalatos). Exemplos de compostos que podem ter sido liberados de embalagens de produtos são: ácido octadecanóico (cosméticos, cremes de barbear, lubrificantes e fármacos), 2,3-dimetil fenol (desinfetantes), bis[2-metil propil] ester

de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico, n-butil benzeno sulfonamida (plastificantes) e ácido etanedióico (tintas).

Dos 67 compostos identificados no lixiviado bruto, apenas 9 compostos não foram removidos pelo tratamento biológico sem pré-tratamento físico-químico. Com a conjugação do processo de C/F, POA/Fenton e CAG este número reduz para 7, 5 e 4 respectivamente. Entretanto, a presença de um maior número de compostos presentes no efluente do sistema físico-químico/biológico se deve a geração de compostos durante o tratamento, ou seja, a maioria dos compostos residuais é diferente dos compostos presentes no lixiviado bruto. Observa-se que estes compostos gerados durante do processo biológico são dependentes da alimentação e conseqüentemente da presença e do tipo de pré-tratamento, haja vista que os compostos gerados nas diferentes conjugações de tratamento são diferentes.

Observa-se que poucos compostos não foram removidos nem pelo tratamento biológico e nem pelo físico-químico, como por exemplo: hexadecano, tetratetracontano, bis(2-metil propil) éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico e mono(2-etil hexil) éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico. Os compostos que não foram removidos sem a etapa de pré-tratamento físico-químico foram hexacosano, octacosano, n-butyl-benzeno sulfonamida, n-etil-2-metil-benzeno sulfonamida, n-etil-4-metil-benzeno sulfonamida e $\alpha,\alpha,\alpha,\alpha$, tetrametil-1,4-benzeno dimetanol.

Em relação aos compostos intermediários gerados durante os processos físico-químico, observa-se que foram gerados 24, 17 e 9 compostos nos processos de C/F, POA/Fenton e CAG respectivamente, destes compostos, 18, 13 e 8 compostos foram removidos pelo processo biológico empregando o efluente dos processos de C/F, POA/Fenton e CAG. No entanto um maior número de compostos foi gerado durante o tratamento biológico. Para os processos C/F, POA/Fenton e CAG foram gerados respectivamente 21, 13 e 28 compostos respectivamente.

Acredita-se também que os compostos orgânicos cíclicos nitrogenados, tais como 2-(1-metil-2-pirrolidinil) piridina, 3-[1-metil-2-pirrolidenil] piridina, n-etil-2-metil benzeno sulfonamida, 2[3H]-Benzotiazolona, n-etil, 4-metil benzeno sulfonamida, n-butyl benzeno sulfonamida e compostos fenólicos tais como 2,3 dimetil fenol, 3,4 dimetil fenol, 4,4-[1-metil etilidene] bis-fenol, 4-tert-butyl fenol e 2,3,5-trimetil fenol podem atribuir toxicidade aos microrganismos. A persistência de alguns destes compostos após degradação biológica sem pré-tratamento corrobora esta afirmação.

Alguns dos compostos orgânicos identificados podem ser considerados como constituintes da fração de DQO inerte. Compostos tais como bis[2-metilpropil] éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico, mono(2-etilhexil) éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico, hexacosano, octacosano e tetratetracontano são resistentes a degradação biológica, ou mesmo sendo biodegradáveis, demandarão de um tempo de retenção superior ao usualmente empregados em sistemas de tratamento biológico.

A maioria dos compostos gerados durante o tratamento apresenta maior toxicidade do que os compostos presentes no lixiviado bruto. Em relação à toxicidade pela exposição humana ao lixiviado tratado, vários dos compostos orgânicos identificados causam danos à saúde humana. Os danos podem ser desde uma simples irritação nos olhos, pele e nariz a distúrbios no sistema nervoso e câncer. Várias substâncias orgânicas identificadas no lixiviado se destacam pelo seu comprovado potencial carcinogênico. Alguns exemplos destas substâncias são os compostos benzênicos, ftalatos (bis[2-metilpropil] éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico, butil 2-etilhexil éster de 1,2-ácido benzeno dicarboxílico, bis(2-etilhexil) ftalato), hexacloro-etano, dentre outros. Compostos como dietil toluamida e 2-metil fenol além de serem tóxicos se inalados, possuem ação mutanogênica. Já os compostos 4-tert butil fenol, acetofenona, 1,7,7-trimetil-(1S)-biciclo[2.2.1]heptan-2-ona e 1,7,7-trimetil-(1R)-biciclo[2.2.1]heptan-2-ona possuem características muito tóxicas podendo provocar queimaduras quando em contato com mucosas.

Observa-se que grande parte dos compostos aqui considerados como atribuidores de toxicidade e recalcitrância ao lixiviado estão presentes também no esgoto. Isto justifica a não necessidade de aclimação do lodo de estações de tratamento de esgoto para ser usado como inóculo e a não detecção de problemas relevantes nas estações de tratamento de esgoto de alguns municípios, que encaminham o lixiviado para tratamento combinado juntamente com o esgoto.

Na Figura 5.37 são apresentados os percentuais de cada classe de compostos identificadas, obtidos pela razão da soma da área dos compostos de cada classe pela soma da área de todos os compostos, os quais representam uma medida indireta da concentração de compostos orgânicos de cada classe.

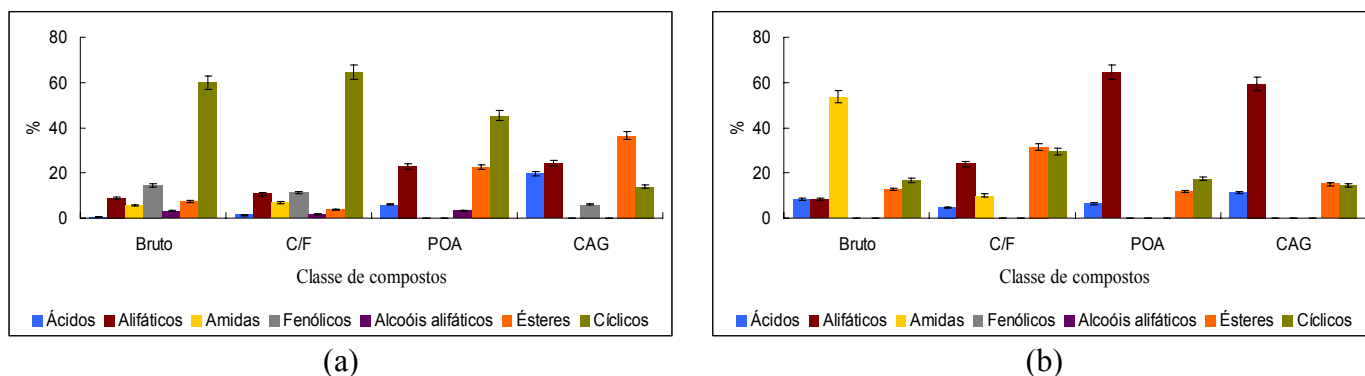


Figura 5.37 - Caracterização das classes de compostos identificados: (a) após pré-tratamentos físico-químicos e (b) após a degradação biológica aeróbia.

Observa-se a predominância compostos cíclicos e fenólicos no lixiviado bruto que podem ser responsáveis pela sua baixa biodegradabilidade. Observa-se também que os compostos cíclicos se apresentaram persistentes aos tratamentos físico-químicos, sendo mais eficientemente removidos por CAG. O processo biológico contribui com a remoção de tais compostos, mas há ainda uma parcela significativa no efluente final. Já em relação aos compostos fenólicos, estes são removidos pelo POA/Fenton, mas o processo biológico mostrou-se apto para remover tais compostos. Após a degradação biológica notou-se o aumento de amidas, ésteres e compostos alifáticos, compostos estes que podem estar associados aos produtos microbianos gerados durante o processo de degradação.

Estes resultados ressaltam a importância de uma caracterização detalhada dos efluentes para selecionar a melhor tecnologia e também para garantir a qualidade do efluente, pois como visto os compostos residuais aos tratamentos são diferentes dos compostos constituintes do lixiviado, indicando que mesmo que estes tratamentos apresentem significativas remoções de matéria orgânica, esta pequena parcela residual pode apresentar maior toxicidade à saúde humana e ao meio ambiente do que o próprio lixiviado bruto, conforme apresentado no resultados de caracterização.

5.6.3 Seleção do método de pré-tratamento: método da pontuação ponderada

A Tabela 5.7 apresenta a pontuação obtida para a seleção do tratamento físico-químico mais adequado como pré-tratamento de sistemas biológicos aeróbio, de acordo com os critérios estabelecidos no item 4.7.3.

Tabela 5.7 - Pontuação obtida no método da pontuação ponderada para seleção do pré-tratamento de sistemas biológicos aeróbios.

Fator	Alternativas de pré-tratamento						
	C/F		POA/Fenton		CAG		
	graus	pontos	graus	pontos	graus	pontos	
I	Remoção de Cor	1	35	máx.	140	1	35
II	Remoção de DQO	0	0	3	30	1	15
III	Biodegradabilidade	1	25	2	50	1	25
IV	DQO Inerte	1	25	2	50	2	50
V	Metais Pesados	1	5	2	10	2	10
Total:		-	90	-	280	-	135

A remoção de cor é importante principalmente nos pré-tratamentos de sistemas aeróbios na qual o suprimento de oxigênio dissolvido é através da fotossíntese, como é o caso de lagoas facultativas, de modo a favorecer a penetração da luz solar na massa líquida. O POA/Fenton apresenta remoção de cor superior aos demais tratamentos, o que torna mais atrativa sua aplicação como pré-tratamento neste caso. O POA/Fenton apresentou também potencial de remoção de DQO satisfatória, entretanto, este não é o objetivo principal do pré-tratamento. Este tratamento favoreceu também o aumento da biodegradabilidade do efluente e reduziu a fração da matéria orgânica inerte ao tratamento, contribuições de grande importância na etapa de pré-tratamento de sistemas biológicos. Mesmo sendo baixa a concentração de metais pesados nos lixiviados de aterro sanitário, o POA/Fenton permitiu a remoção destes compostos, principalmente zinco (87%) e ferro (51%). Com base nestes resultados, o tratamento físico-químico através de Processo Oxidativo Avançado empregando reagente de Fenton é sugerido como técnica de pré-tratamento de sistemas aeróbios fotossintéticos, em função do maior número de pontos obtidos de acordo com os critérios de decisão pré-estabelecidos.

5.7 Avaliação dos efeitos da aeração na partida em escala de bancada

Na Figura 5.38 são apresentados os valores de pH e OD referentes à etapa de avaliação dos efeitos da aeração na partida de lagoas de estabilização, em escala de bancada.

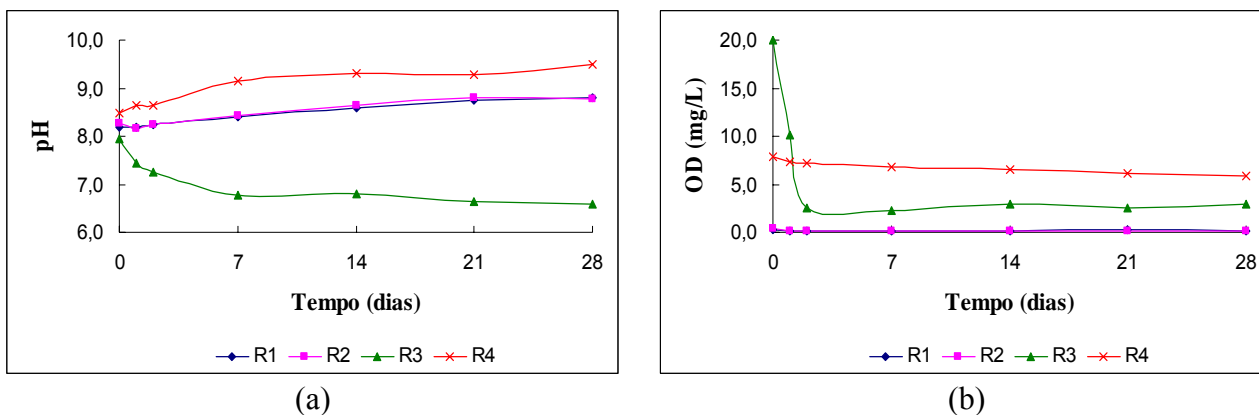


Figura 5.38 - Perfil de (a) pH e (b) OD nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado pós-tratado por POA/Fenton inoculado (R3) e lixiviado inoculado submetido à aeração (R4) com cargas a cada 7 dias.

Com exceção dos reservatórios 3 e 4, o pH se manteve nos níveis do lixiviado bruto. Os maiores valores do reservatório 4 pode estar associado principalmente à volatilização de ácidos orgânicos voláteis favorecida pela turbulência proporcionada pela agitação. Os menores valores de pH do reservatório 3 pode estar associado à degradação dos produtos intermediários formados no pré-tratamento POA/Fenton.

Nota-se a eficiência de aeração do reservatório 4, onde obteve-se a concentração média estável de OD em torno de 6,8 mg/L. O alto valor inicial de OD no reservatório 3 se deve à decomposição do peróxido residual presente no lixiviado pré-tratado, sendo seus produtos oxigênio e água. O valor da concentração média de OD de 2,7 mg/L (bem acima do lixiviado bruto) no reservatório 3 pode ser atribuída a alta remoção de cor no pré-tratamento e conseqüentemente maior facilidade da penetração da luz solar favorecendo a fotossíntese. Os reservatórios 1 e 2 mostram a concentração média de OD em torno de 0,2 mg/L presentes no lixiviado bruto, o que limita muito a degradação aeróbia.

Na Figura 5.39 são apresentados os valores de DQO solúvel nas primeiras idades dos reservatórios para a caracterização. Nota-se eficiência de remoção máxima de 6, 10, 25 e 22% em torno de 7 dias de retenção para os reservatórios 1, 2, 3 e 4 respectivamente. Após essa idade observou-se observar a elevação dos valores de DQO que podem estar associados à evaporação do líquido e conseqüente concentração da biomassa e limitação de substrato devido ao fluxo intermitente (batelada). As maiores remoções para os reservatórios 3 e 4 podem ser atribuídas ao aumento de biodegradabilidade conferido no pré-tratamento POA/Fenton e eficiência de oxigenação na massa líquida respectivamente.

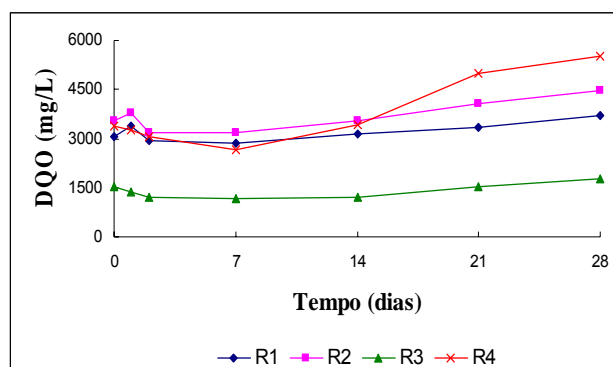


Figura 5.39 - Perfil de DQO solúvel nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado pós-tratado por POA/Fenton inoculado (R3) e lixiviado inoculado submetido à aeração (R4) com cargas a cada 7 dias.

Na Figura 5.40 são apresentadas as evoluções de SST e SSV para todas as configurações avaliadas. Observa-se o desenvolvimento de SSV significativamente maior para o reservatório 4, submetido à aeração. Em relação a produção de biomassa no reservatório 3, ou seja, com lixiviado pós-POA/Fenton inoculado, não apresentou diferenças significativas de concentração de SSV em relação ao lixiviado bruto inoculado (reservatório 2), o que pode ser atribuído à menor concentração de substrato disponível após o processo oxidativo. Nota-se também que o pré-tratamento não interferiu no desenvolvimento inicial da biomassa. Estes resultados indicam a eficiência da aeração em relação aos procedimentos de partida avaliados.

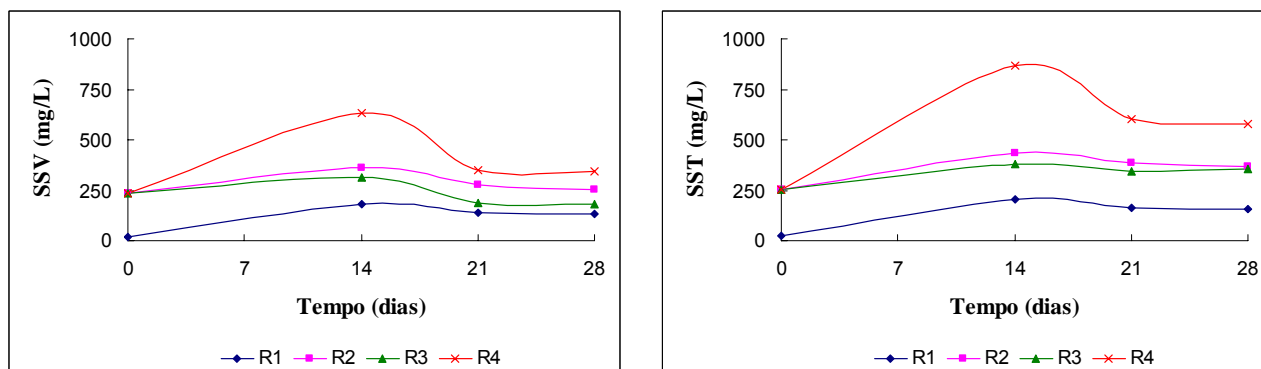


Figura 5.40 - Avaliação dos efeitos da aeração na evolução de (a) SSV e (b) SST nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado pós-tratado por POA/Fenton inoculado (R3) e lixiviado inoculado submetido à aeração (R4) com cargas a cada 7 dias.

Na Figura 5.41 são apresentados os resultados do teste de OUR para os ensaios realizados com na avaliação dos efeitos da aeração na partida de lagoas de estabilização. Não foi possível a realização do teste de atividade para o reservatório 1 (sem adição de inóculo) em função da não produção de lodo suficiente para o ensaio.

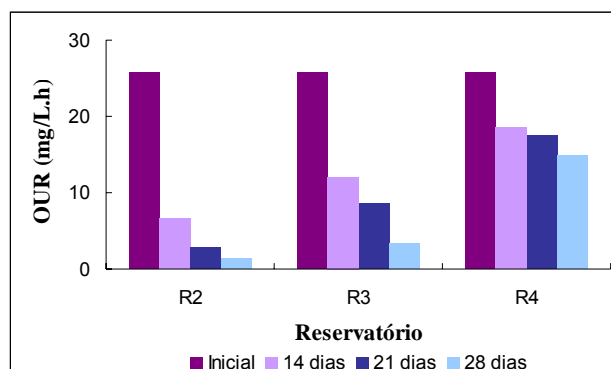


Figura 5.41 - Atividade do lodo nos reservatórios alimentados com lixiviado bruto (R1), lixiviado inoculado (R2), lixiviado pós-tratado por POA/Fenton inoculado (R3) e lixiviado inoculado submetido à aeração (R4) com cargas a cada 7 dias.

A atividade do lodo se apresentou mais eficiente no reservatório 4, submetido à aeração, reforçando os resultados obtidos referentes à remoção de DQO e evolução de sólidos suspensos anteriormente. Observa-se que o emprego do pré-tratamento POA/Fenton contribuiu beneficemente para a atividade do inóculo. Este fato pode estar associado às melhores condições propiciadas para a degradação aeróbia por este pré-tratamento (atribuidor de biodegradabilidade e favorecedor de oxigenação na massa líquida através da remoção de cor).

Em função da limitação de substrato ocasionado pelo regime de alimentação intermitente (batelada) e a concentração de biomassa devido à evaporação de líquido e aos fenômenos de decaimento endógeno e lise celular dos microrganismos, todas as configurações apresentaram decaimento na atividade do lodo. Observa-se um menor decaimento da atividade do lodo no reservatório submetido à aeração, que pode ser justificado pela melhor condição operacional onde o fator limitante está associado principalmente à limitação de substrato envolvido na biodegradação. Já para as outras configurações, além da limitação de substrato, o teor de OD se apresentou restrigente à degradação biológica.

A Figura 5.42 (a) e (b) apresentam, respectivamente, os valores de DQO solúvel e eficiências de remoção máxima obtidas na avaliação dos efeitos da aeração na partida adotando alimentação contínua.

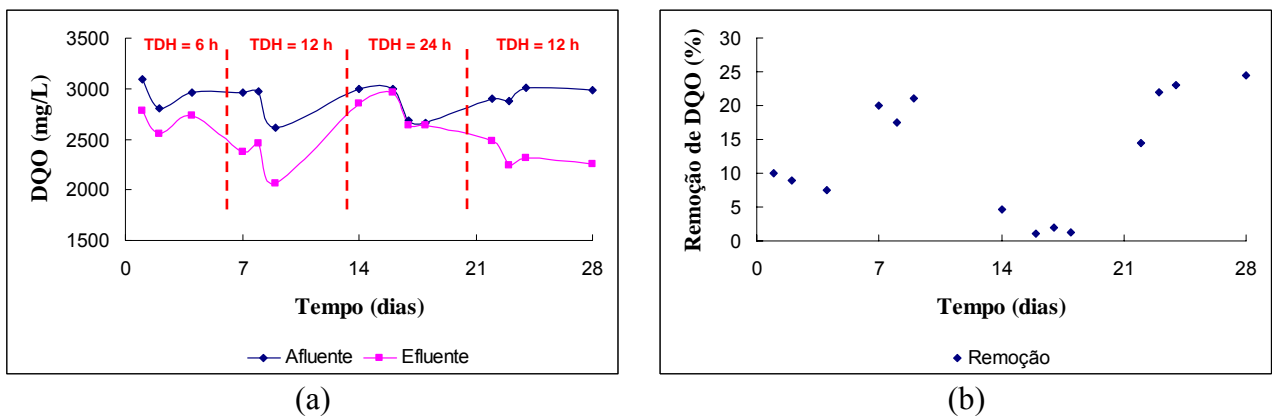


Figura 5.42 - Avaliação da remoção de DQO solúvel, em escala de bancada, para reservatório alimentado com lixiviado inoculado submetido à aeração e alimentação contínua (a) DQO afluente e efluente; (b) Eficiências de remoção.

Nota-se que variando o tempo de detenção em 6, 12 e 24 horas determinou-se o tempo de detenção hidráulica ótimo para remoção de DQO solúvel, em escala de bancada, adotando alimentação contínua e relação L/B igual a 3. O valor máximo de remoção obtido foi de 24% para TDH de 12 horas. Observa-se também que para TDH baixos, a eficiência é comprometida principalmente pelo tempo de trabalho insuficiente disponível aos microrganismos para a biodegradação, enquanto que para TDH altos pode haver limitação de substrato favorecendo os fenômenos de decaimento endógeno e lise celular, que contribuem para o lançamento de produtos microbianos solúveis atribuidores de DQO no meio.

Os baixos índices de remoção de material poluente relativos ao lixiviado podem ser explicados pelo alto percentual de matéria orgânica com elevada massa molecular, que é de difícil remoção, pela inibição de processos biológicos causada pela presença de metais pesados e também pela toxicidade de certos compostos orgânicos (KEENAN et al., 1984).

5.8 Proposta de procedimento de partida para lagoas de estabilização

Tendo em vista os resultados obtidos nas avaliações da partida das lagoas facultativas verificados anteriormente, a presente pesquisa sugere a aplicação de lagoas aeradas para o tratamento de lixiviados com características semelhantes às apresentadas nesta pesquisa, empregando-se inoculação com lodo de ETE na concentração de 200 mg/L e alimentação contínua.

Para a aplicação da partida conforme procedimento proposto, em escala demonstrativa, foi instalado um aerador mecânico na Lagoa 1 do aparato experimental em campo (Figura 5.43), e em seguida, foram adicionados 55 litros de lodo, previamente decantados, de reatores de

lodos ativados da ETE Arrudas/COPASA na lagoa, de modo a obter uma concentração de SSV no interior da lagoa próxima à 200 mg/L. A alimentação aplicada foi contínua de acordo com a vazão e o tempo de detenção hidráulica previstos no dimensionamento.



Figura 5.43 - Aerador mecânico instalado na lagoa aerada (L1) em campo.

A Figura 5.44 apresenta os dados de precipitação na cidade de Belo Horizonte, de acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), e vazão média afluyente aplicada na lagoa aerada (L1) avaliada durante o período de monitoramento.

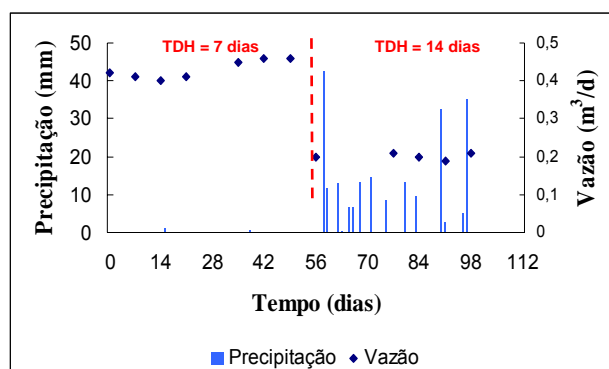
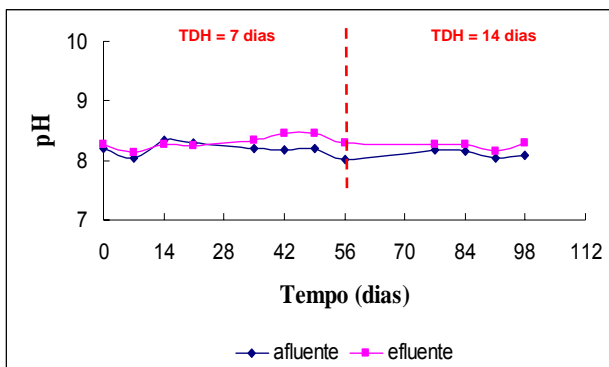


Figura 5.44 - Precipitação e vazão média afluyente aplicada durante o período de monitoramento da lagoa aerada submetida à aeração.

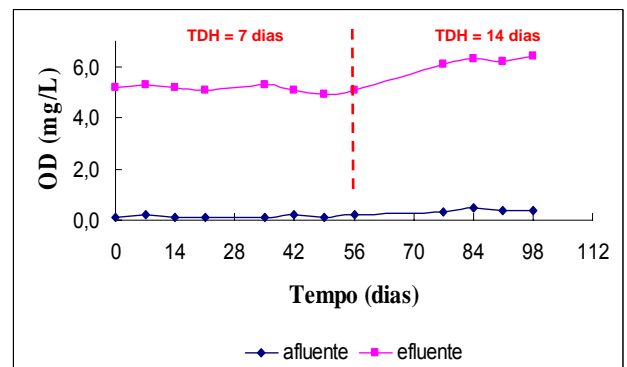
Os resultados demonstraram que a lagoa operou quase a totalidade do tempo em regime de déficit hídrico quando operada com tempo de detenção hidráulica de 7 dias, ou seja, a vazão a jusante da lagoa sofreu pouca influência em relação à diluição provocadas por precipitações durante o período de monitoramento, o que contribuiu para elevar a recalcitrância do lixiviado. Entretanto, especificamente entre o 56º e 98º dia de partida, houve precipitação significativa, coincidindo com a operação da lagoa com tempo de detenção hidráulica de 14 dias. De acordo com Lins (2005), a precipitação pode interferir linearmente na relação DBO/DQO do efluente. Este fato pode ser atribuído ao processo de oxidação de alguns elementos encontrados na DQO (como por exemplo, sulfetos e ferro) ou pela diminuição de

elementos tóxicos (metais pesados), podendo favorecer o desenvolvimento da flora microbiana aeróbia decompositora, aumentando, conseqüentemente, o índice de DBO.

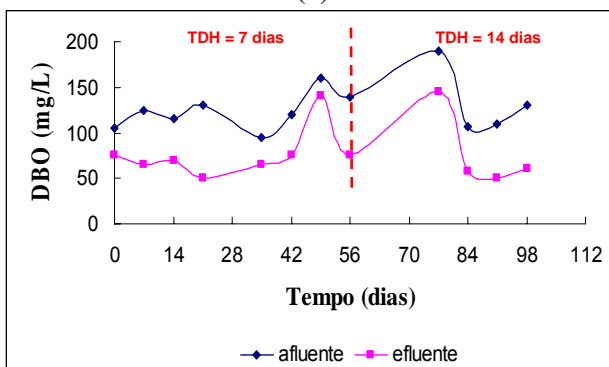
A avaliação da partida do procedimento proposto (Figura 5.45) consistiu do monitoramento dos seguintes parâmetros: pH, OD, DBO, DQO solúvel, série sólidos, nitrogênio amoniacal e fósforo. Os pontos de coleta foram a montante e a jusante da Lagoa 1 do aparato experimental. Inicialmente, o monitoramento foi avaliado para o tempo de detenção hidráulica dimensionado (7 dias) e, posteriormente, o TDH foi dobrado com o intuito de avaliar a possibilidade de melhoria no desempenho da lagoa.



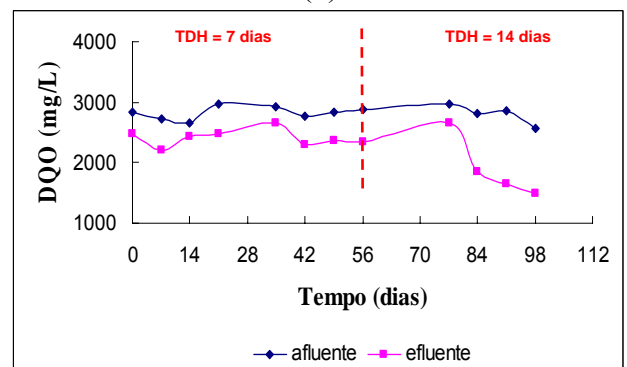
(a)



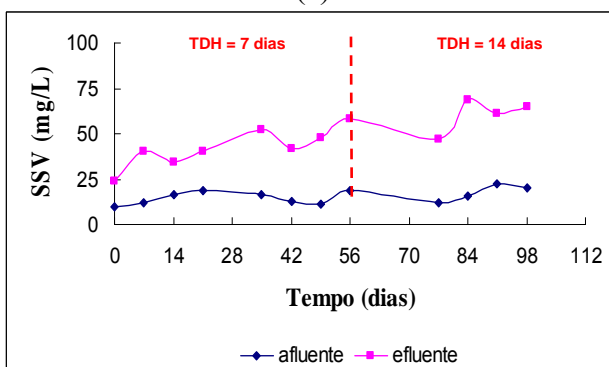
(b)



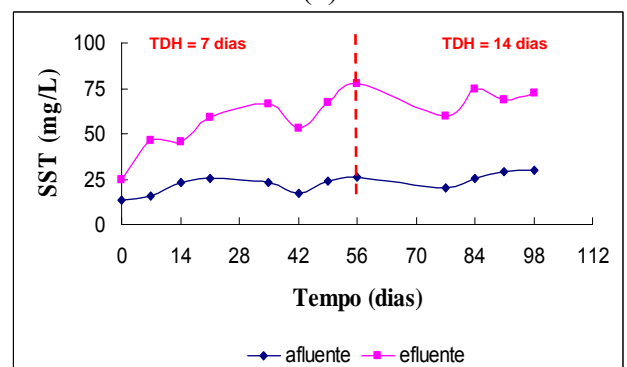
(c)



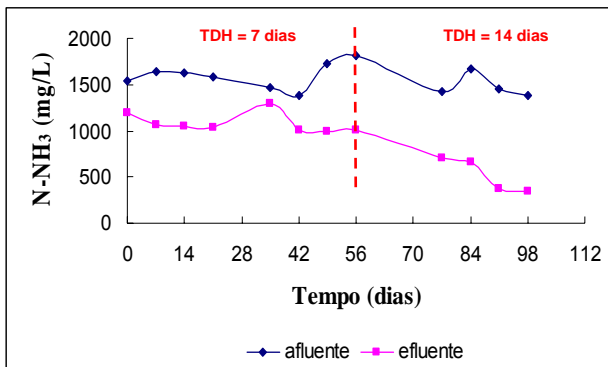
(d)



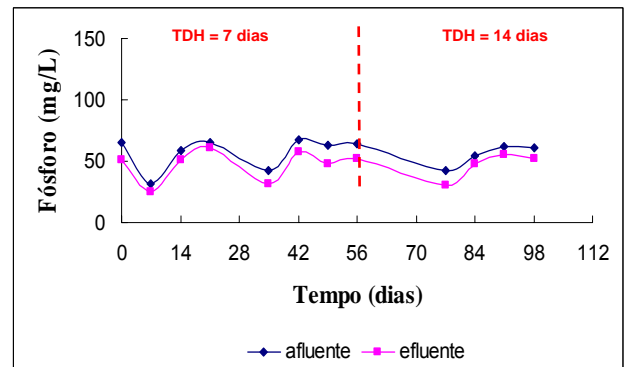
(e)



(f)



(g)



(h)

Figura 5.45 - Avaliação da partida da lagoa aerada: (a) pH; (b) OD; (c) DBO; (d) DQO solúvel; (e) SSV; (f) SST; (g) N-NH₃ e (h) Fósforo.

Observa-se que os valores do coeficiente K obtidos em escala de bancada convertidos para o regime hidráulico de fluxo disperso ($0,162 \text{ d}^{-1}$) se mostraram majorados em relação ao verificado em escala demonstrativa ($0,028 \text{ d}^{-1}$ para TDH de 7 dias). Este fato pode ser justificado pelas condições ótimas de aeração e maior precisão operacional controladas em laboratório.

Nota-se que, com exceção da crescente concentração de sólidos, a lagoa aerada obteve comportamento ativo e estável desde as idades iniciais de monitoramento, o que pode ser justificado pelas características semelhantes entre a matéria orgânica rapidamente biodegradável do lixiviado e a do esgoto doméstico, tornando-se dispensável a aclimatação do lodo (inóculo) neste caso. Entretanto, devido a problemas na rede de energia da CTRS-BR-040, o aerador apresentou problemas no 56° e 63° dia de monitoramento, interrompendo seu funcionamento até a conclusão de sua manutenção. Este fato ocorrido explica as variações dos resultados próximas a estas datas.

O pH apresentou comportamento constante, muito próximo à faixa de degradação biológica aeróbia ótima, ao longo do período de monitoramento com valores do efluente moderadamente superiores ao afluente, o que era esperado em função do consumo de CO₂ na atividade fotossintética das algas presentes resultando na conversão do íon bicarbonato (HCO₃⁻) em hidroxila (OH⁻) tornando o pH alcalino, e também pela volatilização de compostos orgânicos voláteis, geralmente ácidos, favorecida pela agitação da massa líquida.

O teor de OD na massa líquida foi bem superior aos valores presentes no lixiviado bruto, sendo que a concentração média no efluente da lagoa aerada foi de 5,1 mg/L. Esse valor apresentou baixa variação em função da vazão e aeração contínua. A precipitação interferiu

no teor de OD, que apresentou uma elevação justificada pela maior diluição do lixiviado, e conseqüente elevação do teor de saturação de OD no líquido. A temperatura média no líquido da lagoa aerada foi de 23,1°C, sempre medida às 10:30 horas nos dias de coleta. Tanto a concentração de OD quanto a temperatura no interior da lagoa estavam dentro das faixas apropriadas para a degradação biológica aeróbia indicada na literatura.

Os resultados de DQO solúvel apresentam remoções médias de poluentes orgânicos em torno de 20%, para taxa de aplicação superficial e tempo de detenção hidráulica de 1.500 kgDQO/ha.d e 7 dias respectivamente, enquanto que a remoção de DBO total foi de 42%. Os resultados de remoção de DQO solúvel foram compatíveis com os valores encontrados nos ensaios realizados em laboratório e o previsto no dimensionamento. Vale ressaltar que os resultados de remoção mais elevados atingidos para o tempo de detenção hidráulica de 14 dias (cerca de 40%) podem estar falseados em função da diluição do lixiviado diretamente dentro da lagoa causada pelas chuvas. Castilhos Jr. et al. (2006) relata eficiências de remoção de DQO de 19 e 20% para TDH de 5 e 10 dias respectivamente em lagoas aeradas para lixiviados com relação DBO/DQO próximos a 0,07.

Observa-se uma baixa formação de biomassa em torno da concentração média de 65 mg/L, ocorridos durante o monitoramento com tempo de detenção de 7 dias. A concentração de sólidos suspensos apresentou comportamento crescente indicando uma atividade biológica do sistema. O aumento do tempo de detenção hidráulica não afetou a concentração de biomassa significativamente. O decréscimo da concentração próximo ao 42º dia e após 56º dia pode ser explicado pela interrupção da aeração devido à falhas na rede de energia. Castilhos Jr. et al. (2006) apresenta concentrações em torno de 60 mg/L para lagoas aeradas no tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Londrina.

A lagoa aerada apresentou eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal média de 32 e 70% para os tempos de detenção hidráulica de 7 e 14 dias respectivamente. Essa remoção se deve principalmente a mecanismos físicos de arraste, favorecidos pela agitação resultante da aeração e pelos elevados valores de pH da lagoa (> 8,0), constatados pelos melhores resultados para maiores tempos de agitação. A concentração média de nitritos (28 mg/L) e nitratos (5 mg/L) no efluente da lagoa superior ao lixiviado bruto (concentração desprezível para nitritos e 0,4 mg/L para nitratos) indica que houve nitrificação. Devido aos altos valores iniciais de nitrogênio amoniacal do lixiviado bruto, a remoção ainda apresenta valores inferiores ao indicado pela legislação.

A remoção de fósforo foi baixa (20%) que pode ser atribuída principalmente pela turbulência criada na massa líquida durante a aeração, desfavorecendo assim o processo de precipitação. O decréscimo da concentração de fósforo está associado à assimilação deste composto pelos microrganismos e algas presentes em suas funções metabólicas.

Os parâmetros avaliados no processo de partida indicaram que a lagoa aerada, ao contrário da lagoa facultativa, obteve sucesso e se apresentou estável após o 56º dia de partida. Em função do início das precipitações, não foi possível uma comparação precisa de eficiências de remoção para os diferentes tempos de detenção hidráulica adotados. Entretanto, em relação aos poluentes orgânicos, os resultados alcançados retratam que a lagoa aerada é insuficiente para tratabilidade de lixiviados com recalcitrância, por ser um sistema biológico que atua somente na fração biodegradável da carga orgânica. O sistema também não se mostrou suficiente para atender a legislação quanto à remoção de nutrientes.

6 CONCLUSÃO

Os resultados mostraram que a partida de lagoas facultativas no tratamento de lixiviados de aterro sanitário estabilizado não obteve êxito, provavelmente em função do baixo teor de oxigênio dissolvido característico neste tipo de efluente.

A partida da lagoa aerada se apresentou estável após o 56º dia de partida, com concentração de SSV máxima igual a 65 mg/L, eficiência média de remoção de DQO solúvel em torno de 20% e baixa remoção de nutrientes quando operada com tempo de detenção hidráulica de 7 dias. Entretanto, em relação aos poluentes orgânicos, os resultados alcançados retratam que a lagoa aerada é insuficiente para tratabilidade de lixiviados com recalcitrância, por ser um sistema biológico que atua somente na fração biodegradável da carga orgânica. O sistema também não se mostrou suficiente para atender a legislação quanto à remoção de nutrientes.

Quanto aos processos de remoção de amônia por arraste, obteve-se eficiências médias máximas de remoção em 24 horas, para lixiviado com concentração inicial de nitrogênio amoniacal de 1.816 mg/L, de 73 e 98% para os ensaios realizados através de *stripping* sem e com o ajuste de pH respectivamente, contra 83 e 99% para os ensaios realizados através de *air-stripping*. Verificou-se ainda que apesar da alta concentração de nitrogênio amoniacal presente no lixiviado bruto, não se notou efeitos inibitórios relativos à amônia quando submetido à degradação aeróbia.

Em relação às técnicas de pré-tratamento físico-químico de lagoas de estabilização, o Processo Oxidativo Avançado empregando reagente de Fenton foi o mais atrativo. Esta técnica permitiu remoções máximas de cor e DQO total de 90 e 80% respectivamente, além de atuar principalmente em compostos de alta massa molecular, reduzindo a DQO inerte do lixiviado bruto de 53,2 para 25,5% e, atribuindo assim, biodegradabilidade ao efluente. Entretanto, além de apresentar complexidade na aplicação em escala real, esta técnica apresentou grande geração de lodo (cerca de 20% do volume de líquido a ser tratado), além de um tempo de decantação significativo (> 3 hora) para a separação do lodo.

Dos 67 compostos identificados no lixiviado bruto, apenas 9 compostos não foram removidos pelo tratamento biológico sem pré-tratamento físico-químico. Com a conjugação do processo de C/F, POA/Fenton e CAG este número reduz para 7, 5 e 4 respectivamente. Entretanto, a presença de um maior número de compostos presentes no efluente do sistema físico-

químico/biológico se deve a geração de compostos durante o tratamento, ou seja, a maioria dos compostos residuais é diferente dos compostos presentes no lixiviado bruto.

Notou-se a predominância de compostos cíclicos e fenólicos no lixiviado bruto, que podem ser responsáveis pela baixa biodegradabilidade do mesmo e que os compostos cíclicos se apresentaram persistentes aos tratamentos físico-químicos. O processo biológico contribui com a remoção de tais compostos, mas há ainda uma parcela significativa no efluente final. Já em relação aos compostos fenólicos, o processo biológico mostrou-se apto para remover tais compostos. Após a degradação biológica notou-se o aumento de amidas, ésteres e compostos alifáticos, compostos estes que podem estar associados aos produtos microbianos gerados durante o processo de degradação.

Acredita-se que os resultados obtidos nesta pesquisa representem uma importante contribuição para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário estabilizado no País, através de processos biológicos aeróbios e físico-químicos, ao fornecer procedimentos operacionais, parâmetros e critérios de projeto específicos para efluentes com tais características.

7 RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados obtidos e observações feitas nesta pesquisa, algumas recomendações e sugestões para trabalhos futuros podem ser citadas:

- Avaliar a partida de lagoas de estabilização com dimensões maiores, ou em escala real;
- Caracterizar biologicamente os organismos presentes no lodo utilizado como inóculo;
- Variar parâmetros de projeto na avaliação do desempenho de lagoas de estabilização tais como diferentes taxas de aplicação superficial, profundidades, relações geométricas, regimes hidráulicos e tempos de detenção hidráulica;
- Investigar a influência do clima no desempenho de lagoas de estabilização;
- Realizar análises que permitam a verificação da quantidade e qualidade das algas no sistema;
- Estudar detalhadamente os mecanismos envolvidos na remoção de nutrientes em lagoas de estabilização;
- Avaliar os efeitos e condições ótimas de diferentes técnicas de tratamento físico-químico para lixiviados de aterro sanitário estabilizado.

8 REFERÊNCIAS

- AGHAMOHAMMADI, N.; AZIZ, H. A.; ISA, M. H.; ZINATIZADEH, A. A. Powdered activated carbon augmented activated sludge process for treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology. *Bioresource Technology*, v.98, p.3570-3578, 2007.
- AGUNWAMBA, J.C.; EGBUNIWE, N.; ADEMILUVY, J.O. Prediction of the dispersion number in waste stabilization ponds. *Water Research*, v.26, n.1, p.85-89, 1992.
- ALEXANDER M. Nonbiodegradable and other recalcitrant molecules. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 15, p.611-47, 1973.
- ALLEN, A. Sustainable landfilling for developing countries. In: NINTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 9., 2003, Cagliari. Italy, Cagliari, 2003.
- AMARAL, M. C. S. *Caracterização de Lixiviados Empregando Parâmetros Coletivos e Identificação de Compostos*. 2007. 270p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2007.
- AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Resources*, v.31, n.11, p.2275-2782, 1997.
- ANDRADE, S. M. A. *Caracterização Físico-Química e Tratabilidade por Coagulação-Floculação dos Líquidos Percolados Gerados no Aterro Sanitário de Uberlândia-MG*. 2002. 182p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia (FEQ/UFU), Uberlândia, 2002.
- ANTHONISEN, A. C.; LOEHR, R.C.; PRAKASAM, T.B.S.; SRINATH, E.G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal of Water Pollution, Control Federation*, v.48, n.5, p.835-852, 1976.
- APHA; AWWA; WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th Edition. American Public Health Association, Washington, DC, 2005.
- AQUINO, S.F. Caracterização da DQO effluente de sistemas de tratamento biológico. *Revista Engenharia Sanitária*, v.8, p.135-144, 2003.
- ARCEIVALA, S.J. *Wastewater Treatment and Disposal*. Marcel Dekker, Nova York, 982p., 1981.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos - Classificação - NBR-8419, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Apresentação de Projetos de Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos - Classificação - NBR-8849, 1985.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Resíduos Sólidos - Classificação - NBR-10.004, 2004.
- AZIZ, H. A.; ALIAS, S.; ADLAN, M. N.; FARIDAH, A. H.; ZAHARI, S. Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. *Science direct. Bioresource Technology*, n.98, p.218-220, 2007.

- BARLAZ, M.A.; MILKE, M.W.; HAM, R.K. Gas production parameters in sanitary landfill simulators. *Waste Management and Research*, v.5, 27p., 1987.
- BARKER D. J.; MANNUCCHI G. A.; SALVI S. M. L. e STUCKEY D. C. Characterization of soluble residual chemical oxygen demand (COD) in anaerobic wastewater treatment effluents. *Water Research*, v.33, n.11, p.2499-2510, 1999.
- BENEFIELD, L.D; RANDALL, C.W. Biological process design for wastewater treatment. Charlottesville, Virginia: Inprint Inc., 526p., 1987.
- BERNARDES, R.S., SOARES, S.R.A. Fundamentos da respirometria no controle da poluição da água e do solo. Editora da Universidade Federal de Brasília: FINATEC, 2005.
- BIDGA, R. J. Consider Fenton's chemistry for wastewater treatment. *Chemical Engineering Progress*, v.91, n.12, p.62-66, 1995.
- BRITO, M.C.S.O.M.; CHERNICHARO, C.A.L.; VON SPERLING, M. Relação entre as temperaturas da água e do ar em uma lagoa de maturação na região Sudeste do Brasil. In: IX SILUBESA - SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Seguro, Brasil, 9 a 14 Abril. Anais eletrônicos, 2000.
- BULL R.A.; ZEFF, J. D. Hydrogen peroxide in advanced oxidation process for treatment of industrial process and contaminated groundwater. In: ECKENFELDER, W. W.; BOWERS, A. R.; ROTH, J. A. CHEMICAL OXIDATION: TECHNOLOGIES FOR THE NINETIES. Lancaster: Technomic, p.26-36., 1991.
- BURNLEY, S. The impact of the european landfill directive on waste management in the United Kingdom. *Resources, Conservation and Recycling*, v.32, p.349-358, 2001.
- CASTILHOS JR., A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JR., A.B. (ORG.). RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: ATERRO SUSTENTÁVEL PARA MUNICÍPIOS DE PEQUENO PORTE. Brasil, Rio de Janeiro: Rima ABES, 294p., 2003.
- CASTILHOS JR., A.B.; FERNANDES, F.; FERREIRA, J.A.; JUCÁ, J.F.T.; LANGE, L.C.; GOMES, L.P.; PESSIN, N.; NETO, P.M.S.; ZANTA, V.M. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitário. In: CASTILHOS JR., A.B. (ORG.). RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: ATERRO SUSTENTÁVEL PARA MUNICÍPIOS DE PEQUENO PORTE. Brasil, Rio de Janeiro: Rima ABES, 494p., 2006.
- CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL A.C, LETTINGA, G. Polishing ponds for post-treatment of digested sewage part 2-sequential batch ponds. In: VI OFICINA E SEMINÁRIO LATINO AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, Vol. 1, Recife, Brasil, p.352-359, 2000b.
- CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL A.C.; VON SPERLING, M.; KATO, M.T.; LUDUVICE, M.L. E MONTEGGIA, L.O. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios em lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C.A.L. (COORDENADOR). PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS. Vol. 2, Cap. 3, PROSAB, 1ª Edição, Belo Horizonte, SEGRAC EDITORA, p.105-169, 2001.
- CETESB. Resíduos sólidos industriais. 2.ed., 234p., 1992.
- CHANG, C. H.; SAVAGE, D. H.; LONGO, J. M. Carbon - sulfur surface compounds - novel regenerable adsorbents for the removal of aromatics aqueous solutions. *Journal of Colloid and Interface Science*, v.79, n.1, p.178-191, 1981.

- CHEN, J.P.; WU, S. Simultaneous adsorption of copper ions and humic acid onto an activated carbon. *Journal of Colloid and Interface Science*, v.280, n.2, p.334-342, 2004.
- CHERNICHARO, C.A.L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios*. v.5, DESA-EEUFMG, 245p., 1997.
- CHERYAN, M. *Ultrafiltration handbook*. Pennsylvania (USA): Technomic Publishing Company Inc. Lancaster PA, 375p., 1986.
- CHIAN, E.S.K.; DeWALLE, F. B. *Evaluation of Leachate Treatment*. v.2, Biological and Physical-Chemical Process. EPA-600/2-77-186b, US EPA, Cincinnati, Ohio, 1977.
- CHRISTENSEN, T.H.; KJELDSEN, P. *Basic biochemical processes in landfills*. Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, Academic Press, 1991.
- CRITES, R.; TCHOBANOGLOUS, G. *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Editorial McGraw-Hill Interamericana, S.A., México, 2000.
- CUSSLER, E. L. *Difusion, mass transfer in fluid systems*. (second edition) Cambridge University Press, Cambridge, 1997.
- DELIBERAÇÃO NORMATIVA Nº 10 DE 1986 - DN 10/1986 - CONSELHO ESTADUAL E POLÍTICA AMBIENTAL - COPAM. Página oficial da Fundação Estadual do Meio Ambiente (<http://www.feam.br>), 2007.
- DELIBERAÇÃO NORMATIVA Nº 46 DE 2001 - DN 46/2001 - CONSELHO ESTADUAL E POLÍTICA AMBIENTAL - COPAM. Página oficial da Fundação Estadual do Meio Ambiente (<http://www.feam.br>), 2007.
- DIAMADOPOULOS E., Characterization and treatment of recirculation stabilized leachate, *Water Research*, v.28, p.2439-2445, 1994.
- DÍAS-DÍEZ, M.A.; GOMEZ-SERRAN, V.; FERNANDEZ-GONZALEZ, C.; CUERDA-CORREA, E. M.; MÁRCIA-GARCIA, A. Porous texture of activated carbons prepared by phosphoric acid activation of woods. *Applied Surface Science*, v.238, n.1-4, p.309-313, 2004.
- DOMINGUES, L.G.; SECO, E.L.; NOUR, E.A.A. Partida de um sistema combinado filtro anaeróbio-biofiltro aerado submerso tratando esgoto sanitário. In.: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Campo Grande, Brasil, 2005.
- DUBOIS, M., GILLES, K.A. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, v.28, n.3, p.350-356, 1956.
- EEA - *Europe's environment: the second assessment*. Elsevier Science Ltd. 293p., 1998.
- EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, v.22, p.269-282, 2002.
- EPA Design manual. Municipal wastewater stabilization ponds. United States Environmental Protection Agency. 327p., 1983.
- FEACHEM, R.G.; BRADLEY, D.J.; GERELICK, H e MARA, D.D. *Sanitation and disease*. Health aspects of excreta and wastewater management. Chichester. John Willey Sons, 1983.
- FIORE, F.A. *Avaliação de um Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos e de Chorume, com Ênfase na Fase Metanogênica*. 2004. 133p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2004.

- FORGIE, D. J. L. Seletion of the most appropriate leachate treatment methods. *Water Pollution Research Journal of Canada*, v.23, n.2, p.308-355, 1988.
- FUNASA. *Manual de saneamento*. 3.ed. Brasília. ISBN 85-7346-045-8, 408p., 2004.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - FEAM. Página oficial da Fundação Estadual do Meio Ambiente (<http://www.feam.br>), 2007.
- GERMILI, E.; ORHON, D.; ARTAN, N. Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wasterwaters. *Water Science and Technology*, v.23, p.1077-1086, 1991.
- GHANGREKAR, M. M.; ASOLEKAR, S.; RANGANATHAN, K. R. e JOSHI, S. G. Experience with UASB reactor start-up under different operating conditions. *Water Science and Technology*, v.34, n.5-6, p.421-428, 1996.
- GLOYNA, E.F. Facultative waste stabilization pond. Ponds as a wastewater treatment alternative. In: WATER RESOURCES SYMPOSIUM. University of Texas, p.143-157, 1976.
- 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. Porto Seguro, Brasil, 2000.
- HENRY, J.G.; PRASAD, D. Anaerobic treatment of landfill leachate by sulfate reduction. *Water Science and Technology*, v.41, n.3, p.239-246, 2000.
- HENZE, M.; HARREMOES, P. Review paper: anaerobic treatment of wastewaters in fixed film reactor. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactor, IAWPR, p.1-94, 1982.
- HENZE, M.; HARREMOES, P.; JANSEN, J.L.C.; ARVIN, E., *Wastewater Treatment*, 3ed. Springer, Berlin, 2002.
- HO, S.; BOYLE, W. C.; HAM, R. K. Chemical treatment of leachates from sanitary landfills. *Journal of Water Pollution, Control Federation*, v.46, p.1776-1791, 1974.
- HU, Z.; SRINIVASAN, M.P. Preparation of high-surface-area activated carbons from coconut shell. *Microporous and Mesoporous Materials*, v.27, n.1, p.11-18, 1999.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: manual gerenciamento integrado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 200p., 2001.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB). Rio de Janeiro, CD-ROM, 2002.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS - IPT; COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM - CEMPRE. Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado. São Paulo: IPT/CEMPRE, 370p., 2000.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. Climatologia mapas. (<http://www.inmet.gov.br>), 2007.
- JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 3ed. ABES, 720p., 1995.
- KANG, Y. W.; HWANG, K. Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process. *Water Research*, v.34, n.10, p.2786-2790, 2000.
- KARGI, F.; PAMUKOGLU, M. Y. Repeated fed-batch biological treatment of pre-treated landfill leachate by powdered activated carbon addition. *Enzyme and Microbial Technology*. v.34, p.422-428, 2004.
- KAYHANIAN, M.K.; LINDENAUER, S.; HARDY, G.; TCHOBANOGLIOUS, G. Two-stage process combines anaerobic and aerobic methods. *BioCycle*, v. 32, n.3, 1991.

- KEENAN, J.D.; STEINER, R.L.; FUNGAROLI, A. A. Landfill leachate treatment. *Journal of Water Pollution, Control Federation*, v.56, n.1, 1984.
- KELLNER, E.; PIRES, E.C. *Lagoas de estabilização - projeto e operação*. ABES, Rio de Janeiro/RJ, 244p., 1998.
- KIM, S.M.; GEISSEN, S.U.; VOLGELPOHL, A. Landfill leachate treatment by a photoassisted Fenton reaction. *Water Science and Technology*, v.35, n.4, p.239-249, 1997.
- KJELDSEN P. I.; BARLAZ, M.A; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.32, p.297-336, 2002.
- KONIG, A.M. Biología de las lagunas de estabilización: algas. In: MENDONÇA, S.R. SISTEMAS DE LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN. McGraw-Hill. Colombia, 2000.
- KUO, W. G. Decolorizing dye wastewater with Fenton's reagent. *Water Research*, v.26, n.7, p.881-886, 1992.
- KURNIAWAN, T.A.; LO, W.; CHAN, G.Y.S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, v.129, p.80-100, 2006.
- LANGE, L.C.; SIMÕES, G.F.; FERREIRA, C.F.A. Aterro sustentável: um estudo para a cidade de Catas Altas, MG. In: CASTILHOS JR., A.B. (ORG.). RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: ATERRO SUSTENTÁVEL PARA MUNICÍPIOS DE PEQUENO PORTE. Rio de Janeiro: Rima ABES, 294p., 2003b.
- LEE, C.; YOON, J. Temperature dependence of hydroxyl radical formation in the $h\nu/\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$ e $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$ systems. *Chemosphere*, v.56, p.923-934, 2004.
- LEVINE A. D.; TCHOBANAGLOUS G.; ASANO T. Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater: treatment and reuse implications. *Journal of Water Pollution, Control Federation*, v.57, n.7, p.805-816, 1985.
- LIMA, L.M.Q. *Tratamento de Lixo*. São Paulo: Hemus Editora, 142p., 1986.
- LINS, E.A.M.; LINS, M.C.M.; LIMA, M.A.G.A.; ARAÚJO, J.M.; JUCÁ, J.F.T. Monitoramento de lagoas de estabilização no tratamento de chorume - aterro da Muribeca. In: ANAIS DO VIGÉSIMO TERCEIRO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Campo Grande, 2005.
- LOWRY, O. H.; ROSENBROUGH, N. J.; FARR, R. L.; RANDALL, R. J. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry*, v.193, p.265-275, 1951.
- LUA, A.C.; YANG, T. Effect of activation temperature on the textural and chemical properties of potassium hydroxide activated carbon prepared from pistachio-nut shell. *Journal of Colloid and Interface Science*, v.274, n.2, p.594-601, 2004.
- LYUBCHIK, S.I.; LYUBCHIK, A. I.; GLUSHKO, O. L.; TIKHONOVA, L. P.; VITAL, J.; FONSECA, S. B. Kinetics and thermodynamics of the Cr (III) adsorption on the activated carbon from co-mingled wastes. *Colloids and Surfaces A: physicochemical. Eng. Aspects*, v.242, n.1-3, p.151-158, 2004.
- MARA, D.D.; ALABASTER, G.P.; PERSON, H.W.; MILLS, S.W. *Waste stabilization ponds. A design manual for Eastern Africa*. Lagoon Technology International. Leeds. 121p., 1992.

- MARAIS, G.V.R. Faecal bacteria kinetics in stabilization ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division*, ASCE, v.100, p.119-139, 1974.
- MARQUES, A.C.M. *Compactação e Compressibilidade de Resíduos Sólidos Urbanos*. 2001. 408p. Tese (Doutorado em Geotecnia). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP), 2001.
- MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; SOIMASUO, R.M., RINTALA, J.A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosfere*, v.46, n.6, p.851-858, 2002.
- McKINNEY, R. *Environmental Pollution Control Microbiology*. Marcel Dekker, 2004.
- MENDONÇA, S.L. *Sistemas de lagunas de estabilización*. Mc.Graw - Hill Interamericana, Santa Fe de Bogotá, 370p., 2000.
- METCALF & EDDY *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal, Reuse*. 3rd edition, McGraw-Hill Int. Ed., Singapore, 1991.
- MONOD, J. Recherches sur la croissance des cultures bacterienes. Paris: Hermann e Cie. 1942.
- MORAWE, B.; RAMTEKE, D.S.; VOGELPOHL, A. Activated carbon column performance studies of biologically treated landfill leachate. *Chemical Engineering and Processing*, v.34, n.3, p.299-303, 1995.
- NASCIMENTO FILHO, I.; MÜHLEN, C. von; CAMARÃO, E. B. Estudo de compostos orgânicos em lixiviado de aterro sanitário. *Química Nova*, v.24, n.4, p.554-556, 2001.
- NEYENS, E.; BAEYENS, J. A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. *Journal of Hazardous Materials*, v.28, p.33-50, 2003.
- OECD. Detailed review paper on biodegradability testing environment monograph, n.98, 1995.
- ORUPÖLD, K., HELLAT, K., TENNO, T. Estimation of treatability of different industrial wastewaters by activated sludge oxygen uptake measurements. *Water Science and Technology*, v.40, p.31-36, 1999.
- OSTERGAARD, N. Biogasproduktion i det thermofile temperaturinterval. STUB rapport nr. 21. Kemiteknik. Dansk Teknologisk Institut, Taastrup (in Danish), 1985.
- PAINTER, HA. Detailed review paper on biodegradability testing. OECD Guidelines for the testing of chemicals. Paris: OECD; 1995.
- PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E.J. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *Journal of the water pollution control federation*, v.54, n.4, p.344-351, 1982.
- PARKER, A. Behavior of wastes in landfill methane generation. In: HOLMES, J.R., ED. PRACTICAL WASTE MANAGEMENT. John Wiley & Sons. Chichester, England, p.223-234, 1983.
- PAVLOSTATHIS, S.G.; GIRALDO-GOMEZ, E. Kinetics of anaerobic treatment. *Water Science and Technology*, v.24, n.8, p.35-59, 1991.
- PÉREZ, M.; TORRADES, F.; DOMÈNECH, X.; PERAL, J. Fenton and photo-Fenton oxidation of textile effluents. *Water Research*, v.36, p.2703-2710, 2002.

PERUZZO, L. C. *Influência de agentes auxiliares na adsorção de corantes de efluentes da indústria têxtil em colunas de leito fixo*. 2003. 80p. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina (CT/UFSC), Florianópolis, 2003.

PESSIN, N.; SILVA, A.R.; CONTO, S.M.; PANAROTTO, C.T.; BEAL, L.L. Concepção e implantação de células pilotos de aterramento de resíduos sólidos. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B; LANGE, L.C; GOMES, L.P PESSIN, N. ALTERNATIVAS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA PEQUENAS COMUNIDADES: CONCEPÇÃO E IMPLANTAÇÃO DE CÉLULAS PILOTO DE ATERRAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS. Rio de Janeiro: Rima ABES, p.13-17, 2002.

POHLAND, F.G.; HARPER, S. R. Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. EPA/600/2-86/73. Cincinnati, OH, U.S.A.: U.S. Environmental Protection Agency, 1986.

POLPRASERT, C.; BATHARAI, K.K. Dispersion model for waste stabilization ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division*, ASCE, 111, p.45, 1985.

POLPRASERT, C.; AGARWALLA, B.K. A facultative pond model incorporating biofilm activity. *Water Environment Research*, v.66, n.5, 725p., 1994.

POSTMA, T.; STROES, J.A.P. Lipid screening in clinical. *Clinica Chimica. Acta*, v.22, p.569-578, 1968.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. *Sanitary landill leachate: generation, control and treatment*. Lancaster: Technomic. 339p., 1994.

RAY, C; CHAN, P.C. Heavy metals in landfill leachate. *International Journal of Environmental Studies*, v.27, p.225-237, 1986.

REED, S.C. Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. *Water Pollution, Control Federation*, n.57, v.1, p.39-45, 1985.

REINHART, D.R.; AL-YOUSFI, A. B. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management and Research*, v.14, p.337-346, 1996.

REINHART, D. R.; GROSH, C. J. Analysis of Florida MSW landfill leachate quality. University of Central Florida, 1998.

RITTMANN, B.E.; McCARTY, P.L. *Environmental biotechnology: principles and applications*, McGraw Hill, 2001.

ROZICH, A.F., GAUDY, A.F. Design and operation of activated sludge processes using respirometry. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan, 1992.

SANTOS, F. F.; REZENDE, M. O. O. Influência do meio reacional no comportamento fotoquímico do inseticida paration etílico. *Química Nova*, v.25, n.1, p.1-15, 2002.

SILVA, A.C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR., G. L. Treatment and detoxification of sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, v.55, n.2, p.207-214, 2004.

SILVA JR., C.; SASSON, S. *Biologia 2: seres vivos, estruturas e função*. (Cezar e Sezar). Atual Editra, São Paulo, 2ª ed. 382p., 1993.

SILVA, S.A. e MARA, D.D. *Tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização*. ABES, Rio de Janeiro, RJ, 1979.

SISINNO, C.L.S.; OLIVEIRA, R.M. *Resíduos sólidos, ambiente e saúde: uma visão multidisciplinar*. Editora FIOCRUZ. 1ª ed., p.142, 2000.

- SOARES, J.; SILVA, S.A.; OLIVEIRA R.; ARAÚJO, A.L.C.; MARA, D.D.; PEARSON, H.W. Ammonia removal in a pilot scale WSP complex in northeast Brazil. *Water Science and Technology*, v.33, n.7, p.165-171, 1996.
- SPEECE, R. E. *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*. Archaea Press, 1996.
- SWAMINATHAN, K.; SANDHYA S.; CARMALIN SOPHIA, A.; PACHHADE, K.; SUBRAHMANYAM, Y. V. Decolorization and degradation of H-acid and other dyes using ferrous-hydrogen peroxide system. *Chemosphere*, v.50, p.619-625, 2003.
- TCHOBANOGLIOUS, G. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3.ed. New York: McGraw-Hill, Inc., 1334p., 1991.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; O'LEARY, P.R. Landfilling. In: KREITH, F. HANDBOOK OF SOLID WASTE MANAGEMENT. New York, McGraw Hill, Inc. ISBN 0-07-03-5876-1, 887p., 1994.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL S.A. *Integrated solid waste management - engineering principles and management issues*. McGraw-Hill International Editions. ISBN 0-07-063237-5, 978p., 1993.
- TEIXEIRA, M.A. *Cromatografia gasosa acoplada com espectrometria de massa e suas aplicações*. 24p., 1990.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Environmental pollution control: advanced photochemical oxidation process*. EPA 625 R98/004, 1998.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbico de esgotos: um manual para regiões de clima quente, 1994.
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.1, 243p., 1995.
- VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.3, 196p., 1996.
- VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 2, 211p., 1996.
- VON SPERLING, M. Relationship between first-order decay coefficients in ponds, according to plug flow, CSTR and dispersed flow regimens. In: I CONFERENCIA LATINOAMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO. Cali, Colômbia, p. 24-27, 2000b.
- WALLING, C. Fenton's reagent revisited. *Accounts of Chemical Research*, v.8, p. 125-131, 1975.
- WARITH, M; SHARMA, R. Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills. *Water Quality Research Journal of Canada*, v.33, n.3, p.417-37, 1998.
- WEILAND, P.; ROZZI, A. Start-up, operation, monitoring and control of high-rate anaerobic treatment systems: discussor's report. *Water Science and Technology*, v.24, n.8, p.257-277, 1991.
- YÁNEZ, F. *Lagunes de estabilizacion*. Ed.CEPIS, Lima , Peru, 379p., 1993.
- YOUSSEF, A.M.; EL-NABARAWY, T.H.; SAMRA, S. E. Sorption properties of chemically-activated carbons 1. Sorption of cadmium (II) ions. *Colloids and Surfaces A: physicochemical. Eng. Aspects*, v.235, n 1-3, p.153-163, 2003.