

**Universidade Federal de Santa Catarina
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**AVALIAÇÃO DA AERAÇÃO NO TRATAMENTO DE
LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO POR LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO**

Camila Funari

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
JULHO/2009**

**Universidade Federal de Santa Catarina
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**AVALIAÇÃO DA AERAÇÃO NO TRATAMENTO DE
LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO POR LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO**

Camila Funari

**Trabalho apresentado à Universidade
Federal de Santa Catarina para Conclusão
do Curso de Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental**

**Orientadora
Cláudia Lavina Martins, MSc.**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
JULHO/2009**

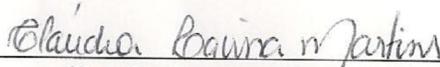
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

AValiação DA AERaÇÃO NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE
ATERRO SANITÁRIO POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

CAMILA FUNARI

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos
para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental - TCC II

BANCA EXAMINADORA:



Claudia Lavina Martins, MSc. - UFSC
(Orientadora)



Prof.^a. Dr.^a. Rejane Helena Ribeiro da Costa - UFSC
(Membro da Banca)



Prof. Dr. Joel Dias da Silva - FURB
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)
JULHO/2009

RESUMO

O aumento da produção e consumo de produtos pelas atividades humanas tem gerado uma crescente produção de resíduos sólidos. Com isso, torna-se difícil assegurar um destino final adequado para esses materiais. O aterro sanitário tem sido uma das formas adotadas, porém gera lixiviado. Este líquido tem sido identificado como fonte potencial de poluição do solo, e das águas, pois apresenta compostos orgânicos e substâncias tóxicas. Muitas técnicas têm sido abordadas, entre elas o tratamento biológico por lagoas de estabilização. Este estudo foi realizado em Estação Piloto composta de três lagoas de estabilização em série, localizada na Universidade Federal de Santa Catarina, a fim de avaliar o efeito da aeração no tratamento de lixiviados por um sistema de lagoas de estabilização, avaliando seu desempenho na atenuação do potencial poluidor do efluente, e principalmente na redução de compostos nitrogenados. Foram estudados os tempos de aeração de 12h, 18h e 24h. O monitoramento diário das lagoas foi realizado com o auxílio de uma sonda multiparâmetros YSI 6600 V2, para determinação da temperatura (°C), pH, condutividade (mS/cm), potencial redox (mV) e OD (mg/L). Já as variáveis físico-químicas foram analisadas em laboratório. Os parâmetros observados foram matéria de sólidos (mg/L), clorofila *a* (µg/L), DQO (mg/L), DBO (mg/L), amônia (mg/L), nitrogênio NTK (mg/L), COT (mg/L), Cor (UC), Turbidez (NTU), toxicidade e identificação da biomassa. As eficiências de remoção do sistema para o parâmetro DQO foram de 52%, 41% e 68%, e para Amônia foram de 74%, 84% e 96%, nos períodos de 12, 18 e 24 horas de aeração, respectivamente.

Palavras-chave: Aterro Sanitário, Lixiviado, Lagoas de Estabilização, Aeração.

ABSTRACT

Increased production and consumption of products by human activities has increased the generation of solid waste. Therefore, it is difficult to ensure a suitable final destination for these materials. The landfill has been one of the forms adopted, but it generates leachate. This liquid has been identified as a potential source of soil and water pollution for its organic compounds and toxic substances. Many techniques have been addressed, including biological treatment by waste stabilization ponds. This study was conducted in pilot-scale consisting of three stabilization ponds, located at Universidade Federal de Santa Catarina, with the purpose to assess the aeration on the treatment of the leachate for stabilization ponds, evaluating its performance in the mitigation of the effluent pollution, and mainly the reduction of nitrogen compounds. Different times of aeration were studied in this process. Those times were 12h, 18h and 24 hours. The diary monitoring of the ponds was performed with an YSI 6600 V2 multifunction probe that determinates temperature (°C), pH, conductivity (mS/cm), redox potential (mV) and DO (mg/L). The physical-chemical parameters were analyzed in the laboratory. The parameters observed were solids (mg/L), chlorophyll *a* (µg/L), COD (mg/L), BOD (mg/L), Ammonia (mg/L), Nitrogen NTK (mg/L), TOC (mg/L), Color (UC), Turbidity (NTU), toxicity and identification of the biomass. The removal efficiencies of the system for the parameter COD were 52%, 41% and 68%, and 74%, 84% and 96% for Ammonia, in the periods of 12, 18 and 24 hours of aeration, respectively.

Keywords: Landfills, Leachate, Stabilization Ponds, Aeration.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pela vida, saúde e inteligência, que tornou tudo isso possível.

Ao meu pai José e à minha mãe Deise, por me ensinarem com muito amor a valorizar todas as oportunidades desta vida, e que apesar das dificuldades sempre me apoiaram nas minhas decisões.

A todos os meus amigos, familiares, ao meu namorado Brett, e pessoas do meu convívio que acreditaram em mim e me incentivaram, mesmo que distante.

A Doutoranda Cláudia e a toda equipe do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos da Universidade Federal de Santa Catarina (LABEFLU), pelos ensinamentos, empenho, paciência e credibilidade, obrigada por tudo.

À Universidade Federal de Santa Catarina, e aos Professores, que me ensinaram e sempre dividiram seus conhecimentos e suas experiências de vida durante os 5 anos de curso.

À banca examinadora, pela atenção dedicada ao meu trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	III
LISTA DE TABELAS.....	IV
LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS.....	V
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS E JUSTIFICATIVA	2
2.1. OBJETIVO GERAL	2
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	2
2.3. JUSTIFICATIVA.....	2
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	3
3.1. A PROBLEMÁTICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	3
3.2. RESÍDUOS SÓLIDOS	4
3.2.1. <i>Definição</i>	4
3.2.2. <i>Classificação dos Resíduos Sólidos</i>	4
3.3. TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	5
3.4. ATERRO SANITÁRIO	6
3.5. LIXIVIADO	7
3.5.1. <i>Definição e Formação</i>	7
3.6. PRINCIPAIS FORMAS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS	8
3.7. TRATAMENTO DE LIXIVIADO POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	11
3.7.1. <i>Lagoas Anaeróbias</i>	12
3.7.2. <i>Lagoas Facultativas</i>	13
3.7.3. <i>Lagoas Aeradas Facultativas</i>	14
3.7.4. <i>Lagoas de Maturação</i>	15
3.8. TRANSFORMAÇÃO DO CARBONO	16
3.9. TRANSFORMAÇÃO DO NITROGÊNIO	16
3.10. MICROORGANISMOS PRESENTES NA LAGOA	17
3.11. AERAÇÃO EM LAGOAS.....	17
4. METODOLOGIA.....	19
4.1. MATERIAIS.....	19
4.1.1 <i>Origem e Características do Efluente</i>	19
4.1.2 <i>Características das Lagoas de Estabilização</i>	21
4.1.3 <i>Aeração do Sistema</i>	21
4.2. MÉTODOS	22
4.2.1. <i>Amostragem</i>	22
4.2.2. <i>Procedimentos Analíticos</i>	23
4.2.3. <i>Eficiência de Remoção do Sistema</i>	24
4.2.4. <i>Variabilidade da Carga Orgânica</i>	24
4.2.5. <i>Tratamento dos Dados Experimentais da Sonda Multiparâmetros</i>	25
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	25
5.1. MONITORAMENTO DO SISTEMA DE LAGOAS	25
5.1.1. <i>Carga Orgânica nas Lagoas</i>	28
5.2. MONITORAMENTO DIÁRIO – SONDA MULTIPARÂMETROS	29
5.2.1. <i>Oxigênio Dissolvido</i>	29
5.2.2. <i>PH</i>	30
5.2.3. <i>Temperatura</i>	31
5.3. MONITORAMENTO SEMANAL	32
5.3.1. <i>DQO</i>	32

5.3.2. <i>Amônia</i>	33
5.3.3. <i>Nitrogênio NTK</i>	35
5.3.4. <i>Carbono Orgânico Total</i>	36
5.3.5. <i>Sólidos Suspensos</i>	37
5.3.6. <i>Clorofila a</i>	38
5.4. AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE LAGOAS.....	40
5.5. IDENTIFICAÇÃO DA BIOMASSA MICROBIANA E PLANCTÔNICA NAS LAGOAS	40
5.6. ENSAIOS TOXICOLÓGICOS	41
5.7. ESTUDO PRELIMINAR DE CUSTO DA AERAÇÃO NA LAGOA.....	42
6. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES.....	42
6.1. CONCLUSÃO	42
6.2. RECOMENDAÇÕES.....	43
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	44

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - DESTINO FINAL DO LIXO COLETADO NO BRASIL NO ANO DE 1991.....	7
Figura 2 - Lagoas de estabilização em série.....	19
FIGURA 3 - LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE BIGUAÇU NO ESTADO DE SANTA	20
FIGURA 4 - VISTA PARCIAL DA FRENTE DE SERVIÇO DO ATERRO.	20
FIGURA 5 - SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO DO ATERRO SANITÁRIO DE BIGUAÇU.	21
FIGURA 6 - COMPRESSOR DE AR.	22
FIGURA 7 - Sonda MULTIPARÂMETROS.....	22
FIGURA 8 - ESQUEMA DE COLETA DAS AMOSTRAS.	23
FIGURA 9 - DESENHO ESQUEMÁTICO DE GRÁFICO DO TIPO DIAGRAMA DE CAIXA.....	25
FIGURA 10 - DIAGRAMA DE CAIXAS DE OD PARA OS DIFERENTES PERÍODOS ESTUDADOS.	29
FIGURA 11 - DIAGRAMA DE CAIXAS DE PH PARA OS DIFERENTES PERÍODOS ESTUDADOS.	30
FIGURA 12 - DIAGRAMA DE CAIXAS DE TEMPERATURA PARA OS DIFERENTES PERÍODOS ESTUDADOS.	31
FIGURA 13 - EFICIÊNCIA ALCANÇADA AO LONGO DO TEMPO – DQO.	32
FIGURA 14 - EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE DQO.	33
FIGURA 15 - EFICIÊNCIA ALCANÇADA AO LONGO DO TEMPO – AMÔNIA.	34
FIGURA 16 - EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DA AMÔNIA.	34
FIGURA 17 - EFICIÊNCIA ALCANÇADA AO LONGO DO TEMPO – NTK.	35
FIGURA 18 - EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE NTK.	36
FIGURE 19 - CONCENTRAÇÃO COT x TEMPO (SEMANAS) – 12H.	36
FIGURE 20 - CONCENTRAÇÃO COT x TEMPO (SEMANAS) – 18H.	36
FIGURA 21 - CONCENTRAÇÃO COT x TEMPO (SEMANAS) – 24H.	37
FIGURE 22 - CONCENTRAÇÃO SS x TEMPO (SEMANAS) - 12H.	38
FIGURE 23 - CONCENTRAÇÃO SS x TEMPO (SEMANAS) – 18H.	38
FIGURA 24 - CONCENTRAÇÃO SS x TEMPO (SEMANAS) - 24H.....	38
FIGURE 25 – CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA A x TEMPO (SEMANAS) - 12H.....	39
FIGURE 26 - CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA A x TEMPO (SEMANAS) - 18H.	39
FIGURA 27 - CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA A x TEMPO (SEMANAS) - 24H.	39
FIGURA 28 - EFICIÊNCIA FINAL DO SISTEMA.	40
FIGURA 29 - MICRORGANISMOS ENCONTRADOS NA LAGOA L1 (1000X).	41
FIGURA 30 - <i>CRYPTOMONAS SP</i> PRESENTE NAS LAGOAS L2 E L3 (1000X).....	41
FIGURA 31 – <i>CHLAMYDOMAS SP</i> NAS LAGOAS L2 E L3 (1000X).....	41

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DAS LAGOAS DE TRATAMENTO.	21
TABELA 2 - ANÁLISES REALIZADAS E MÉTODOS UTILIZADOS.	23
TABELA 3 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO LIXIVIADO NOS DIFERENTES PERÍODOS ESTUDADOS.	26
TABELA 4 - CARGAS APLICADAS ÀS LAGOAS L1, L2 E L3 NO PERÍODO DE 12 HORAS.	28
TABELA 5 - CARGAS APLICADAS ÀS LAGOAS L1, L2 E L3 NO PERÍODO DE 18 HORAS.	28
TABELA 6 - CARGAS APLICADAS ÀS LAGOAS L1, L2 E L3 NO PERÍODO DE 24 HORAS.	28
TABELA 7 - RESULTADOS DE TOXICIDADE.	41
TABELA 8 - CONSUMO DO COMPRESSOR DE AR EM KWH E REAIS.	42

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
- APHA – American Public Health Association
- CE(I) – Concentração Efetiva Inicial Mediana
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- CO₂ - gás carbônico
- CH₄ - Gás metano
- CTC – Centro Tecnológico
- d - profundidade da lagoa
- DBO - Demanda bioquímica de Oxigênio
- DBO₅ - Demanda bioquímica de Oxigênio em 5 dias
- DQO - Demanda Química de Oxigênio
- E* – Eficiência de remoção (%)
- ENS – Engenharia Sanitária e Ambiental
- h - horas
- H⁺ - íon hidrogênio
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- kWh - quilowatt-hora
- LABEFLU - Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos
- LARESO - Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos
- LIMA - Laboratório Integrado de Meio Ambiente
- m – metro
- m³ – metro cúbico
- n – número de amostras analisadas
- NBR - Norma Brasileira Regulamentação
- NH₄⁺ - íon amônio
- N-NH₄ – Íon Amônio ou Nitrogênio Amoniacal expresso como nitrogênio
- NTK - Nitrogênio Total Kjeldhal
- OD - Oxigênio Dissolvido
- pH - Potencial Hidrogeniônico
- PPGE - Programa de Pós Graduação em Educação da Universidade Federal de Santa Catarina
- PVC – policloreto de vinila
- T (°C) – Temperatura em graus Celsius
- TRH - Tempo de Retenção Hidráulico
- RSU- Resíduos Sólidos Urbanos

SF – Sólidos Fixos

SS - Sólidos Suspensos

SST - Sólidos Suspensos Totais

ST – Sólidos Totais

SV – Sólidos Voláteis

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo.

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

UV - Radiação Ultravioleta

°C - Graus Celsius

% - Porcentagem

1. INTRODUÇÃO

As atividades humanas relacionadas à produção e ao consumo dos mais diversos materiais aumentam a cada dia promovendo uma crescente geração de resíduos. O aumento destes resíduos tem várias conseqüências negativas como, custos cada vez mais altos para coleta e tratamento, dificuldade em encontrar áreas disponíveis para sua disposição final e grande desperdício de matérias-primas. As conseqüências do armazenamento incorreto do enorme volume de resíduos sólidos gerado pelas sociedades modernas são a contaminação do solo, ar e água; a proliferação de vetores transmissores de doenças; a degradação do ambiente e a depreciação imobiliária (CASTILHOS Jr. *et al.* 2003).

Os resíduos orgânicos urbanos produzidos pela população brasileira são em torno de 50%, sendo coletados no Brasil cerca de 230 mil toneladas de resíduos sólidos por dia, segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2002). O cenário atual, no país, ainda é alarmante, pois a disposição dos mesmos a céu aberto, nos chamados lixões ainda é a maneira mais utilizada e menos custosa de dispor dos resíduos embora condenáveis sob o ponto de vista ambiental e de saúde pública.

Como alternativa, no processo de gerenciamento de resíduos sólidos urbano, o aterro sanitário tem sido uma das formas de destinação final de resíduos adotada. Contudo, apresenta como inconveniente à geração de lixiviados (ABNT, 1984).

O lixiviado resulta da passagem da água de chuva pela massa de resíduos, carreando os produtos da decomposição biológica e aqueles resultantes do processo de solubilização do material inorgânico (FINKLER, 1999). Este líquido é fonte potencial de poluição das águas, pois apresenta elevada demanda química de oxigênio (DQO), compostos orgânicos e substâncias tóxicas. Os compostos nitrogenados, principalmente a amônia, são um grande problema em lixiviados. A amônia é um composto tóxico e trás malefícios ao meio ambiente receptor, causando prejuízos ambientais, como mortandade de peixes pela alta toxicidade do meio aquático.

O sistema de lagoas de estabilização constitui a forma mais simples para o tratamento de esgotos, tendo como principal objetivo a remoção de matéria carbonácea. Esse sistema é propício ao tratamento de lixiviados, uma vez que é um processo de fácil aplicação, projeto e operação (VON SPERLING, 2005).

O Artigo 24 da Resolução CONAMA 357/2005, estabelece que, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam as condições, padrões e exigências dispostos na mesma. Nesse sentido, o §1º do Art. 34, diz que o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

A partir desta premissa, este trabalho surge como uma contribuição técnica na linha de tratamento de lixiviados de aterros sanitários, que vem sendo estudado pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS/CTC/UFSC), o qual tem realizado pesquisas sobre o tratamento de lixiviados de Aterros, através da parceria entre os Laboratórios de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) e Laboratório Experimental de Pesquisas em Resíduos Sólidos (LARESO). São exemplos desta

parceria: SILVA (2007); MÁXIMO (2007); RODRIGUES (2007); ALVES (2007); FERNANDES (2009); VELHO (2008) entre outros.

Atualmente, no Programa de Pós - Graduação em Engenharia Ambiental vem sendo realizada uma pesquisa de doutorado, a qual estuda a eficiência do tratamento biológico no tratamento de lixiviados de aterros sanitários por lagoas de estabilização. Inserido neste estudo, este trabalho de conclusão de curso analisou o comportamento no tratamento de lixiviados com diferentes períodos de aeração na lagoa facultativa, dando ênfase especial a remoção da amônia e da matéria carbonácea, visando à produção de um efluente final que atenda às normas ambientais de lançamento de despejos, conservando os corpos hídricos e minimizando os impactos negativos ao meio ambiente e à saúde pública.

2. OBJETIVOS e JUSTIFICATIVA

2.1. Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo geral avaliar o efeito da aeração no tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização.

2.2. Objetivos Específicos

O objetivo deste trabalho foi desdobrado nos seguintes objetivos específicos:

- Testar três diferentes tempos de aeração (12h, 18h e 24h), para a lagoa facultativa L2;
- Avaliar a eficiência do tratamento quanto à remoção da amônia e da matéria carbonácea para as condições operacionais testadas;
- Estudo preliminar de custo da aeração na lagoa.

2.3. Justificativa

O panorama brasileiro no que se refere aos resíduos sólidos urbanos é bastante negativo. No contexto de Saneamento Básico, o aterro sanitário é a técnica mais utilizada no Brasil, e, portanto, a que mais necessita de estudos e pesquisas. A destinação final dos RSU é um problema de grandes dimensões, uma vez que apenas 39% dos municípios brasileiros dão destino e tratamento adequados aos RSU (MACHADO, 2008).

Verifica-se, assim, a partir dos dados apresentados a necessidade de desenvolvimento de estudos referentes aos métodos de disposição de resíduos urbanos e, particularmente no que se refere ao tratamento via aterro sanitário. Segundo a ABNT, o aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos que minimiza os impactos ambientais. Contudo, esta técnica do tratamento dos resíduos apresenta, como as outras técnicas de tratamento, dois problemas principais, isto é, os vetores da poluição: os gases e os líquidos percolados (FINKLER, 2002).

Muitas técnicas têm sido abordadas em estudos atuais, desde físico-químicas a tratamentos biológicos. O maior problema é que o lixiviado apresenta altas concentrações de material orgânico, bem como, de outras substâncias com alto potencial poluidor, o que requer que o mesmo seja previamente tratado ou diluído antes de entrar na rede coletora de esgoto. A facilidade de construção, operação e

manutenção das lagoas de estabilização tornam essa técnica de tratamento bastante solicitada para lixiviados de aterros sanitários (ROCHA *et al.* 2005).

Por um período de 42 semanas, o sistema de lagoas funcionou sem aeração da lagoa facultativa L2, e na saída do sistema a concentração média de amônia obtida através do tratamento foi de 158mg/l. Sendo assim, considerando o fato de que o lixiviado apresenta alta concentração de amônia, um composto tóxico ao meio ambiente, o estudo do efeito da aeração no tratamento deste lixiviado surge como forma de tratamento, focando principalmente na remoção da amônia e de outros compostos nitrogenados presentes no lixiviado, o qual é proveniente do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. A Problemática dos Resíduos Sólidos

A produção em larga escala e o consumo exagerado acarretam além do esgotamento dos recursos naturais o comprometimento de ambientes inteiros, já que a população não sabendo que destino dar a tantas embalagens e objetos em desuso acaba jogando-os nos rios, riachos, solos, florestas, etc. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2002) são coletadas no Brasil cerca de 230 mil toneladas de resíduos sólidos por dia, sendo que 52% destes constituem-se de matéria orgânica. As quantidades de resíduos geradas pelos brasileiros aumentam anualmente, e variam, segundo a mesma pesquisa, nas cidades com mais de 200 mil habitantes, ficando numa faixa de 800 e 1.200 gramas por hab/dia.

O excesso de consumo de produtos industrializados aumentou a poluição do solo, das águas e piorou as condições de saúde das populações em todo o mundo. O aumento da quantidade de lixo gerado nas grandes cidades provocou um novo problema: o esgotamento rápido dos aterros sanitários, falta espaço para acomodar tanto resíduo. Mais da metade dos resíduos gerados é jogado em terrenos a céu aberto, colocados à beira de estradas e até jogado nos rios (CASTILHOS Jr. *et al.* 2003).

Além dos problemas ambientais, o lixo se tornou um problema de saúde pública. Doenças como meningite, leptospirose e raiva são transmitidas por ratos atraídos pelos resíduos depositados em locais inapropriados. Tem também o fator sócio econômico, onde centenas de pessoas vivem de revirar depósitos de resíduos em busca de sua sobrevivência (CASTILHOS Jr. *et al.* 2003).

As características do lixo determinam a coleta necessária e o seu armazenamento correto. Para que isso aconteça, é preciso reeducar as pessoas, incentivando-as a separar o material que vão jogar fora. Porém, de nada adianta estimular a população a fazer a seleção de seus resíduos, se não existir uma estrutura para o recolhimento e o encaminhamento correto do que foi separado (CASTILHOS Jr., 2006).

3.2. Resíduos Sólidos

3.2.1. Definição

Segundo Lima (1991), lixo é “*todo resíduo que resulte das atividades diárias do homem*”. O lixo também conhecido como resíduo sólido, pode ser encontrado nos estados sólido, líquido e gasoso. Como exemplo de lixo, temos as sobras de alimentos, embalagens, papéis, plásticos e outros. A definição de lixo como material inservível e não aproveitável é, na atualidade, com o crescimento da indústria da reciclagem, considerada relativa, pois um resíduo poderá ser inútil para algumas pessoas e, ao mesmo tempo, considerado como aproveitável para outras.

Os resíduos sólidos apresentam em suas características físicas, químicas e biológicas uma grande diversidade e variação, dependendo de sua fonte ou atividade geradora. Fatores econômicos, sociais, geográficos, educacionais, culturais, tecnológicos e legais afetam o processo de geração dos resíduos, tanto em relação à quantidade como à sua composição qualitativa.

Segundo a ABNT, através da NBR 10.004 (2004) define resíduos sólidos como:

“Aqueles resíduos nos estados sólidos e semi-sólidos, que resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e 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 de águas, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível”.

Os resíduos sólidos de origem urbana (RSU) compreendem aqueles produzidos pelas inúmeras atividades desenvolvidas em áreas com aglomerações humanas do município, abrangendo resíduos de várias origens, tanto residenciais como comerciais. Dentre os vários RSU gerados, são normalmente encaminhados para a disposição em aterros sob responsabilidade do poder municipal os resíduos de origem domiciliar ou aqueles com características similares, como os comerciais, e os resíduos da limpeza pública (CASTILHOS Jr. *et al.* 2003).

O conhecimento das características e da classificação dos resíduos sólidos é necessário para o prognóstico de estratégias de gerenciamento de resíduos. O gerenciamento adequado minimiza possíveis impactos ambientais e prejuízos à saúde pública decorrentes da liberação de emissões gasosas e líquidas. Algumas das classificações mais usadas são: segundo a origem, grau de periculosidade para o meio ambiente e à saúde pública, grau de biodegradabilidade, fração seca e úmida, fração reciclável e não reciclável e outras. As características físicas, químicas e biológicas dos resíduos sólidos podem ser identificadas em qualquer etapa do gerenciamento dos resíduos desde o momento da sua geração até a disposição final (CASTILHOS Jr. *et al.* 2003).

3.2.2. Classificação dos Resíduos Sólidos

De acordo com a NBR-10 004 da ABNT, estes resíduos são classificados em:

Classe I - Perigosos: são aqueles que apresentam riscos ao meio ambiente e exigem tratamento e disposição especiais, ou que apresentam riscos à saúde pública.

Classe II - Não-Inertes: são basicamente os resíduos com as características do lixo doméstico.

Classe III - Inertes: são os resíduos que não se degradam ou não se decompõem quando dispostos no solo, como restos de construção, os entulhos de demolição, pedras e areias retirados de escavações.

Outra importante forma de classificação é quanto à origem, ou seja, domiciliar, comercial, varrição e feiras livres, serviço de saúde e hospitalar, portos, aeroportos e terminais ferroviários e rodoviários, industriais, agrícolas e entulhos (IPT, 2000).

3.3. Técnicas de Tratamento de Resíduos Sólidos

Dentre as alternativas de tratamento e destinação final dos resíduos sólidos urbanos, destacam-se: compostagem, incineração, reaproveitamento, reciclagem, aterro controlado, aterro sanitário e outros. Mesmo com muitas tecnologias disponíveis, é importante ressaltar que a redução da geração de resíduos na origem é, de fato, a fase mais importante para resolver os problemas atrelados ao gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (ZANTA e FERREIRA, 2003).

A compostagem é um processo natural de decomposição biológica de materiais orgânicos (aqueles que possuem carbono em sua estrutura), de origem animal e vegetal, pela ação de microorganismos. Para que a decomposição ocorra não é necessária a adição de qualquer componente físico ou químico à massa de lixo (FACULDADE, 2009). Em geral, se a técnica de compostagem for aplicada corretamente, melhora o equilíbrio entre os elementos, permitindo tratar qualquer tipo de resíduo orgânico. Além de transformar os resíduos em compostos que podem ser utilizados na agricultura, permite também uma redução no volume destes resíduos. Os custos de instalação e manutenção são reduzidos, combinando a eficiência ao baixo custo operacional (LINDENBERG, 1984).

A incineração é um processo no qual os resíduos são destruídos por via térmica, geralmente com recuperação de energia. O processo de incineração permite a redução do volume de resíduos através da combustão, com temperaturas da ordem dos 1100 °C. Este tipo de sistema só tem utilidade para eliminar resíduos combustíveis, não apresentando vantagens para outros materiais como vidros e metais. Por outro lado, a incineração da matéria orgânica, que constitui cerca de 36% dos RSU, não é interessante sob o ponto de vista energético uma vez que este material, devido ao seu elevado teor em água, possui um baixo poder calorífico (TANGRI, 2003).

A reciclagem é um processo industrial que converte o lixo descartado (matéria-prima secundária) em produto semelhante ao inicial ou outro. Reciclar é economizar energia, poupar recursos naturais e trazer de volta ao ciclo produtivo o que é jogado fora (LIMA e FILHO, 2001).

As formas de reaproveitamento e reciclagem são pontos de fundamental importância para a minimização do problema, pois contribui para o prolongamento do ciclo de vida do produto. No Brasil, várias empresas adotam sistemas de gestão ambiental que inclui a reciclagem. A reciclagem de materiais é normalmente utilizada para alumínio, papel, plástico, vidro, metais ferrosos e alguns poucos metais não-ferrosos (LIMA e FILHO, 2001).

Os lixões são uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos municipais, que se caracteriza pela simples descarga sobre o solo, sem medidas de

proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. O mesmo que descarga de resíduos a céu aberto ou vazadouro (JARDIM, 1995).

Segundo a NBR 8849 (1985), o aterro controlado de resíduos sólidos urbanos é “a técnica de disposição de resíduos sólidos municipais no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais”. Esse método utiliza alguns princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos, cobrindo-os com uma camada de material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho.

Esta forma de disposição produz poluição, porém localizada, pois, similarmente ao aterro sanitário, a área de disposição é minimizada. Geralmente, não dispõe de impermeabilização de base (comprometendo a qualidade das águas subterrâneas), nem de sistemas de tratamento do percolado ou do biogás gerado (JARDIM, 1995).

O aterro sanitário é um processo utilizado para a disposição de resíduos sólidos no solo, particularmente lixo domiciliar que, fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite um confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública (JARDIM, 1995).

3.4. Aterro Sanitário

O aterro sanitário é uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, mediante confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais (JARDIM, 1995).

Conforme a NBR 8419/84, que estabelece os procedimentos para uma correta elaboração de projetos, os aterros sanitários devem conter:

- Instalações de apoio;
- Sistema de drenagem de água pluvial;
- Sistema de coleta e tratamento de lixiviados e de drenagem de gases formados a partir da decomposição da matéria orgânica presente no lixo;
- Impermeabilização lateral e inferior, de modo a evitar a contaminação do solo e do lençol freático.

Dentre as diversas formas de tratamento de resíduos sólidos, os aterros sanitários destacam-se como o método de disposição final de resíduos mais utilizados no Brasil para minimização de impactos negativos de ordem ambiental e de saúde pública (FINKLER, 2002).

Porém, o principal problema ambiental dos aterros sanitários é o risco potencial de poluição de águas subterrâneas e a subsequente influência na qualidade das águas de superfície. A carga total de poluentes dependerá das características do líquido que percola através do aterro sanitário e atinge as águas subterrâneas. Porém, a grande maioria dos aterros não possui critérios operacionais, de implantação e de monitoramento ou não os adotam, dificultando a caracterização e quantificação dos lixiviados e gases gerados, e o posterior tratamento destes (SEGATO e SILVA, 2000; REINHART e GROSH, 1998; BARBOSA *et al.* 1999; FINKLER, 1999).

Fica evidente que dentre os procedimentos operacionais mais importantes em um aterro sanitário, estão a drenagem e o tratamento dos líquidos e também a impermeabilização da área onde os resíduos serão depositados, de forma a evitar que

os mesmos percolem através do solo e alcancem o lençol freático (CAPELO NETO *et al.* 1999).

Segundo Ferreira (2001 citado por COSTA, 2004), a disposição do lixo coletado no Brasil é apresentada conforme na Figura 1.

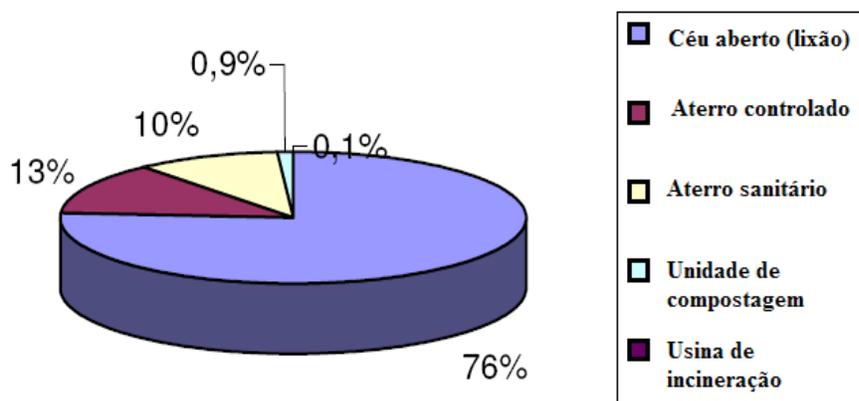


Figura 1 - Destino final do lixo coletado no Brasil no ano de 1991.

(Fonte: COSTA, 2004).

3.5. Lixiviado

3.5.1. Definição e Formação

Os resíduos sólidos se decompõem dando origem ao percolato, constituindo um problema sério relativo à degradação ambiental. Segundo Gomes *et al.* (2006), o líquido percolato pode ser caracterizado como a parte líquida que percola através da massa de resíduos, carregando materiais dissolvidos ou suspensos, que constituirão cargas poluidoras ao meio ambiente. Os lixiviados se originam como resultado da infiltração de água ou de outros líquidos pela cobertura de solo dos aterros sanitários (ou pela co-disposição de dejetos líquidos) que percola através dos resíduos, carregando contaminantes neles contido.

O lixiviado é formado pela digestão de matéria orgânica sólida, por ação de exo-enzimas produzidas por bactérias. A função dessas enzimas é solubilizar a matéria orgânica para que possa ser assimilada pelas células bacterianas. A umidade tem grande influência na formação dos lixiviados já que um alto teor de umidade favorece a decomposição anaeróbia. A produção deste líquido depende da topografia, geologia, regime e intensidade das chuvas (SEGATO e SILVA, 2000).

A formação de lixiviados depende principalmente das precipitações registradas na região, da umidade e composição dos resíduos, como também da capacidade de campo que o aterro sanitário venha a alcançar. Em sua passagem, os lixiviados arrastam materiais dissolvidos em suspensão, fixos ou voláteis, o que faz com que tenham elevadas concentrações de matéria orgânica, metais pesados, ácidos, sais e microrganismos. Estas últimas características formam uma corrente altamente agressiva ao meio ambiente com um potencial de contaminação bem maior do que o de muitos despejos industriais (LEDESMA *et al.* 2000).

A produção de líquidos percolados em um aterro sanitário não aparece imediatamente após a disposição do resíduo, manifestando-se após um dado período do início da disposição das primeiras células (IPT, 2000).

Em estudos realizados em lisímetros, que simulavam aterros sanitários, verificou-se que este tempo de retardamento dependia de alguns fatores, tais como (IPT, 2000):

- Umidade inicial do lixo disposto e dos outros componentes do aterro: quanto menor o teor de umidade inicial, maior o tempo para o início de produção significativa de chorume;
- Densidade do aterro: quanto maior a densidade do aterro, maior o tempo para o início de produção significativa de chorume;
- Velocidade de utilização do aterro: quanto mais rápido o início de operação do aterro, maior o tempo para o início de produção significativa de chorume;
- Quantidade de água infiltrada: quanto maior a quantidade de água que se infiltra nas células do aterro, menor o tempo para o início de produção significativa de chorume.

Os principais fatores que afetam a formação de líquidos percolados são:

- Disponibilidade de água: precipitação direta, escoamento superficial, água presente nos resíduos, recirculação de percolado ou irrigação da cobertura final;
- Características da cobertura: tipos de solo e vegetação, material de cobertura impermeável, inclinação e características topográficas;
- Características dos resíduos aterrados: densidade, método de disposição, umidade dos resíduos quando aterrados;
- Método de impermeabilização: do aterro ou características do solo do local.

A estimativa de produção dos lixiviados ao longo da vida de um aterro sanitário, bem como o tempo que levam para serem formados, são dados valiosos para minimizar o impacto destes ao meio ambiente. Esta estimativa é também a essencial para o projeto de materiais de cobertura e de impermeabilização de fundo adequados, prevenindo assim a contaminação de águas superficiais e subterrâneas (KOERNER & DANIEL, 1997).

O volume de percolados é normalmente calculado utilizando procedimentos empíricos, métodos de balanço hídrico e métodos computacionais (KOERNER & DANIEL, 1997).

3.6. Principais Formas de Tratamento de Lixiviados

O tratamento de lixiviado representa um grande desafio na elaboração dos projetos de aterros sanitários, pois suas características se alteram em função das características dos resíduos dispostos no mesmo e também com a idade do aterro (FERREIRA *et al.* 2003). Segundo Giordano (2003), a existência de baixa fração de material biodegradável indica que grande parte dos resíduos no aterro já foi digerida, podendo ser considerado como um aterro velho, conclusões tiradas a partir do monitoramento de lixiviados do Aterro de Gramacho - RJ, em operação desde 1986.

Segundo Moraes (1995), se o pH estiver próximo de 6,0 indica que o lixiviado é novo; se próximo de 8,0, encontra-se na fase metanogênica, sendo considerado lixiviado antigo. Segundo o pesquisador, para o Aterro de Santo André – SP, um

aterro antigo, encontram-se os seguintes parâmetros/características: pH variando de 6,90 a 8,65, DQO variando entre 2600 a 8050 mg/L e 1720 a 5790 mg/L para DBO₅. A transição da fase de formação ácida para a fase de fermentação metanogênica ocorre de 4 a 10 anos depois da instalação do depósito de resíduo e pode continuar por um período de vários anos. Concentrações de DBO₅ e DQO declinam à medida que muitos desses materiais são convertidos para gás (PAES, 2003).

Diante do potencial poluidor destes efluentes gerados diariamente em aterros sanitários, faz-se necessário o estudo detalhado de alternativas para o tratamento destes efluentes (SILVA *et al.* 2006). As técnicas aplicadas para o tratamento de líquidos percolado se assemelham às utilizadas no tratamento de esgotos domésticos: lodos ativados, lagoas (anaeróbias, facultativas), reator UASB, filtros biológicos e *wetland*, obtendo-se bons índices de redução de DBO, entre outros.

Técnicas tradicionais empregadas no tratamento de efluentes industriais têm sido empregadas para tratamento de lixiviado incluindo os tradicionais processos biológicos, aeróbio e anaeróbico, como também uma variedade de processos físico-químicos. Entre os principais inconvenientes destacam-se, a dificuldade no controle da população de microorganismos e a necessidade de um tempo relativamente longo para que os efluentes atinjam padrões aceitáveis (SERAFIM *et al.* 2003).

Um método relativamente eficiente para o tratamento consiste na coleta e recirculação do lixiviado através do aterro sanitário. Durante as primeiras etapas do funcionamento do aterro sanitário, os lixiviados conterão quantidades significantes de sólidos dissolvidos, DBO₅, DQO, nutrientes e metais pesados. Quando a recirculação do lixiviado é feita, os compostos produzidos pela ação bacteriana e por outras reações físicas e químicas são atenuados e diluídos (SILVA, 2007). Por exemplo, os ácidos orgânicos simples presentes nos lixiviados se converterão em CH₄ e CO₂. Com o aumento do valor do pH dentro do aterro sanitário, na fase metanogênica, os metais se precipitarão e serão retidos dentro do aterro sanitário.

A recirculação do lixiviado não é uma opção completa de tratamento. Ainda há a necessidade de tratar o lixiviado para reduzir a presença de sais inorgânicos e a concentração de NH₄-N. Além disso, a qualidade do lixiviado recirculado pode deteriorar até o ponto onde seja prejudicial à biomassa do aterro, depois de uma série de passagens através dele. Neste caso, a qualidade do lixiviado pode ser restaurada, misturando-o a um lixiviado fresco ou à água capturada na superfície (SILVA, 2007).

Algumas vantagens da recirculação do lixiviado são (MCBEAN *et al.* 1995):

- Aceleração na estabilização biológica do aterro sanitário;
- Redução consistente dos componentes orgânicos do lixiviado;
- Redução volumétrica do lixiviado devido à evapotranspiração;
- Retardamento do tempo de implantação inicial do sistema de tratamento de lixiviado;
- Redução dos custos do sistema de tratamento de lixiviado.

Outra forma de tratamento adotada é o tratamento em conjunto com o esgoto doméstico. Porém, uma das dificuldades que se encontra são as altas concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos presentes nos lixiviados. Outros problemas poderiam ocorrer como a corrosão, à redução da sedimentação do lodo e problemas operacionais na estação devido à precipitação de óxidos de ferro (COSSU, 2007 *apud* SILVA, 1982).

Estudos recentes reportam a ozonização como alternativa no tratamento de lixiviados. Como é de conhecimento, este efluente frequentemente contém uma variedade de substâncias químicas que são recalcitrantes ao tratamento biológico convencional. Nesse sentido, o tratamento com ozônio pode ser capaz de oxidar compostos recalcitrantes em efluentes, tornando-os biodegradáveis (RODRIGUES *et al.* 2005).

Em relação ao tratamento biológico, é necessário o ajuste de condições favoráveis ao desenvolvimento da comunidade microbiana responsável pela degradação biológica da matéria orgânica e remoção de nutrientes. A eficácia de tais sistemas de tratamento está diretamente ligada ao desenvolvimento biótico, ou seja, ao controle inicial de condições ambientes favoráveis. A falta deste pode levar a perda de biomassa formada em semanas e conseqüentemente ao não funcionamento do sistema.

Em estudos realizados com lagoas aeradas e sistemas de lodo ativado, observou-se que quando a relação DBO₅/DQO é baixa, a eficiência do tratamento biológico diminui fortemente, recomendando-se então um tratamento físico-químico (SILVA, 2007).

O tratamento de lixiviados por processos físico-químicos apresenta como vantagens um curto período para que entrem em funcionamento, simplicidade dos equipamentos e materiais, fácil automatização e pouca sensibilidade às constantes mudanças de temperatura. O tratamento dos lixiviados por adsorção em colunas de carvão ativado em pó alcança melhores resultados na eliminação da matéria orgânica que os métodos químicos. O maior inconveniente, de acordo com pesquisadores, é a necessidade de se regenerar freqüentemente as colunas com um alto consumo de carvão em pó. Por causa disso, este método só deve ser usado para o tratamento de lixiviados procedentes de aterros sanitários antigos ou com tratamento terciário de efluentes biológicos (SILVA, 2007).

Outra das técnicas empregadas para o tratamento terciário de lixiviados previamente tratados é a osmose inversa (SLATER *et al.* 1983). Esta apresenta uma alta eficiência na eliminação de sais inorgânicos, tendo ainda como vantagem adicional a eliminação da matéria orgânica dissolvida mediante a passagem do lixiviado através de uma membrana semipermeável (geralmente acetato de celulose ou nylon) que atua como um filtro dos íons e da matéria orgânica.

Existe ainda a tecnologia de banhados construídos ou *wetlands* como alternativa emergente de tratamento de efluentes, a qual tem sido considerada eficiente, de fácil operação e baixo custo. Os usos mais comuns deste tipo de sistema são em tratamento de esgotos domésticos e de efluentes de drenagem de minas de carvão (REIS e BIDONE, 2005 *apud* SILVA, 2007).

Nem sempre, um bom desempenho no sistema de tratamento significa redução dos efeitos tóxicos do efluente, pois substâncias xenobióticas, inibidoras, genotóxicas ou não biodegradáveis podem permanecer, causando impactos sobre os ecossistemas muitas vezes irreversíveis. Além disso, os efeitos sinérgicos entre as substâncias também podem ser responsáveis pelo efeito tóxico de um efluente (LAITANO, 2006).

Após o tratamento do lixiviado de aterro sanitário, faz-se necessário o monitoramento deste, visando sua correta destinação a corpos hídricos, conseqüente preservação da biota aquática e da qualidade da água para uso humano (BRENTANO, 2006).

3.7. Tratamento de Lixiviado por Lagoas de Estabilização

O sistema de lagoas de estabilização é propício ao tratamento de lixiviados, uma vez que este é um processo de fácil aplicação, projeto e operação, além de ser um dos processos mais simples para o tratamento dos esgotos. É um tratamento indicado para efluentes com alta concentração de matéria orgânica, além de ser um dos tratamentos biológicos que apresenta menor custo (SILVA *et al.* 2006).

Este tratamento é regulado pelas condições climatológicas de temperatura, intensidade e duração da luz solar, sendo significativamente favorecido em regiões de clima tropical e subtropical, como é o caso do Brasil. Dessa forma, tornam-se relevantes os estudos regionais sobre o comportamento do processo a fim de aperfeiçoar o processo natural (VON SPERLING, 2005).

A eficiência das lagoas de estabilização pode ser avaliada em função da qualidade de seu efluente, sendo que a mesma pode ser estimada através de análises dos parâmetros DBO₅, DQO e sólidos em suspensão. Dependendo da qualidade do efluente que se quer alcançar estimasse o tempo de retenção hidráulica (TRH). Já as dimensões físicas podem ser estabelecidas com base em relações teóricas e empíricas dos resultados esperados (KELLNER e PIRES, 2000).

O sistema de tratamento de lixiviados feito através das lagoas é onde ocorre retenção do líquido para remoção de cargas orgânicas, coliformes fecais, cistos e ovos de parasita, além de lagoas facultativas, que são supridas de oxigênio através da re-aeração superficial e principalmente da atividade fotossintética das algas. As principais vantagens dos sistemas de lagoas sobre outros métodos de tratamento são a alta eficiência no tratamento, flexibilidade, simplicidade do sistema e baixo custo. A principal desvantagem é atribuída à necessidade de grandes áreas para sua construção (MARA e PEARSON, 1986).

As lagoas de estabilização são habitadas por vários tipos de organismos vivos, dentre eles se destacam as bactérias e as algas. As bactérias decompõem as substâncias orgânicas complexas dos efluentes tais como carboidratos, proteínas e gorduras em matéria solúvel. Já as algas são responsáveis pela produção de oxigênio e pela remoção de nutrientes tais como nitrogênio, fósforo e carbono, para satisfazer suas próprias necessidades nutricionais (UEHARA, 1989).

A estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas. Além da remoção da matéria carbonácea, do ponto de vista sanitário, as lagoas podem alcançar elevadíssimas eficiências de remoção de organismos patogênicos (VON SPERLING, 2005).

A utilização de lagoas, como unidades finais do sistema de tratamento, objetiva dar polimento a qualquer tipo de efluente, seja em termos de remoção de patogênicos e nutrientes, ou mesmo para um polimento em termos de demanda química de oxigênio remanescente. Em geral, as lagoas de estabilização são utilizadas como etapa que precede a disposição final do lixiviado em estações de tratamento de esgotos (CHERNICHARO, 2002).

A aeração de lagoas pode ser obtida naturalmente, se tiver área disponível e vento, sem a utilização de mecanismos artificiais (aeradores mecânicos, difusores). As lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a atividade metabólica predominante na degradação da matéria orgânica, tais como: anaeróbias, facultativas e de maturação ou aeróbias (FERREIRA *et al.* 2003).

A configuração mais adequada para remoção do material orgânico é a série anaeróbia seguida de lagoa facultativa, seguida de lagoa de maturação. No entanto, os critérios de projeto devem ser modificados se a remoção de microrganismos patogênicos for o principal objetivo do tratamento (CHERNICHARO, 2002).

A estimativa da qualidade do efluente em termos de matéria carbonácea, segundo Fernandes *et al.* (2006), é feita através de modelos conforme o tipo de fluxo de funcionamento da lagoa. Deve-se reportar temperatura, vazão e as principais relações geométricas da lagoa, além do modelo hidráulico assumido, apesar de serem amplamente usadas como sistema de tratamento de lixiviados, estudos sobre a eficiência do tratamento destes efluentes em lagoas de estabilização em escala real são escassos e pouco conclusivos.

3.7.1. Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias atuam como unidade primária do sistema de lagoas de estabilização, sendo empregadas para a estabilização de altas cargas orgânicas. Através da participação de bactérias facultativas e anaeróbias, esta lagoa tem como função principal a degradação da matéria orgânica, DBO₅ e DQO (SILVA, 2007).

Nas lagoas anaeróbias a estabilização ocorre pelos fenômenos de digestão ácida e fermentação metanogênica. Inicialmente, os microrganismos facultativos na ausência de oxigênio dissolvido (OD), transformam compostos orgânicos complexos em substâncias e compostos mais simples, principalmente ácidos orgânicos. Verifica-se, nesta fase, a produção de material celular (síntese) e compostos intermediários (gás sulfídrico e mercaptanas) e o pH é reduzido para valores entre 5 e 6 (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Segundo Von Sperling (1996) a estabilização em condições anaeróbias é lenta, pelo fato da taxa reprodutiva das bactérias anaeróbias ser baixa. Assim, a eficiência de redução de DBO é em torno de 50% a 60%, tendo maior eficiência no verão (temperatura acima de 15°C), em virtude da maior atividade microbiana em temperaturas elevadas.

A DBO do efluente após passar pela lagoa anaeróbia continua elevada, implicando na necessidade de uma unidade posterior de tratamento. As unidades mais utilizadas são as lagoas facultativas. A remoção de DBO na lagoa anaeróbia proporciona certa economia de área para a lagoa facultativa, fazendo com que o requisito de área da lagoa anaeróbia e facultativa juntas, seja em torno de 45 a 70% do requisito de uma lagoa facultativa única (VON SPERLING, 2005).

As lagoas podem ser projetadas com base em critérios empíricos, gerados a partir de dados experimentais da carga orgânica volumétrica e/ou tempo de retenção hidráulica e também a geometria (relação comprimento/largura). O critério do tempo de detenção baseia-se no tempo necessário para a reprodução das bactérias anaeróbias (FERNANDES *et al.* 2006).

O critério da taxa de aplicação volumétrica é o mais importante, sendo estabelecido em função da necessidade de um determinado volume da lagoa anaeróbia para a conversão da carga de DBO₅ aplicada. A capacidade de redução do lodo orgânico na lagoa anaeróbia é um fator importante dentro de um sistema de lagoas, especialmente quando comparada a outros tipos de lagoas. Porém, o odor desagradável é um dos principais critérios para a sua aceitação ou rejeição, mesmo com as medidas sendo subjetivas (FERNANDES *et al.* 2006).

3.7.2. Lagoas Facultativas

O processo que ocorre nas lagoas facultativas consiste na retenção de efluentes líquidos por um período de tempo longo o suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam. As lagoas aeróbias - facultativas ou facultativas têm uma profundidade menor que as anaeróbias e operam com cargas orgânicas menores (15g DBO₅/m³/dia) que as utilizadas nas lagoas anaeróbias (VON SPERLING, 2002).

As principais características dessas lagoas são: cor verde, elevado teor de oxigênio dissolvido e grande quantidade de sólidos suspensos (algas) de difícil sedimentação. Elas operam com cargas orgânicas menores que as utilizadas nas lagoas anaeróbias, permitindo um desenvolvimento de algas nas camadas mais superficiais e iluminadas, o que conferi a cor verde à água. Os processos de oxidação bacteriana neste tipo de lagoa convertem o material orgânico a dióxido de carbono, amônia e fosfatos (KÖNIG, 1990).

Essas algas, através da atividade fotossintética, oxigenam a massa líquida da lagoa, modificam o pH e consomem nutrientes inorgânicos. São dispositivos de tratamento para os quais são encaminhados efluentes brutos ou pré-tratados, visando à estabilização bioquímica da matéria orgânica afluyente por meio do metabolismo de organismos aeróbios e de organismos anaeróbios que proliferam na camada de lodo que se deposita no fundo. Seu tratamento é feito por processos naturais: físicos, biológicos e bioquímicos (UEHARA, 1989).

Indiretamente, as algas contribuem para a volatilização da amônia e a precipitação dos fosfatos, proporcionando maior grau de depuração do efluente durante o seu trajeto na lagoa (KÖNIG, 1990). Entretanto, as bactérias heterotróficas, através dos processos de oxidação, atuam sobre a matéria orgânica, convertendo-a em biomassa, dióxido de carbono, amônia e fosfatos, os quais serão utilizados pelas algas como nutrientes (BRITO, 1994). Portanto, nesses sistemas existe uma interação complementar entre as algas e bactérias, embora certas espécies de algas presentes possam utilizar material orgânico diretamente.

Uma lagoa facultativa se caracteriza pela existência de uma camada superior onde predominam as condições aeróbias, e uma camada junto ao fundo onde predominam as condições anaeróbias. O termo “*facultativo*” refere-se à dualidade ambiental, condições aeróbias na superfície, uma zona intermediária de transição e uma zona anaeróbia no fundo. O oxigênio necessário à manutenção das condições aeróbias na camada superior provém principalmente das algas ali existentes. Essas algas utilizam-se dos produtos finais do metabolismo, seja dos seres aeróbios das camadas superiores, seja dos seres anaeróbios junto ao fundo, para a fotossíntese. Uma lagoa facultativa se constitui então em um ecossistema, no qual a manutenção do equilíbrio biológico é fundamental para o funcionamento do processo (TRUPPEL, 2002 *apud* SILVA, 2007).

A mistura em uma lagoa de estabilização ocorre principalmente através de mecanismos como vento e diferencial de temperatura. A mistura é importante no desempenho da lagoa devido aos seguintes aspectos (SILVA e MARA, 1979):

- Minimização da ocorrência de curtos-circuitos hidráulicos;
- Minimização da ocorrência de zonas estagnadas;
- Homogeneização da distribuição no sentido vertical da DBO₅, algas e oxigênio;

- Transporte para a zona fótica superficial das algas não-motoras que tendem a sedimentar;
- Transporte para as camadas mais profundas do oxigênio produzido pela fotossíntese na zona fótica.

As lagoas facultativas podem ser dimensionadas considerando o tempo de retenção hidráulica, a profundidade e cargas orgânicas aplicadas, variando com o sol, a altitude, a evaporação, a pluviometria e outros fatores locais. Devem ser observados também os regimes hidráulicos (fluxo pistão, fluxo disperso e mistura completa) e pode ser adotada nos cálculos a remoção de DBO_5 segundo uma reação de primeira ordem (VON SPERLING, 2002).

As diferentes razões entre comprimento, largura e profundidade têm pouco efeito na qualidade do efluente em termos de DBO_5 , sólidos suspensos e coliformes fecais. Sendo assim, aumentando a profundidade da lagoa e mantendo a carga orgânica superficial, não melhorará a eficiência da qualidade físico-química ou microbiológica do efluente. Os parâmetros de projeto são basicamente empíricos. Para a taxa de aplicação superficial, existem alguns modelos matemáticos que permitem projetar as lagoas facultativas com base em métodos conceituais, como produção de algas em função da radiação solar, produção de oxigênio por unidade de massa de algas e outros (VON SPERLING, 2002).

3.7.3. Lagoas Aeradas Facultativas

A lagoa aerada facultativa é utilizada quando se deseja ter um sistema predominantemente aeróbio, e de dimensões mais reduzidas que as lagoas facultativas ou o sistema de lagoas aeróbias seguidas por lagoas facultativas. A principal diferença com relação à facultativa convencional é quanto à forma de suprimento de oxigênio. Enquanto na lagoa facultativa o oxigênio é advindo da fotossíntese, no caso da lagoa aerada facultativa o oxigênio é obtido principalmente através de aeradores (VON SPERLING, 1996).

As lagoas aeradas facultativas são aeradas mecanicamente, onde a aeração é feita através de aeradores mecânicos ou sopradores de ar. As lagoas aeradas funcionam como um reator biológico de crescimento suspenso, sem recirculação do lodo, tendo profundidade entre 2,5m e 5,0 m. Os aeradores além de fornecerem oxigênio, promovem a mistura da massa líquida, deixando os microrganismos em suspensão (CASTILHOS Jr., 2006).

Segundo Von Sperling (1996), a quantidade de oxigênio a ser fornecido pelos aeradores para a estabilização aeróbia da matéria orgânica é usualmente igual à DBO total última afluente. A DBO última (DBO_u) corresponde à demanda total de oxigênio exercida para a completa estabilização da matéria orgânica. Em esgotos domésticos típicos, a DBO_u é atingida ao final de um longo período de tempo, da ordem de 20 dias. A DBO_u é, portanto, superior à DBO_5 , pelo fato desta ser exercida apenas até o quinto dia. Frequentemente adota-se a relação DBO_u/DBO_5 entre 1,2 e 1,5.

Para a instalação do sistema de aeração nas lagoas, os seguintes aspectos devem ser levados em consideração (VON SPERLING, 1996):

- Os aeradores devem ser distribuídos homogeneamente pela zona aerada da lagoa;

- No caso de lagoas predominantemente retangulares, pode-se ter um maior número de aeradores ou aeradores mais potentes na região próxima à entrada, onde a demanda de oxigênio é superior;
- Aeradores contíguos devem ter sentidos de rotação opostos, isto é, um deve ter o sentido horário, e o outro anti-horário;
- Deve-se ter no mínimo 2 aeradores em lagoas pequenas;
- Os dados do fabricante devem ser consultados com relação à profundidade recomendada da lagoa, zona de influência de cada aerador, e eficiência de oxigenação.

3.7.4. Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação ou aeróbias servem para o refinamento do tratamento prévio após as lagoas facultativas, ou outros processos biológicos. Elas são empregadas como lagoas de polimento e participam da última etapa na série de lagoas. Tem como objetivo principal a destruição de organismos patogênicos e de nutrientes (VON SPERLING, 2002).

Estas lagoas possibilitam um polimento no efluente dos sistemas de lagoas de estabilização. Constitui uma alternativa bastante econômica à desinfecção do efluente por métodos mais convencionais, como a cloração. A desinfecção natural dos despejos é efetuada pela ação de diversos fatores como: temperatura elevada, sedimentação, tempo de retenção hidráulica, insolação, pH, oxigênio dissolvido, escassez de alimentos, herbívora, competição biológica e presença de compostos tóxicos (CASTILHOS Jr., 2006).

A remoção de cistos de protozoários e de ovos de helmintos da fase líquida ocorre principalmente devido à sedimentação. No fundo da lagoa os ovos e cistos podem morrer ou simplesmente ficarem inativos, e quando houver a necessidade da retirada do lodo excedente, este deve ser higienizado. Os métodos de higienização mais difundidos são: calagem, compostagem e pasteurização.

A inativação de bactérias e vírus ocorre principalmente pela prolongada exposição à radiação solar (raios UV). Desta maneira o dimensionamento de lagoas de maturação depende de fatores como temperatura, radiação solar, pH, concentração de OD e o regime hidráulico adotado. Essas lagoas possuem elevada população de algas que resultam em altas concentrações de sólidos suspensos (SS) e DBO no efluente. Elas devem e podem atingir elevadíssimas eficiências na remoção de coliformes ($E > 99,9$) para que possam ser cumpridos os padrões da Legislação (VON SPERLING, 2005).

O nitrogênio dissolvido pode ser removido através da volatilização da amônia e assimilação do nitrogênio orgânico pelas algas. Neste tipo de lagoa ocorre a maior diversidade de algas, com predomínio dos gêneros sem mobilidade, sendo frequentemente, colonizadas por zooplâncton e peixes podendo surgir macrófitas se não houver adequada manutenção do sistema (MARA *et al.* 1997).

O fósforo pode ser removido por precipitação na forma insolúvel quando o pH é maior ou igual a 9,0. A menor produção de CO_2 devido à baixa carga orgânica, associada à maior atividade de fotossíntese que o consome, pode resultar em elevado valor de pH nas lagoas de polimento, de até 9 ou maior. Com isso, é favorecida a formação de amônia molecular que pode se desprender da fase líquida, e também uma maior concentração de íon fosfato, e em consequência, a sua precipitação na

forma de fosfato de cálcio, por exemplo, no caso de tratamento de esgoto doméstico (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Segundo SILVA e MARA (1979) é aconselhável, que as lagoas de maturação possuam profundidades entre 1,0 e 1,5 metros. O tamanho e o número de lagoas são variáveis de acordo com a qualidade do efluente que precede o tratamento e o nível de tratamento que se quer atingir (irrigação, aquíicultura, hidropônica, entre outros).

Segundo estudos desenvolvidos por Arantes *et al.* (2000), a eficiência na remoção de DQO filtrada de uma lagoa de polimento, com tempos de retenção hidráulica entre 3,5 a 10 dias, foi de 60 a 67%, com remoção de coliformes entre 84 e 97%, atingindo valores no efluente final de 10^2 a 10^3 NMP/100 mL.

Entretanto, os resultados globais na faixa de tempo de retenção hidráulica entre 3,5 e 20 dias não refletem bem a influência das principais variáveis. É provável que os fatores geométricos, como profundidade e relação comprimento/largura sejam secundários se comparados com a influência do grau de mistura e dispersão que ocorreram nos experimentos (KATO e FLORENCIO, 2001).

3.8. Transformação do Carbono

Nas lagoas de estabilização os sólidos sedimentáveis e coloidais sedimentam formando a camada de lodo, enquanto que os sólidos dissolvidos permanecem no meio líquido. A matéria orgânica é constituída de sólidos sedimentáveis, coloidais e dissolvidos. No fundo das lagoas, os sólidos sedimentados são estabilizados anaerobicamente, e a matéria orgânica não sedimentada juntamente com a matéria solúvel, proveniente da degradação do lodo, são então degradadas sob condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias, dependendo do tipo de lagoa (VON SPERLING, 1996).

Quanto a degradabilidade, a matéria carbonácea pode ser inerte, não biodegradável, ou biodegradável. A matéria carbonácea inerte pode estar presente no efluente ou ser produzida pelo metabolismo dos microrganismos presentes no sistema. A fração biodegradável da matéria pode ter uma rápida ou lenta degradação (VON SPERLING, 1996).

Nas lagoas de estabilização, devido ao elevado tempo de retenção hidráulico, em comparação com outros sistemas biológicos de tratamento, ocorre maior remoção da matéria carbonácea lentamente degradável (VON SPERLING, 1996).

Durante o tratamento biológico em lagoas de estabilização a matéria carbonácea é removida principalmente por Fermentação Anaeróbia; Redução Fotossintética e Oxidação Aeróbia (VON SPERLING, 1996).

3.9. Transformação do Nitrogênio

Segundo Reed (1985), a concentração de nitrogênio no efluente das lagoas de estabilização esta relacionada com a temperatura, o tempo de retenção hidráulica e o pH. Portanto, não é possível determinar qual dos mecanismos de remoção do nitrogênio é mais eficiente, pois a maioria dos possíveis mecanismos bioquímicos em lagoas de estabilização depende das mesmas variáveis. Todavia, Reed (1985) concluiu que os processos de nitrificação e desnitrificação são os que contribuem menos na remoção de compostos nitrogenados porque os efluentes das lagoas contêm baixa concentração de nitrito e nitrato e que qualquer nitrogênio no lixiviado tende a estar na forma de amônia ou na forma orgânica, ou em ambas as formas. Além disso, a volatilização e a deposição bentônica podem ser o caminho para a remoção

do nitrogênio dependendo das condições ambientais (PANO & MIDDLEBROOKS, 1982).

Além da matéria carbonácea, as substâncias orgânicas encontradas nos efluentes são constituídas de componentes nitrogenados. Devido aos efeitos deletérios causados por estes compostos ao ambiente natural e a saúde pública, mecanismos envolvidos no processo de degradação biológica dessas substâncias têm sido profundamente estudados (REED, 1985).

Existem muitas discussões e contradições sobre as formas de remoção do nitrogênio nas lagoas de estabilização, diversos autores concordam que a nitrificação e a desnitrificação não exercem papel principal devido à ausência de áreas de suporte suficientes para a fixação das bactérias nitrificantes e denitrificantes (STONE *et al.* 1975; FERRARA, 1982; MARA & PEARSON, 1986; MARA *et al.* 1997; MAYNARD *et al.* 1999).

Os principais processos de transformação do nitrogênio nas lagoas de estabilização são assimilação algal, volatilização da amônia, sedimentação da biomassa e desnitrificação/nitrificação (PANO & MIDDLEBROOKS, 1982).

3.10. Microorganismos Presentes na Lagoa

O aumento do conhecimento microbiológico e bioquímico nos processos de tratamento biológico tem ocasionado considerável melhoria na otimização e na eficiência desses, incrementando, assim, sua aplicabilidade. A utilização de organismos microscópicos aliados aos parâmetros físico-químicos constitui uma alternativa viável para a determinação de diferentes níveis de poluição dos corpos hídricos, bem como para a caracterização do grau de depuração de efluentes em diferentes sistemas de tratamento (PIÑEDA, 1998).

O uso de parâmetros biológicos para medir a qualidade da água se baseia nas respostas dos organismos em relação ao meio onde vivem. Como os sistemas hídricos estão sujeitos a inúmeras perturbações, a biota aquática reage a esses estímulos, sejam eles naturais ou antropogênicos (CAIRNS Jr. & PRATT, 1993).

Os principais organismos envolvidos no tratamento de efluentes em lagoas de estabilização são os plânctons que segundo ESTEVES (1998), são constituídos pelo fitoplâncton (cianobactérias e algas), pelo zooplâncton (protozoários, microcrustáceos e rotíferos) e pelo bacterioplâncton (bactérias).

As bactérias são os principais microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Os protozoários alimentam-se de bactérias, algas e outros microrganismos, sendo essenciais no tratamento biológico para a manutenção de um equilíbrio entre os diversos grupos. Os grupos de fitoplânctons associados às lagoas de estabilização são: clorofíceas, euglenofíceas, bacilariofíceas e cianobactérias (BENTO, 2005).

3.11. Aeração em Lagoas

A aeração é uma operação unitária de fundamental importância em um grande número de processos aeróbios de tratamento de esgotos. Entre os processos de tratamento de esgotos a utilizarem a aeração artificial encontram-se as lagoas aeradas, os lodos ativados e suas variantes, os biofiltros aerados e alguns outros processos mais específicos (VON SPERLING, 2005).

Os aeradores mecânicos mais freqüentes utilizados podem ser agrupados da seguinte forma (VON SPERLING, 2005):

Classificação com relação ao eixo de rotação:

- Aeradores de eixo vertical;
- Aeradores de eixo horizontal.

Classificação com relação à fixação:

- Aeradores fixos;
- Aeradores flutuantes.

Segundo Ferreira *et al.* (2007) as concentrações de amônia em lixiviados pode ser superior a 1000mg/L. Com isso, lagoas aeradas mecanicamente são estudadas com propósito de remoção da amônia. Foi alcançada redução de concentração da amônia de 780mg/L para 83mg/L através do sistema de aeração. Pelo menos 87% da amônia removida foram perdidas através de dessorção na superfície da lagoa. Apenas 10% das perdas de amônia podem ser contabilizadas pela dessorção nas bolhas de ar geradas pelos aeradores, enquanto em torno de 2-3% foi perdido através de nitrificação. Os aeradores trabalharam continuamente durante o experimento.

Em lixiviado bruto as concentrações de amônia livre são bastante altas inibindo o processo de nitrificação, de tal modo “air stripping” é o tratamento preferencial para lixiviados com altas cargas. A simplicidade do funcionamento e eficácia deste procedimento tem tornado este tratamento amplamente utilizado em todo o mundo (FERREIRA *et al.* 2007).

Uma maneira simples de se obter um melhor custo – benefício na remoção de amônia de lixiviados seria melhorando a eficiência deste processo. Poucos estudos têm sido feitos para mecanismos de remoção da amônia por tratamento de lixiviados por lagoas de aeração, e estes ainda são muito pouco entendidos. Diversos trabalhos têm sugerido que a perda de amônia para o ar na superfície das lagoas aeradas pode ser mais importante do que as perdas por dessorção em bolhas geradas pelos aeradores (FERREIRA *et al.* 2007).

4. METODOLOGIA

Para a realização desta pesquisa foi construída uma unidade experimental de lagoas piloto (Figura 2) localizada no Laboratório Experimental de Resíduos Sólidos, da Universidade Federal de Santa Catarina. O sistema era formado de três lagoas em série: L1 (com características anaeróbias), L2 (com características de facultativa aerada) e L3 (com características de maturação).

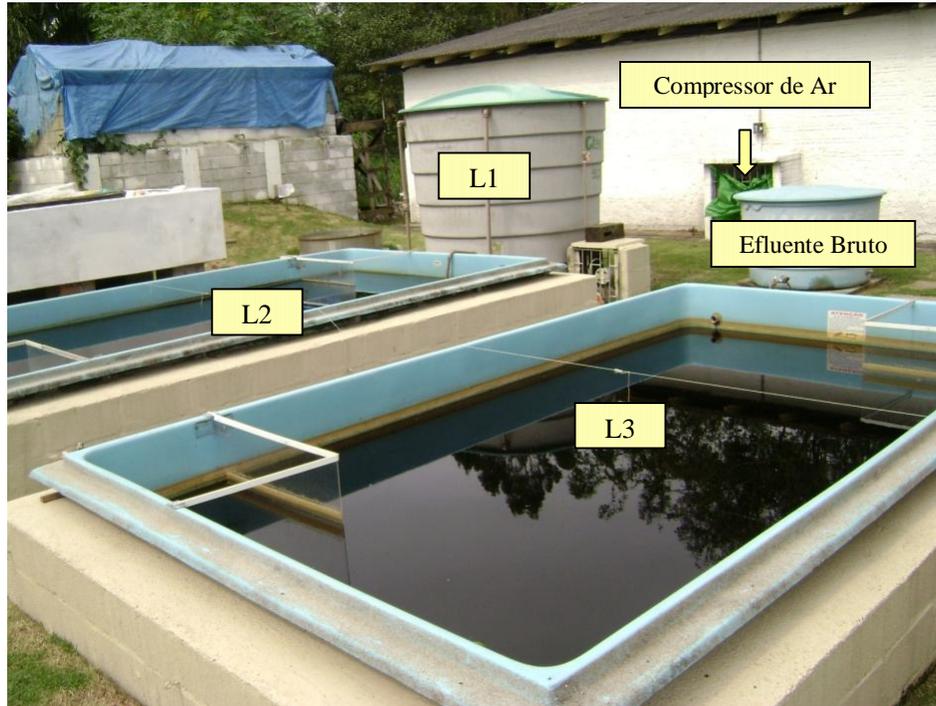


Figura 2 - Lagoas de estabilização em série.

4.1. Materiais

4.1.1 Origem e Características do Efluente

O lixiviado bruto utilizado nesta pesquisa era proveniente do Aterro Sanitário de Tijuquinhas (Biguaçu, SC), do tanque de equalização do aterro, sendo transportado em caminhão-tanque até a UFSC, provido de tampa para garantir que seu interior permanecesse o mais escuro possível. Deste reservatório, o lixiviado era bombeado para a alimentação das lagoas de tratamento numa vazão de 200L/d. Cada caminhão-tanque de lixiviado durou aproximadamente um mês.

O Aterro Sanitário de Tijuquinhas é localizado no km 177,6 da BR 101 e na Figura 3 encontra-se a localização do município de Biguaçu em Santa Catarina. Ele é operado e administrado pela empresa *Proactiva Brasil*. A ocupação do solo em torno do local se caracteriza pela predominância de atividades rurais e não há nenhum centro urbano em um raio de 8 km do aterro sanitário. A operação do aterro sanitário ocupa uma área aproximada de 200.000m². Em operação desde 1991, o Aterro de Tijuquinhas recebe resíduos sólidos domésticos, comerciais e eventualmente

industriais de 21 municípios da área metropolitana de Florianópolis, totalizando, aproximadamente, 240 mil toneladas por ano.

Observando-se as características do lixiviado bruto, pode-se afirmar que o mesmo se encontra numa fase de transição, ou seja, de um aterro novo para um aterro classificado como antigo, o que é evidenciado pelos valores encontrados para os parâmetros como DQO_t (em torno de 2460 ± 916 mg/L) e DBO_5 (em torno de 850 ± 643 mg/L).

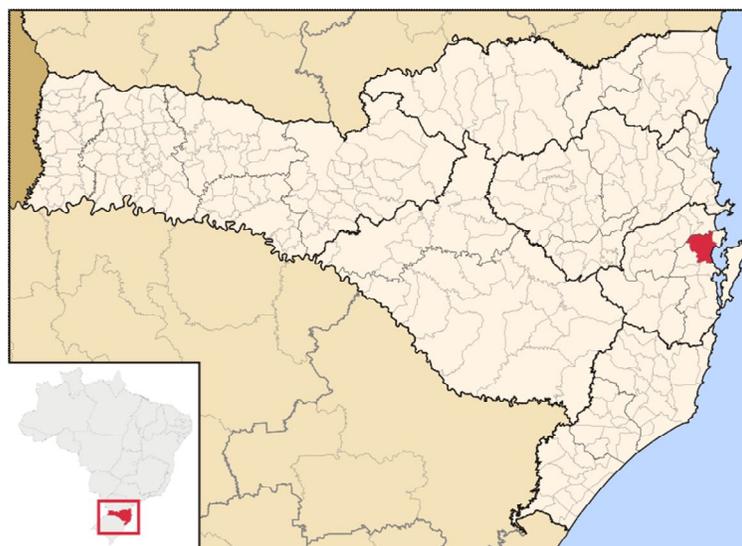


Figura 1 - Localização do município de Biguaçu no Estado de Santa Catarina
(Fonte: Santa Catarina Município de Biguaçu).

É mostrada na Figura 4 a vista parcial da frente de serviço do Aterro. O lixiviado gerado neste aterro recebe tratamento antes de seu descarte em corpos hídricos. Os tratamentos até o momento são do tipo físico-químico e biológico. O processo de tratamento se dá após a drenagem dos lixiviados, que são conduzidos até o poço de equalização. Deste poço, o efluente segue pelo tratamento físico-químico, para o reator UASB e decantador.



Figura 2 - Vista parcial da frente de serviço do Aterro.
(Fonte: Proactiva Meio Ambiente Brasil Ltda).

Após o decantador, o efluente é enviado ao sistema de lagoas de estabilização (Figura 5), composto por quatro lagoas em série, sendo a primeira do tipo anaeróbia, seguida por lagoa facultativa, lagoa aerada e uma lagoa de polimento. Os gases gerados são coletados por um sistema de drenagem e posteriormente queimados. Antes do lançamento do efluente tratado existe ainda uma etapa de desinfecção, visando à remoção de patógenos. O efluente assim tratado é lançado no Rio Inferninho (FINKLER, 2002; BRENTANO, 2006).



Figura 3 - Sistema de lagoas de estabilização do aterro sanitário de Biguaçu.
(Fonte: Proactiva Meio Ambiente Brasil Ltda).

4.1.2 Características das Lagoas de Estabilização

Este trabalho foi desenvolvido no Laboratório Experimental de Resíduos Sólidos, onde está instalado o sistema de lagoas de estabilização, em escala piloto. Esta Estação Piloto compreende um sistema de três lagoas em série: lagoa L1 (com características anaeróbias), lagoa L2 (com características de facultativa aerada) e lagoa L3 (com características de maturação).

Na Tabela 1 são apresentadas as características físicas de cada lagoa do sistema. As lagoas foram construídas em fibra de vidro e interligadas entre si por meio de canalizações de PVC. A lagoa L1 possui formato cilíndrico, e as lagoas L2 e L3 formato retangular.

Tabela 1 - Características físicas das lagoas de tratamento.

Dimensões	L 1	L 2	L 3
Comprimento (m)	-	4,36	
Largura (m)	-	2,4	
Diâmetro (m)	1,85	-	-
Profundidade (m)	1,85	0,8	0,6
Volume (m ³)	5,00	8,37	6,25
TRH (dias)	25	42	31
Vazão de alimentação (L/d)	200		

4.1.3 Aeração do Sistema

O sistema de aeração da lagoa L2 funcionou em três etapas. A primeira etapa correspondeu à aeração de 12 horas (julho/2008 a outubro/2008), a segunda etapa com 18 horas (outubro/2008 a janeiro/2009) e finalmente a terceira etapa com 24

horas de aeração (fevereiro/2009 a abril/2009). O monitoramento do sistema de lagoas com diferentes tempos de aeração durou um total de 39 semanas.

A aeração de 12 horas foi realizada entre o período das 21h00min e 09h00min todos os dias. A aeração de 18 horas foi realizada entre o período das 15h00min e 09h00min. A aeração durante todo o período de monitoramento ocorreu por meio de um compressor de ar (Figura 6) com potência de 372,5 W, e capacidade de aspiração de ar de 77,5L/min, ou seja, foram injetados no sistema 77,5 litros de ar por minuto. O ar foi injetado na L2 através de dois difusores de ar localizados na base da lagoa. Os difusores eram ligados a uma linha de alimentação de ar conectada ao compressor.



Figura 4 - Compressor de ar.

4.2. Métodos

4.2.1. Amostragem

O *monitoramento diário* foi realizado “in loco” com medidas de: OD, pH, Temperatura, Condutividade e Potencial Redox, utilizando a sonda multiparâmetros YSI 6600 V2 (Figura 7), nos seguintes pontos: EB = Efluente Bruto; L1 = lagoa L1; EL2 = Entrada da lagoa L2; SL2 = Saída da lagoa L2; EL3 = Entrada da lagoa L3; e SL3 = Saída da lagoa L3. Nos pontos EB, L1, SL2 e SL3 foram também medidas Cor e Turbidez.



Figura 5 - Sonda multiparâmetros.

O *monitoramento semanal* foi realizado nos pontos: EB = Efluente Bruto; L1 = lagoa L1; EL2 = Entrada da lagoa L2; SL2 = Saída da lagoa L2; EL3 = Entrada da lagoa L3; e SL3 = Saída da lagoa L3. Foram feitas análises de: DQO_T, DQO_F, DBO, Amônia, NTK, Sólidos Suspensos, Série de Sólidos (ST, SV e SF), e Clorofila *a*.

A análise qualitativa da biomassa algal via microscopia ótica foi efetuada em amostras coletadas nos pontos EB, L1, SL2, e SL3. Nesses mesmos pontos da análise microscópica, foram coletadas amostras para os testes toxicológicos.

As lagoas possuem registros para controle do fluxo e torneiras para efetuar as coletas entre uma unidade e outra. As coletas eram realizadas logo cedo pela manhã, as 09h00min e no período da tarde em torno das 15h00min, com medições “in loco” e análises laboratoriais das amostras ao longo do dia. Na Figura 8 encontram-se os pontos de coleta acima descritos.

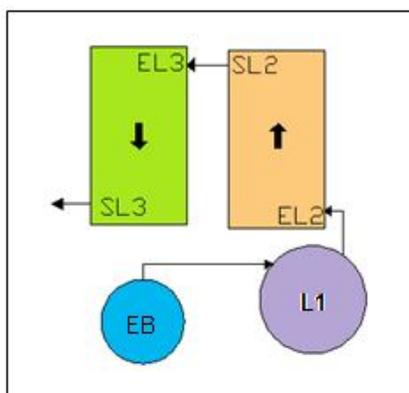


Figura 6 - Esquema de coleta das amostras.

4.2.2. Procedimentos Analíticos

Na Tabela 2 estão apresentadas as análises realizadas e seus respectivos métodos, a maioria segue o *Standard Methods* (APHA, AWWA, WEF, 1998).

Tabela 2 - Análises realizadas e métodos utilizados.

ANÁLISES	MÉTODO
OD (mg/L); T (° C); pH	Sonda multiparâmetros (YSI)
Condutividade e Potencial Redox	Sonda multiparâmetros (YSI)
Cor (UC)	Método Colorimétrico (espectrofotometria, $\lambda= 254 \text{ nm}$)
Turbidez (NTU)	Método Nefelométrico
DQO (mg/L) total ou filtrada	Colorimétrico - Refluxo Fechado
DBO (mg/L) total ou filtrada	Manométrico HACH
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Gravimétrico após filtração em membrana de acetato de celulose 0,45 μm
ST (mg/L), SF (mg/L), SV (mg/L)	Gravimétrico
Amônia (mg/L)	Destilação Kjeldahl
Nitrogênio NTK (mg/L)	Destilação Kjeldahl
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	Extração em álcool etílico (Método de NUSH, 1980)
COT (mg/L)	Método NPOC – Carb. Org. Não-Purgável TOC -5000A - Shimadzu
Testes Toxicológicos	Toxicidade aguda com <i>Daphnia Magna</i>
Identificação de Plâncton	Microscopia Ótica (microscópio OLYMPUS modelo BX-41)

4.2.3. Eficiência de Remoção do Sistema

A eficiência de remoção das lagoas foi calculada para as principais variáveis, utilizando a equação 1:

$$E = \frac{(Af - Ef)}{Af} \times 100 \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

E = Eficiência de Remoção (%)

Af = Concentração do Afluente (mg/L)

Ef = Concentração do Efluente (mg/L)

Para o cálculo da eficiência final do sistema de lagoas de estabilização com diferentes tempos de aeração o EB foi considerado Af e o SL3, o ponto Ef na fórmula citada acima.

4.2.4. Variabilidade da Carga Orgânica

A variação da carga aplicada se deu de forma natural em função da variação das concentrações no lixiviado. Permaneceram constantes o tempo de detenção e a vazão (Q = 200 L/d) em cada lagoa. O cálculo de carga orgânica aplicada foi feito para os parâmetros DQO, DBO e N-NH₄.

Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada às lagoas L1, L2 e L3, dada em g.DQO/m³.dia, ou g.DBO/m³.dia ou g.N-NH₄/m³.dia, como mostra a equação 2:

$$COV = \frac{(CxQ)}{V} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

C = concentração afluente de DQO, DBO ou N-NH₄(g/m³)

Q = vazão de entrada (m³/dia)

V = volume da lagoa (m³)

Carga Orgânica Superficial (COS) aplicada às lagoas L2 e L3, dada em kg.DQO/ha.dia, kg.DBO/ha.dia ou kg.N-NH₄/ha.dia, como mostra a equação 3:

$$COS = \frac{(CxQ)}{A} \quad (\text{Equação 3})$$

Onde:

C = concentração afluente de DQO, DBO ou N-NH₄ (kg/m³)

Q = vazão de entrada (m³/dia)

A = Área da lagoa (ha)

4.2.5. Tratamento dos Dados Experimentais da Sonda Multiparâmetros

Em virtude do grande número de amostras e resultados, foi necessária a utilização de conhecimentos de estatística descritiva, com a ajuda do *software Excel 2007*, por meio do qual foram feitos gráficos do tipo diagrama de caixa para a interpretação de alguns resultados obtidos.

Os gráficos diagrama de caixa apresentam 5 valores para um certo conjunto de dados: os valores máximo e mínimo, a mediana (Md), e o primeiro (Q1, 25%) e o terceiro (Q3, 75%) quartil. O objetivo do uso da mediana e dos quartis, segundo Andrade e Ogliari (2004), é obter informações sobre a forma, o valor representativo, a dispersão e os valores discrepantes da distribuição dos dados observados. Além disso, sabe-se que a média e o desvio padrão são afetados, de forma exagerada, por valores extremos (valores altos ou baixos), e, portanto não representam bem a realidade dos fatos. Desta forma, a mediana (Md) divide um conjunto de dados ao meio, onde 50% dos valores se posicionam abaixo da mediana, e 50% dos valores se posicionam acima da mediana. Os quartis estão estritamente ligados à definição de mediana. Andrade e Ogliari (2004) definem os quartis como divisores de um conjunto de dados em 4 partes iguais, sendo que aproximadamente 25% dos dados serão inferiores ao primeiro quartil, 50% dos dados ocupam posição inferior ao segundo quartil (Md), e aproximadamente 75% dos dados ocupam posição inferior ao terceiro quartil, o que significa que 25% dos valores estão localizados em posição superior ao Q3. Na Figura 9 apresenta-se um típico gráfico de diagrama de caixa.

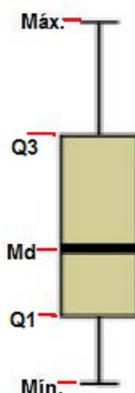


Figura 7 - Desenho esquemático de gráfico do tipo diagrama de caixa.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Monitoramento do Sistema de Lagoas

Na Tabela 3 estão apresentados os resultados de concentração média, desvio padrão, máximo e mínimo dos parâmetros de qualidade monitorados nas lagoas de estabilização durante o período deste estudo. O número de amostras analisadas para os parâmetros semanais foram de $n = 39$ semanas, e para os parâmetros diários, $n = 182$ dias.

Tabela 3 - Principais características físico-químicas do lixiviado nos diferentes períodos estudados.

Local	NTK (mg/L)				DQO (mg/L)				DQO filtrada (mg/L)				DBO (mg/L)				Amônia (mg/L)				
	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	
12h	EB	2103	239	2548	1809	2198	559	2816	1089	1770	623	2781	615	349	171	580	10	1562	438	1725	448
	L1	1586	468	2134	1036	1737	542	2357	768	1475	556	2238	184	250	167	580	70	1147	418	1686	521
	SL2	1105	129	1310	862	1291	613	2133	61	1035	503	1746	156	71	64	198	26	828	275	991	134
	SL3	551	116	773	414	1044	515	1867	179	877	486	1614	65	150	73	296	80	403	99	560	252
18h	EB	1005	113	1260	868	1579	244	2138	1154	1313	204	1637	1045	450	147	750	330	798	193	997	140
	L1	980	133	1170	784	1541	160	1817	1239	1320	201	1886	1014	455	207	840	190	758	193	896	168
	SL2	486	177	750	207	822	214	1275	538	710	224	1351	412	264	212	750	66	247	134	521	101
	SL3	304	144	566	78	884	257	1480	616	757	231	1425	474	209	104	408	68	131	95	381	28
24h	EB	1266	244	1512	941	1990	378	2740	1488	1626	201	2001	1352	582	243	910	150	1001	120	1165	784
	L1	1294	182	1450	907	1808	174	2013	1432	1500	246	1830	1089	539	281	1060	140	947	162	1047	493
	SL2	228	59	302	140	681	224	1136	324	613	225	1131	324	175	125	402	22	190	38	263	118
	SL3	68	27	129	34	637	178	924	315	493	122	621	276	116	57	218	50	40	22	84	17

Local	Sólidos Suspensos (mg/L)				Sólidos Totais (mg/L)				Sólidos Fixos (mg/L)				Sólidos Voláteis (mg/L)				
	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	
12 h	EB	707	634	2500	120	8648	1437	10498	5608	6879	1487	8288	3516	1666	564	2830	998
	L1	360	136	570	110	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	SL2	299	197	820	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	SL3	356	144	630	50	6772	643	7876	5988	5544	398	6130	5024	1228	463	2462	752
18 h	EB	351	233	800	50	5834	683	7256	5066	4605	385	5588	4194	1285	437	2528	866
	L1	269	149	650	70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	SL2	217	144	570	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	SL3	334	175	670	100	3954	970	5768	1590	3033	802	4610	1154	921	487	2252	436
24 h	EB	346	175	780	160	7305	292	7716	6780	6007	309	6500	5486	1297	231	1792	922
	L1	266	48	340	190	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	SL2	91	65	190	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	SL3	160	108	420	40	4242	741	5182	2298	3246	651	3862	1680	996	545	2078	540

Tabela 3 - Principais características físico-químicas do lixiviado nos diferentes períodos estudados – Continuação.

Local	Temperatura (°C)				OD (mg/L)				pH				Condutividade (mS/cm)				Potencial Redox (mV)				
	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	
12h	EB	21	2	27	16	0	0	0	0	9,31	0,10	9,67	9,03	23	3,2	27	15	-121	71	66	-241
	L1	17	2	26	17	0	0	0	0	9,65	0,11	9,79	9,35	17	8,4	19	16	-45	69	127	-232
	SL2	19	2	26	16	3,38	1,73	6,75	0	9,64	0,07	9,78	9,40	17	1,3	19	12	4	73	158	-189
	SL3	19	2	28	17	2,08	1,27	5,95	0,91	9,48	0,06	9,61	9,33	14	9,9	16	12	91	52	222	-194
18h	EB	24	3	30	18	0	0	0	0	9,39	0,18	9,95	9,12	16	1,7	19	7	-65	47	46	-166
	L1	25	2	30	20	0	0	0	0	9,52	0,14	9,86	9,32	16	1,1	17	12	-31	51	69	-182
	SL2	25	2	33	19	4,05	1,93	14,23	1,11	9,52	0,07	9,90	9,40	9	2,2	14	6	4	45	98	-113
	SL3	24	2	30	19	3,05	1,91	13,51	0,98	9,40	0,28	10,22	7,93	8	2,2	14	5	46	56	132	-144
24h	EB	27	2	33	24	0	0	0	0	9,62	0,15	9,97	9,31	19	8,5	20	17	-222	42	-103	-272
	L1	28	2	33	26	0	0	0	0	9,94	0,09	10,09	9,38	13	6,7	20	13	-184	46	-74	-260
	SL2	28	2	33	24	3,34	0,75	5,70	2,03	9,67	0,14	10,69	9,51	10	7,2	12	8	-53	27	6	-121
	SL3	26	2	31	22	3,61	1,09	6,47	1,74	9,44	0,59	10,52	7,25	7	6,0	9	6	-9	44	87	-145

Local	Cor (UC)				Turbidez (NTU)				COT (mg/L)				Clorofila a (µg/L)				
	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Conc. Média	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	
12h	EB	5354	1474	9248	4048	148	128	491	57	565	140	792	259	-	-	-	-
	L1	3911	502	4512	3136	55	17	85	36	508	149	731	126	-	-	-	-
	SL2	3981	940	4640	1776	36	23	86	19	379	84	463	172	71	124	435	0
	SL3	3591	537	4640	2944	49	14	75	34	367	111	700	243	449	404	1451	28
18h	EB	3241	1129	6728	1840	84	41	167	43	456	142	766	268	-	-	-	-
	L1	2651	410	3504	2224	44	4	50	37	415	133	760	270	-	-	-	-
	SL2	2151	577	3136	1376	26	11	53	18	245	117	520	119	399	286	1055	22
	SL3	2710	672	3792	1696	38	14	70	20	282	133	545	154	661	384	1256	61
24h	EB	3642	1111	6656	2784	83	67	281	47	456	223	594	123	-	-	-	-
	L1	2645	876	3472	230	61	7	75	53	532	26	562	499	-	-	-	-
	SL2	1801	325	2432	1232	17	3	26	14	220	12	230	200	67	127	335	0
	SL3	1722	261	2176	1328	30	4	38	23	203	23	244	179	441	235	670	22

5.1.1. Carga Orgânica nas Lagoas

O sistema de lagoas em série (anaeróbia, facultativa e maturação) remove a carga orgânica dos lixiviados pela ação das bactérias. As lagoas de maturação são predominantemente aeróbias, em virtude da remoção de grande parte da carga orgânica nos tratamentos precedentes, que possibilitam um polimento no efluente de qualquer dos sistemas de lagoas de estabilização (VON SPERLING, 2002).

Nas Tabelas 4, 5 e 6 estão apresentadas as cargas orgânicas aplicadas às lagoas L1, L2 e L3 nos diferentes períodos de aeração estudados.

Tabela 4 - Cargas aplicadas às lagoas L1, L2 e L3 no período de 12 horas.

Lagoas 12 horas	COV gDQO/m ³ .dia	COV gDBO/m ³ .dia	COV gN-NH ₄ /m ³ .dia	COS KgDQO/ha.dia	COS KgDBO/ha.dia	COS KgN-NH ₄ /ha.dia
Lagoa 1	81	14	62	–	–	–
Lagoa 2	40	6	27	320	48	216
Lagoa 3	37	2	23	222	15	139

Tabela 5 - Cargas aplicadas às lagoas L1, L2 e L3 no período de 18 horas.

Lagoas 18 horas	COV gDQO/m ³ .dia	COV gDBO/m ³ .dia	COV gN-NH ₄ /m ³ .dia	COS KgDQO/ha.dia	COS KgDBO/ha.dia	COS KgN-NH ₄ /ha.dia
Lagoa 1	63	28	32	–	–	–
Lagoa 2	37	11	18	296	87	146
Lagoa 3	28	8	8	170	51	47

Tabela 6 - Cargas aplicadas às lagoas L1, L2 e L3 no período de 24 horas.

Lagoas 24 horas	COV gDQO/m ³ .dia	COV gDBO/m ³ .dia	COV gN-NH ₄ /m ³ .dia	COS KgDQO/ha.dia	COS KgDBO/ha.dia	COS KgN-NH ₄ /ha.dia
Lagoa 1	80	23	40	–	–	–
Lagoa 2	43	13	23	347	103	182
Lagoa 3	22	6	6	131	34	36

Observa-se nas tabelas 4, 5 e 6 que, as cargas aplicadas ao longo das unidades de tratamento foram reduzindo progressivamente, alcançando eficiências de remoção de cargas volumétricas de DQO, DBO e Amônia na ordem de 54%, 82% e 63% para 12h, 55%, 70% e 75% para 18h, e 73%, 76% e 85% para 24h, respectivamente.

Silva (2007) tratando este mesmo lixiviado em estudo obteve eficiência de remoção para o sistema em torno de 77% em termos de DQO total. Tratando-se de amônia, o sistema apresentou remoção média de 94,3% com carga média aplicada de 90gN-NH₄/m³.dia.

5.2. Monitoramento Diário – Sonda Multiparâmetros

5.2.1. Oxigênio Dissolvido

A concentração média de OD na SL2 variou entre 3,34 e 4,05mg/L, e os valores de OD na SL3 variaram entre 2,08 e 3,61mg/L, segundo valores apresentados na Tabela 3.

Na Figura 10 é mostrado o comportamento do OD nas diferentes fases de monitoramento durante o período da manhã e da tarde sob a forma de diagrama de caixas, considerando os pontos EL2, SL2 e SL3.

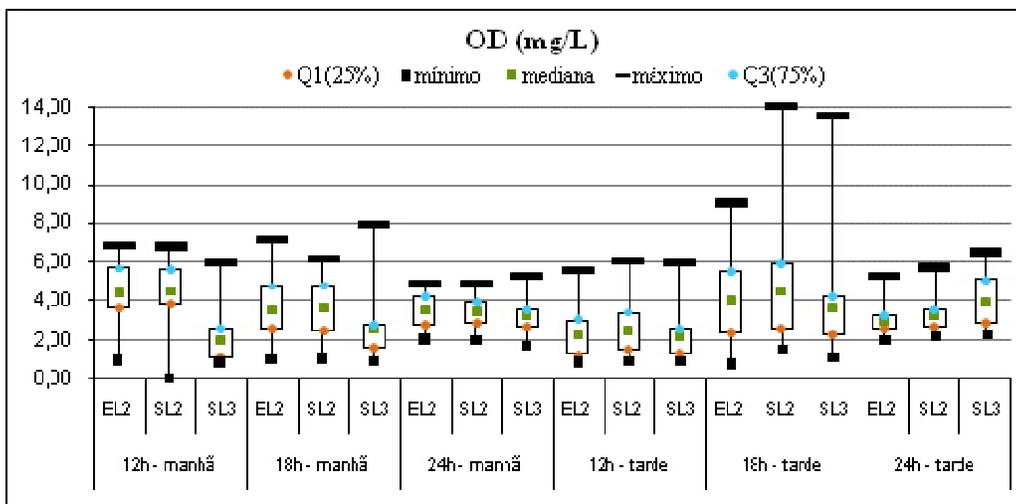


Figura 8 - Diagrama de caixas de OD para os diferentes períodos estudados.

As concentrações médias de OD encontradas nos pontos EB e L1, foram próximas a zero durante todo o monitoramento. Observa-se que na fase de 12h, os pontos EL2 e SL2 apresentaram mediana acima de 4mg/L durante o período da manhã e próxima a 2mg/L durante o período da tarde. Nesta fase os valores máximos de OD alcançados ficaram entre 6 e 7mg/L.

Durante a fase de 18h, o valor da mediana para OD na L2, ficou em torno de 4mg/L para as medições ocorridas nos períodos da manhã e da tarde. Nesta etapa foram verificados picos de OD acima de 6mg/L (manhã) e acima de 8mg/L, chegando a 14mg/L (tarde). Na SL3 o valor da mediana apresentou-se entre 2 e 4mg/L durante todo o estudo.

Silva (2007), obteve valores médios para OD de $3,8 \pm 2,0$ mg/L e $4,6 \pm 2,3$ mg/L na lagoa facultativa e de maturação, respectivamente, sendo que os maiores valores encontrados estavam próximos da superfície das lagoas, no estrato de 10 cm.

5.2.2. PH

A concentração média de pH no EB variou entre 9,31 e 9,62, e os valores de pH no efluente final variaram entre 9,40 e 9,48, tendendo manter-se durante todo o monitoramento na faixa de pH = 9, segundo valores apresentados na Tabela 3. Na Figura 11 é mostrado o comportamento do pH nos diferentes períodos de aeração estudados.

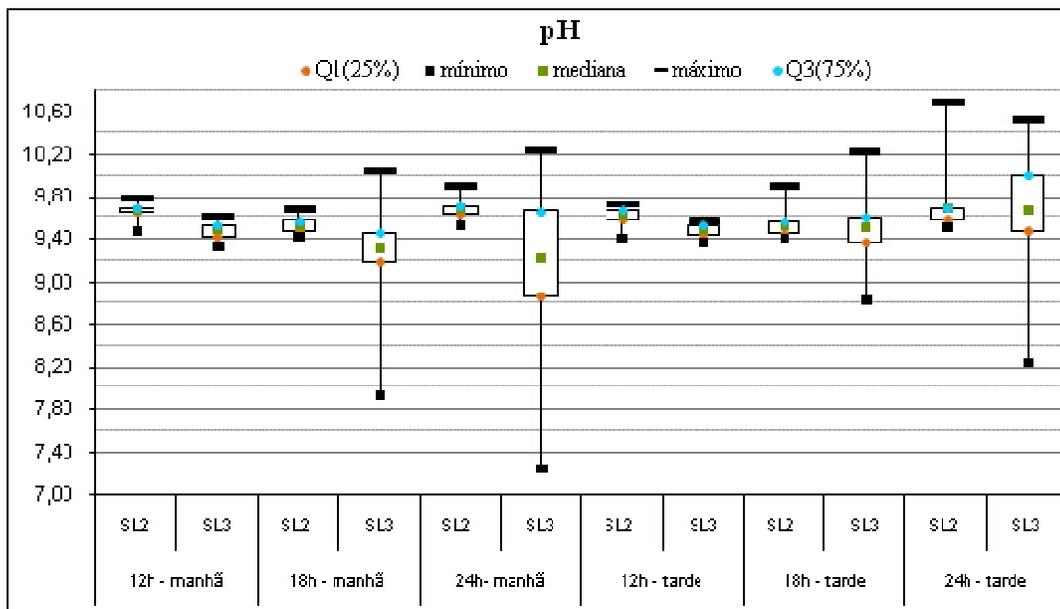


Figura 9 - Diagrama de caixas de pH para os diferentes períodos estudados.

Para Segato e Silva (2000), tais valores de pH evidenciam que o lixiviado estudado não está na fase acidogênica ou de fermentação ácida, que é caracterizada por valores de pH baixos, e sim numa segunda fase, a de fermentação metanogênica. É nessa fase que há a decomposição dos produtos de fermentação ácida que são convertidos em metano, substâncias húmicas e água.

Na Figura 11 pode-se observar que a mediana do pH no ponto SL2 não sofreu grandes variações, mantendo um valor de 9,63 para todo o sistema, com picos máximos de 10,69 na fase de 24h-tarde.

Segundo estudos realizados por Silva (2007), o pH médio encontrado para a lagoa de maturação foi de 8,68, e o pH do efluente bruto apresentou concentração média de 8,55.

Para Castilhos *et al.* (2003) este parâmetro de controle é um fator chave para a dissolução de certos elementos minerais quando do contato líquido-sólido. Ele pode afetar a solubilidade por deslocamento do equilíbrio físico-químico no qual intervêm os íons H^+ ou OH^- , por reação química direta destes íons sobre a matéria sólida e por influência sobre o estado de óxido-redução do sistema. O pH dos lixiviados de aterro sanitário é controlado pela presença de metabólitos da fermentação dos resíduos orgânicos ou pela solubilização das espécies químicas a partir dos resíduos não orgânicos.

5.2.3. Temperatura

A concentração média de temperatura no EB variou entre 21 e 27°C, e os valores de temperatura na SL3 variaram entre 19 e 26°C, segundo valores apresentados na Tabela 3.

Na Figura 12 é apresentado o comportamento da temperatura nos diferentes períodos estudados durante o monitoramento do sistema de lagoas.

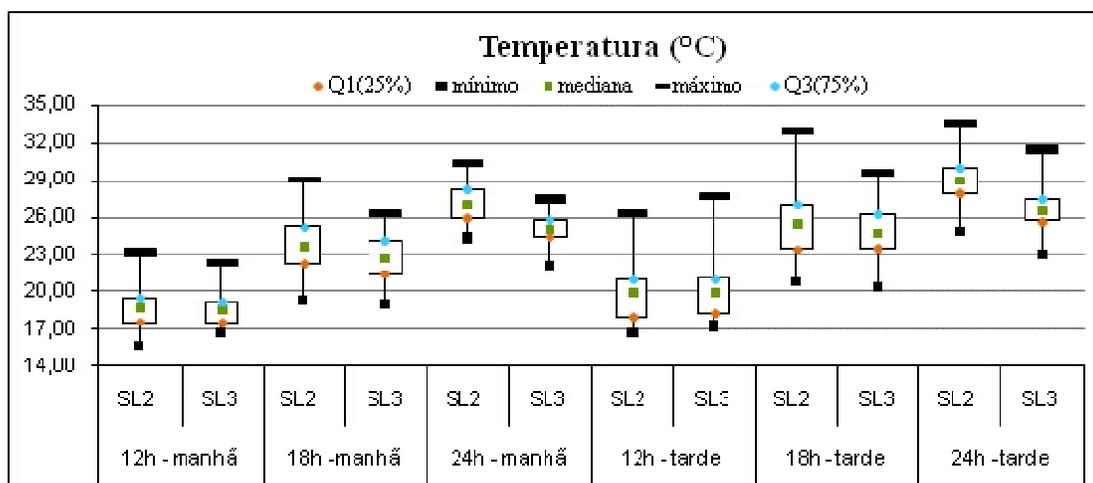


Figura 10 - Diagrama de caixas de temperatura para os diferentes períodos estudados.

Durante o período de 12h, a mediana foi de 19°C no período da manhã e de 20°C no período da tarde. A temperatura mínima atingida foi de 16°C (12h - manhã) e a máxima de 28°C (12h - tarde).

A fase de 18h mostra uma temperatura mediana em torno de 23°C no período da manhã e de 25°C no período da tarde para os dois pontos estudados. Já a fase de 24h, foi a que obteve temperaturas mais altas. A mediana foi de 28°C no ponto SL2 e de 26°C no ponto SL3. A temperatura máxima alcançada neste período e durante todo o estudo foi de 33°C.

Dados do CEPIS/GTZ (1992, *apud* SILVA, 2007) obtidos em diversos estudos, mostraram remoções maiores de 90% das cargas orgânicas, para lixiviado sob condições anaeróbias por cerca de 10 a 12 dias, com temperaturas na faixa de 23 a 30°C, para uma carga superior a 1000gDQO/m³.d, indicando que, segundo os pesquisadores, a eficiência do tratamento está diretamente ligada à temperatura do meio líquido.

Em sistemas de tratamento de lixiviados a temperatura do meio líquido sofrerá influência marcante da temperatura externa, ainda que dependa fundamentalmente das condições operacionais, mais ou menos propícias ao desenvolvimento microbiológico e, portanto, à produção de calor, que se dá, sobretudo, como perda de eficiência no metabolismo celular (SILVA, 2007).

5.3. Monitoramento Semanal

5.3.1. DQO

O efluente de entrada apresentou concentração média de DQO variando entre 1579 ± 244 mg/L e 2198 ± 559 mg/L. Na saída do sistema houve redução nas concentrações de DQO para valores entre 637 ± 178 mg/L e 1044 ± 515 mg/L (Tabela 3). Os valores de eficiência alcançados ao longo do tempo para DQO são apresentados no gráfico da Figura 13.

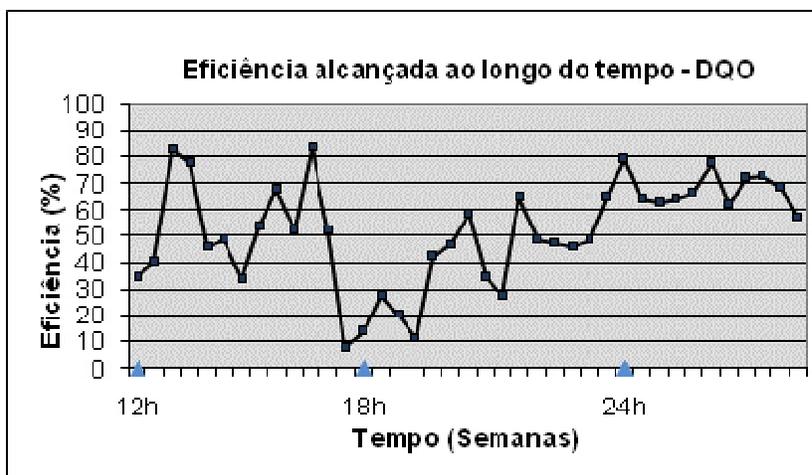


Figura 11 - Eficiência alcançada ao longo do tempo – DQO.

Com base na Figura 13, a fase de 12 horas apresentou oscilações significativas de valores de DQO. As eficiências alcançadas neste período variaram entre 8% e 84%, com média de 53%. A menor concentração de DQO alcançada neste período foi de 61mg/L na lagoa L2.

No período de 18 horas de aeração, as eficiências de remoção de DQO tiveram grandes variações, tendendo a um aumento no final do período. Nas primeiras semanas deste período ocorreram problemas técnicos no compressor de ar. As eficiências médias alcançadas nas últimas semanas desta etapa permaneceram em torno de 53%.

Na última fase, com aeração de 24 horas por dia, o sistema funcionou por aproximadamente 3 meses. A remoção de DQO foi bastante significativa variando entre 57% e 79%. De modo geral, este período foi o que apresentou menores concentrações de DQO na saída do sistema.

A eficiência média alcançada durante a fase de 24h de aeração foi de 68%, ou seja, a melhor se comparada aos demais períodos estudados para a remoção de DQO total. Esses percentuais de remoção foram superiores àqueles obtidos com os processos físico-químicos conduzidos por Hamada e Matsunaga (2000), nos quais as melhores remoções alcançadas foram de 50%.

Em estudos realizados por Silva (2007), obteve-se uma eficiência de remoção para o sistema de lagoas de 77% em termos de DQO total, com concentração de entrada e saída de 2502mg/L e 580mg/L, respectivamente.

Na Figura 14 são apresentadas as eficiências de remoção de DQO obtidas em cada lagoa e no sistema como um todo nas diferentes fases de aeração.

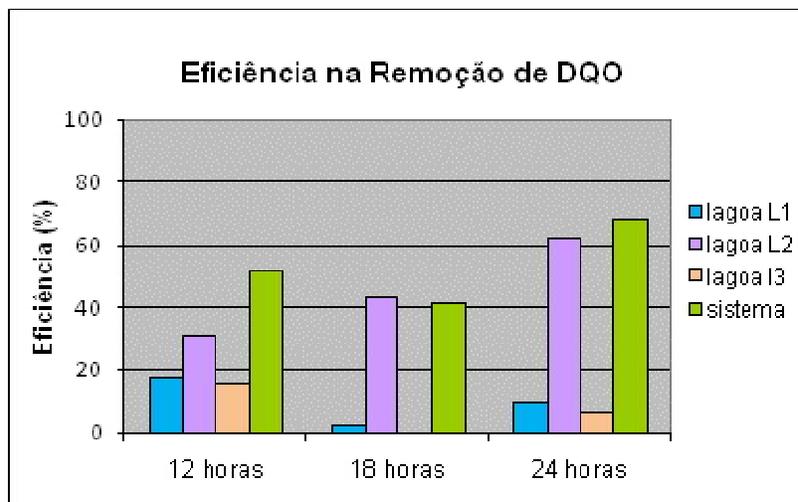


Figura 12 - Eficiência na remoção de DQO.

Nos três períodos analisados, a lagoa L2 apresentou a melhor eficiência na remoção da DQO. Observa-se que no período de 24h, a lagoa L2 foi responsável por grande parte da remoção total do sistema. Já a lagoa L3 não teve participação significativa na remoção deste parâmetro.

5.3.2. Amônia

Em relação à amônia, os valores mostraram-se altos no lixiviado bruto (EB), com média entre $798 \pm 193\text{mg/L}$ e $1562 \pm 438\text{mg/L}$, apresentando reduções ao longo do sistema de tratamento. Na SL2 o valor médio variou entre $190 \pm 38\text{mg/L}$ e $828 \pm 275\text{mg/L}$. Na SL3 o valor médio encontrado nos diferentes períodos estudados variou entre $40 \pm 22\text{mg/L}$ e $403 \pm 99\text{mg/L}$ (Tabela 3). Apresentando assim, eficiência média total de remoção da amônia entre 74% e 96%.

Na Figura 15 é mostrado o comportamento da amônia durante as diferentes fases de monitoramento das lagoas. A fase com 12 horas de aeração obteve uma remoção média de amônia de 66%. A menor concentração de amônia alcançada nesta fase foi de 134mg/L . Da mesma forma como observado anteriormente, os problemas do compressor comprometeram o comportamento na eficiência de remoção da amônia, que apresentou queda brusca neste período.

Para o período de 18 horas, esta eficiência de remoção atingiu valores acima 90% nas últimas semanas, com eficiência média de 85%.

No período de aeração contínua, a remoção da amônia teve comportamento estável. Os valores de eficiência alcançados foram mantidos acima de 90% durante todo o período. A menor concentração de amônia alcançada no período de 24h foi de 17mg/L .

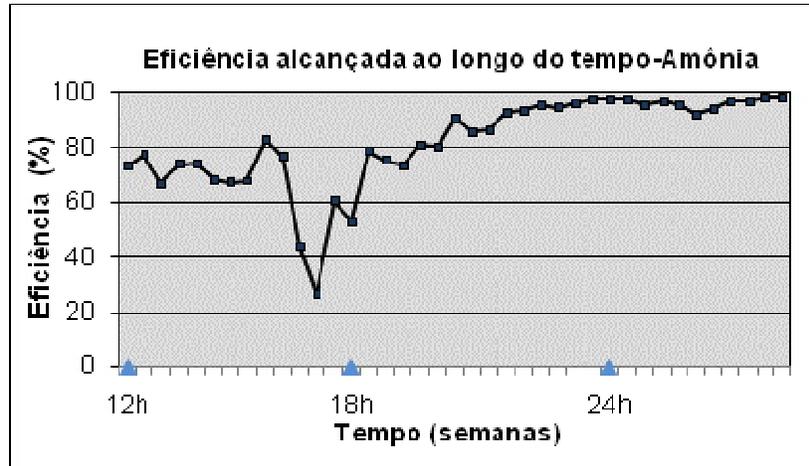


Figura 13 - Eficiência alcançada ao longo do tempo – Amônia.

Com base nos estudos desenvolvidos por Silva (2007), onde a remoção da amônia ficou na faixa de 75 a 98%, pH foi superior a 8,0, e temperaturas do meio líquido entre 22 e 28°C, pode-se dizer que provavelmente para este estudo também o processo de volatilização pode ter sido responsável de forma predominante pela remoção da amônia nas lagoas piloto em estudo, onde foram obtidas eficiências de remoção entre 74 e 96%, influenciadas pelas condições de pH em torno de 9,0, e temperaturas do meio líquido em torno de 23°C. Segundo Pearson *et al.* (1995), a taxa de volatilização depende da concentração de amônia livre e alguns fatores como a temperatura do líquido na lagoa e condições de mistura.

Na Figura 16 são apresentadas as eficiências de remoção da amônia obtidas em cada lagoa e no sistema como um todo nas diferentes fases de aeração.

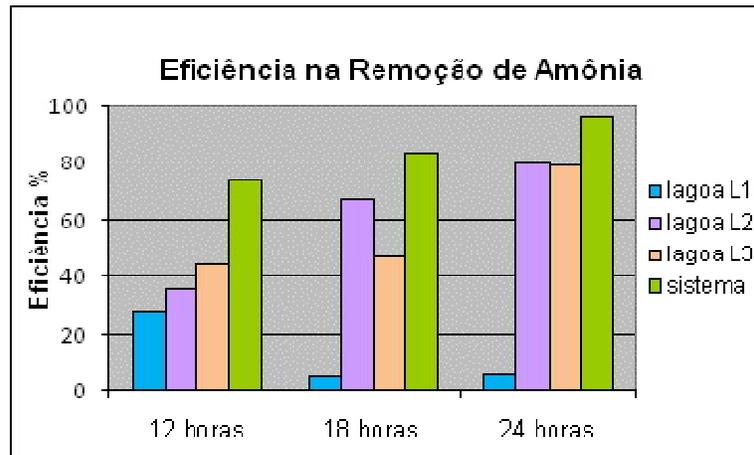


Figura 14 - Eficiência na remoção da amônia.

Na Figura 16 é possível observar o bom funcionamento da lagoa L2 durante os períodos de 12h, 18h e 24h. Pode-se também observar, a eficiência significativa da lagoa L3 na remoção da amônia, ao contrário de sua contribuição na remoção de DQO, que foi pouco significativa. Na fase de 24 horas percebe-se claramente a eficiência da lagoa L2 e L3, que foi de 80%.

5.3.3. Nitrogênio NTK

Em relação ao nitrogênio NTK, os valores encontrados no lixiviado bruto (EB) foram considerados altos, com média variando entre $1005 \pm 113 \text{mg/L}$ e $2103 \pm 239 \text{mg/L}$, apresentando reduções ao longo do sistema de tratamento. As concentrações médias de NTK encontradas nas lagoas L2 e L3 variaram entre 228 e 1105mg/L e 68 e 551mg/L , respectivamente (Tabela 3). Apresentando assim, uma eficiência média total de remoção de NTK entre 71% e 94%.

Na Figura 17 é apresentado o gráfico da eficiência alcançada ao longo do tempo na remoção de NTK, durante as diferentes fases de monitoramento das lagoas. No período de 12h, observaram-se valores de eficiência sem bruscas variações, tendendo a se manter entre 60 e 80%. A menor concentração de NTK alcançada nesta fase foi de 414mg/L , na saída do sistema.

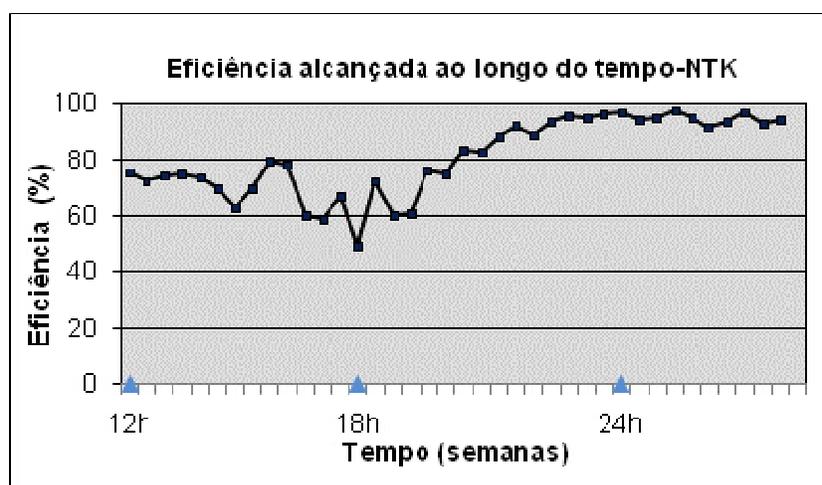


Figura 15 - Eficiência alcançada ao longo do tempo – NTK.

A eficiência média alcançada na remoção de NTK foi de 77%, no período de 18h de aeração. Neste período, como apresentado pela Figura 17, os valores de eficiência tendem a aumentar, alcançando valores em torno de 90% nas últimas semanas desta etapa.

Na fase com aeração contínua, a remoção de NTK teve um comportamento estável, apresentando os melhores resultados. Os valores de eficiência alcançados foram mantidos acima de 90% durante todo o período. A menor concentração de NTK obtida foi de 34mg/L .

Barthel (2007) avaliou o tratamento de dejetos de suínos em lagoas de alta taxa e lagoa de maturação e aguapés (etapa terciária), todas em escala piloto. O tratamento alcançou eficiência de remoção de 40 a 75% para NTK.

Na Figura 18 são apresentadas as eficiências de remoção de NTK obtidas em cada lagoa e no sistema como um todo nas diferentes fases de aeração.

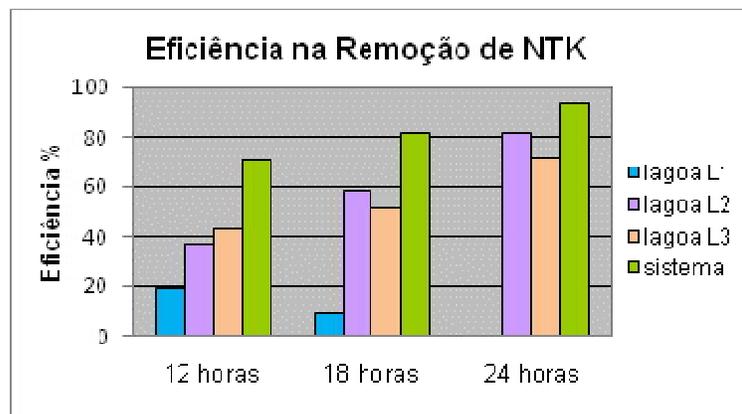


Figura 16 - Eficiência na remoção de NTK.

As lagoas L2 e L3 apresentaram um bom funcionamento durante as diferentes fases estudadas. A lagoa L2 apresentou eficiência média entre 37 e 82%, e na lagoa L3 esta variação ficou entre 43 e 72%, nos três períodos estudados. Na fase de 24 horas, a lagoa L1 não apresentou eficiência na remoção deste parâmetro, ou seja, o lixiviado saiu desta lagoa com a mesma concentração de NTK de quando entrou. Nesta fase, a remoção de NTK no sistema como um todo foi de 94%.

5.3.4. Carbono Orgânico Total

A matéria orgânica medida através do parâmetro carbono orgânico total (COT), mostrou-se alta no lixiviado bruto (EB), com média entre 456 e 565mg/L, apresentando reduções ao longo do sistema de tratamento. Na SL2, o valor médio variou entre 220 e 379mg/L. Na SL3, o valor médio encontrado nos diferentes períodos estudados variou entre 203 e 367mg/L (Tabela 3).

A fase de 24 horas apresentou os melhores resultados atingindo uma concentração média de 203 ± 23 mg/L no ponto SL3 (Tabela 3).

Nas Figuras 19, 20 e 21, são apresentadas as concentrações do COT no EB, e nas lagoas L1, L2 e L3, nos diferentes períodos de aeração estudados.

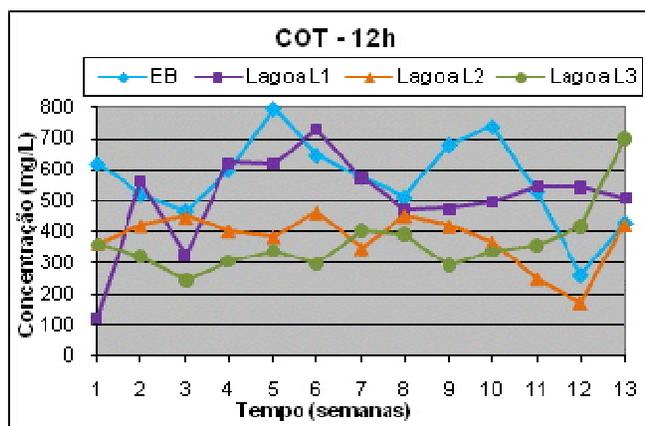


Figure 17 - Concentração COT x Tempo (semanas) – 12h.

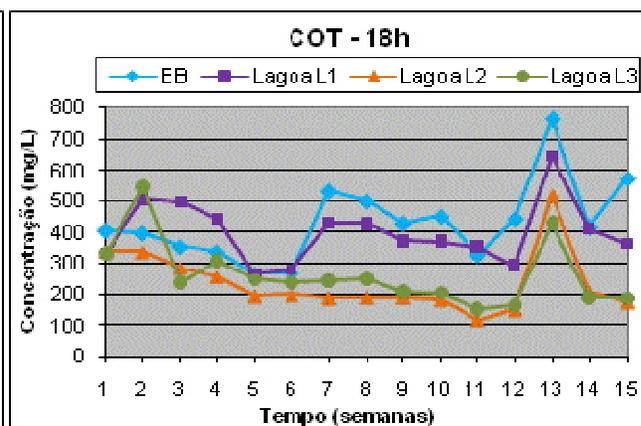


Figure 18 - Concentração COT x Tempo (semanas) – 18h.

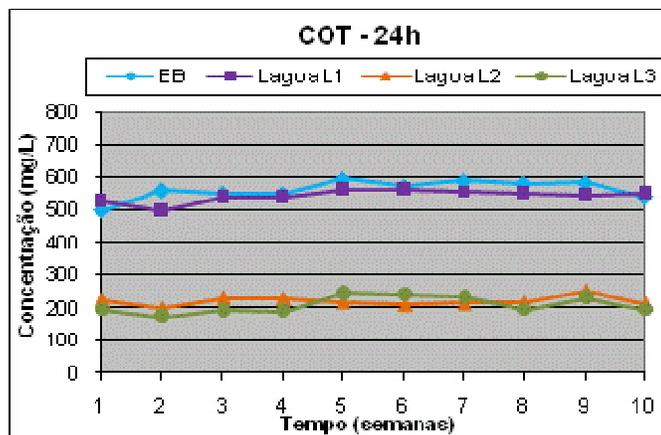


Figura 19 - Concentração COT x Tempo (semanas) – 24h.

As concentrações de COT na lagoa L2, nos períodos de 18h e 24h, foram mantidas em torno de 200mg/L durante a maior parte do monitoramento. Pode-se observar que a lagoa L2 e a lagoa L3 apresentaram concentrações, ao longo do estudo, muito próximas, com destaque para o período de 24h. As eficiências apresentadas pela lagoa L2 foram de 25%, 41% e 59%, para os períodos de 12h, 18h e 24h, respectivamente.

Observando-se os valores de concentração de COT nos gráficos das Figuras 19, 20 e 21, pode-se dizer que a contribuição na remoção de COT pela lagoa L1 foi muito baixa, já a participação da lagoa L2 e L3 na remoção deste parâmetro foram essenciais. As eficiências médias de remoção de COT no sistema foram de 35%, 38% e 55%, para os períodos de 12h, 18h e 24h, respectivamente.

Segundo estudos realizados por Silva (2007), a remoção do parâmetro COT foi da ordem de 78%, com concentrações médias variando entre 594 ± 240 mg/L e 131 ± 69 mg/L, na entrada e saída do sistema, respectivamente. Em outro estudo conduzido no aterro de Gramacho – RJ, tratando lixiviados pelo processo de coagulação/floculação, as remoções alcançadas foram bem abaixo das obtidas com o sistema de lagoas de estabilização. No melhor dos casos, Silva (2002) obteve eficiências de remoção do COT da ordem de 15 a 24%.

5.3.5. Sólidos Suspensos

Na análise de sólidos em suspensão (SS), a concentração média do lixiviado bruto (EB) variou entre 346 e 707mg/L e a concentração média alcançada pelo sistema na lagoa L3 variou entre 160 e 356mg/L (Tabela 3). A eficiência obtida para este parâmetro foi da ordem de 50% em ambos os períodos de 12h e 24h, não apresentando eficiência significativa no período de 18 horas.

Nas Figuras 22, 23 e 24 são apresentadas as concentrações de SS no EB, e nas lagoas L1, L2 e L3, nos diferentes períodos de aeração estudados. Observa-se que no período de 24h, os valores de concentração de SS mantiveram certa estabilidade, não apresentando variações significativas durante todo o período. Pode-se observar o bom funcionamento da lagoa L2 através dos valores de concentração menores do que os encontrados nas outras lagoas, sendo assim, responsável pela maior remoção de SS no sistema, principalmente no período de 24h de aeração.

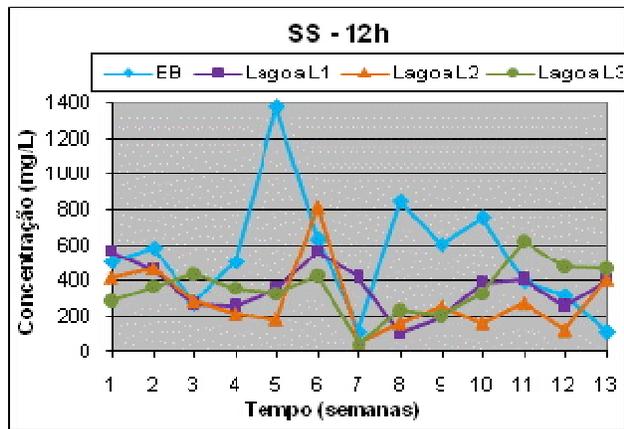


Figure 20 - Concentração SS x Tempo (semanas) - 12h.

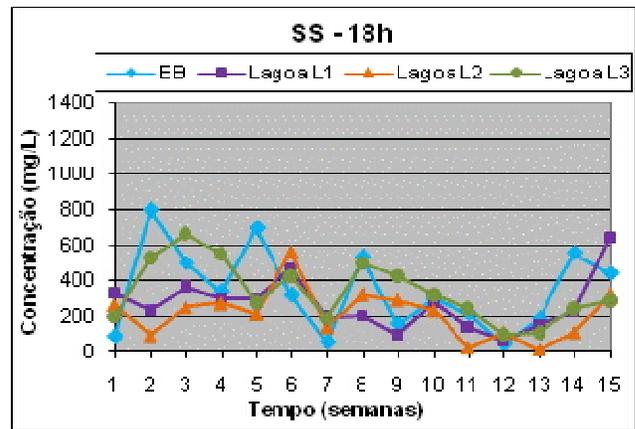


Figure 21 - Concentração SS x Tempo (semanas) - 18h.

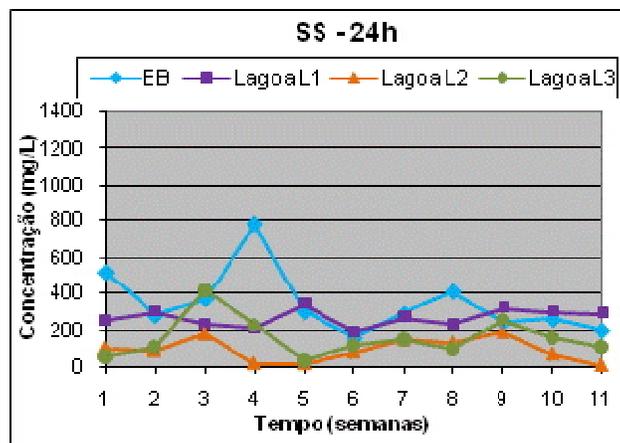


Figura 22 - Concentração SS x Tempo (semanas) - 24h.

O lixiviado bruto utilizado neste estudo apresenta alta concentração de ST. No balanço de sólidos totais, suspensos, fixos e voláteis para o sistema, verificaram-se a grande quantidade de sólidos fixos, presentes neste lixiviado, representando 80% dos sólidos totais.

Estudos realizados por Silva (2007) mostram que no balanço de sólidos totais, suspensos e dissolvidos para o sistema de lagoas, foi verificada a grande quantidade de sólidos dissolvidos, com valores superiores a 90% em relação aos totais.

5.3.6. Clorofila *a*

A captura de energia solar pelos seres foto-autotróficos eucariontes é feita através de pigmentos, sendo os principais a Clorofila *a* e *b*, que se encontram nos cloroplastos. A clorofila é o pigmento mais importante na recepção da luz durante a fotossíntese.

A concentração de clorofila *a* foi usada como principal indicador da biomassa algal, com concentração média variando entre 67 e 399 $\mu\text{g/L}$ na SL2 e entre 441 e 661 $\mu\text{g/L}$ na SL3 (Tabela 3).

Nas Figuras 25, 26 e 27 são apresentadas as concentrações de Clorofila *a* nas lagoas L2 e L3, nos diferentes períodos de aeração estudados. O período de 12 horas

apresentou uma concentração média de $71\mu\text{g/L}$ na lagoa L2. No período de 18 horas, esta concentração foi de $399\mu\text{g/L}$ e no de 24h a concentração média de clorofila *a* foi de $67\mu\text{g/L}$ na lagoa L2.

Pode-se observar nas Figuras 25, 26 e 27, que a concentração de clorofila *a* na lagoa L2 foi menor do que na lagoa L3. As concentrações médias encontradas na L3 foram de 449, 661 e $441\mu\text{g/L}$, para os períodos de 12h, 18h e 24 horas, respectivamente.

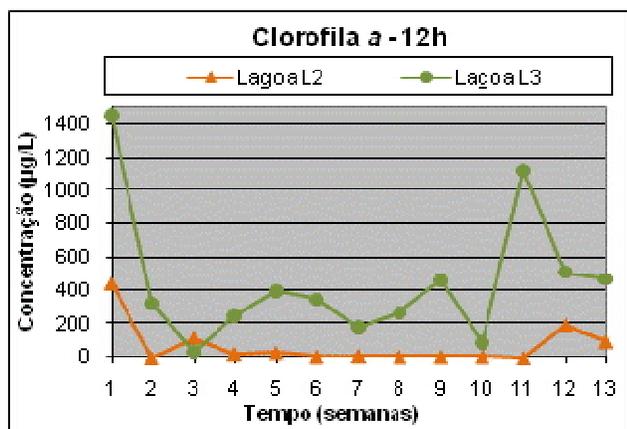


Figure 23 – Concentração de clorofila *a* x Tempo (semanas) - 12h.

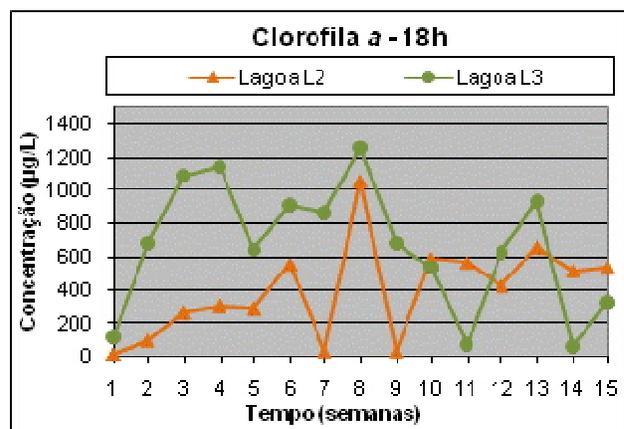


Figure 24 - Concentração de clorofila *a* x Tempo (semanas) - 18h.

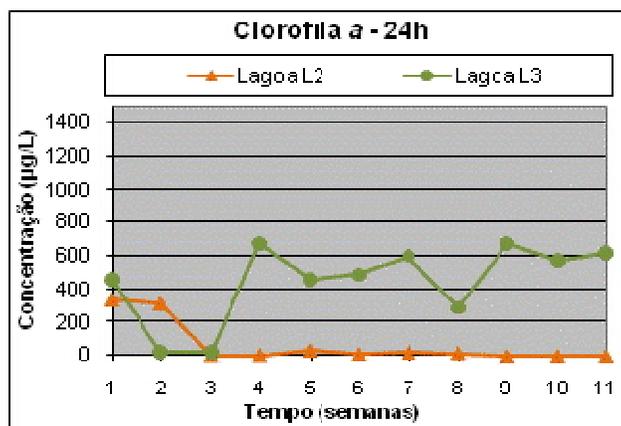


Figura 25 - Concentração de clorofila *a* x Tempo (semanas) - 24h.

Segundo estudos desenvolvidos por Sambuco *et al.* (2002) e Meneses *et al.* (2005) em sistemas de lagoas de estabilização para esgoto doméstico, lagoas facultativas obtiveram concentração de clorofila *a* superior a $500\mu\text{g/L}$ e lagoas de maturação concentração superior a $1000\mu\text{g/L}$.

Provavelmente as características tóxicas do lixiviado contribuíram para valores de Clorofila *a* abaixo do reportado na literatura para lagoas de estabilização com esgoto doméstico. Porém valores em torno de $500\mu\text{g/L}$ de clorofila *a* foram obtidos durante grande parte do estudo, especialmente na lagoa L3 nos períodos de 18 e 24h (como pode ser visto nas figuras 25, 26 e 27), indicando bom potencial de oxigenação das lagoas por via fotossintética.

5.4. Avaliação da Eficiência do Sistema de Lagoas

Em relação à eficiência do sistema, para os três períodos avaliados, na Figura 28 são apresentadas as eficiências de remoção do sistema para os parâmetros NTK, DQO, DBO, Cor, Turbidez, Amônia e COT. Entre os tempos de aeração estudados, o período de 24h apresentou o melhor potencial de tratamento para os parâmetros NTK, DQO, DBO, COT, Amônia, Cor, SS, ST e SF. O período de 12h apresentou melhor eficiência na remoção da turbidez, porém o período de 24h apresentou uma eficiência equivalente (60%), e o período de 18h obteve maior eficiência na remoção de SV.

As eficiências de remoção para o período de 24h foram de 94% para NTK; 68% para DQO; 80% para DBO; 53 % para Cor; 64% para turbidez; 96% para Amônia e de 55% para COT.

Os resultados obtidos foram comparáveis àqueles de Silva (2007), que obteve reduções de 68% de DQO e 84% de DBO, utilizando lagoas de estabilização com este mesmo lixiviado. A Legislação ambiental catarinense determina $DBO \leq 60\text{mg/L}$ ou tratamento com remoção $\geq 80\%$. Sendo assim, existe a necessidade de aperfeiçoar o sistema, para que a qualidade do efluente final atenda a Legislação vigente.

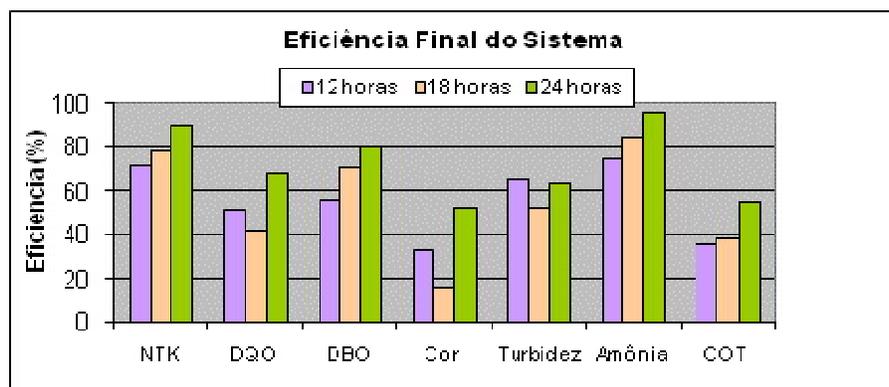


Figura 26 - Eficiência final do sistema.

5.5. Identificação da Biomassa Microbiana e Planctônica nas Lagoas

De acordo com acompanhamento microbiológico realizado nas lagoas, em três profundidades (superfície, meio e fundo), observou-se que na lagoa L2 a concentração da biomassa algal foi praticamente nula nos três primeiros meses de aeração, provavelmente pelo revolvimento do lodo de fundo. Contudo, após este período, verificou-se através de amostras de lodo, o restabelecimento do sistema com aparecimento de outros microrganismos.

Na lagoa L1 foi detectada presença de bactérias cilíndricas ou bastonetes (bacilos), além de bactérias espiraladas, conforme apresentado na Figura 29. Nas lagoas L2 e L3, houve a incidência de organismos ciliados, além de *Navícula Chlamydomonas*, e *Cryptomonas* (Figuras 30 e 31).



Figura 27 - Microrganismos encontrados na lagoa L1 (1000X).



Figura 28 - *Cryptomonas sp* presente nas lagoas L2 e L3 (1000X).



Figura 29 - *Chlamydomonas sp* nas lagoas L2 e L3 (1000X).

A presença marcante do gênero *Chlamydomonas* em ambas as lagoas fotossintéticas estudadas, de acordo com Beyruth (1996) pode ter ocorrido pelo fato destes organismos serem freqüentes em lagoas de estabilização, servindo para caracterizar as fases ou condições de tratamento de acordo com suas exigências tróficas, suportando perfeitamente ambientes ricos em matéria orgânica em decomposição.

5.6. Ensaio Toxicológicos

Na Tabela 7 apresentam-se os resultados obtidos nos ensaios de toxicidade, que foram realizados com 4 amostras coletadas ao longo do período de estudo das lagoas, duas no período de 12 horas e duas no período de 24 horas de aeração. No período de 18 horas, não foi possível a realização deste ensaio, em função de problemas na reprodução do organismo-teste *Daphnia magna*.

Tabela 7 - Resultados de toxicidade.

Amostras	CE ₅₀ 48 h 12h -(13/08/08)	CE ₅₀ 48 h 12h - 26/08/08)	CE ₅₀ 48 h 24h -(17/03/09)	CE ₅₀ 48 h 24h -(16/04/09)
EB	1,38	2,25	4,45	2,44
SL1	3,64	2,43	4,45	4,41
SL2	4,41	3,26	15,93	7,73
SL3	10,5	6,53	17,68	45,06
Redução da toxicidade (%)	87	66	75	95

Analisando os resultados apresentados na Tabela 7, verificou-se que durante todo o monitoramento, o efluente entrou bastante tóxico. Ao passar pelas unidades de tratamento, foi possível observar a diminuição desta toxicidade, chegando a reduções significativas na saída do sistema. A melhor redução de toxicidade alcançada foi de 95%, obtida no período de 24 horas de aeração.

5.7. Estudo Preliminar de Custo da Aeração na Lagoa

O compressor utilizado neste estudo possui um motor com potencial de 372,5W e seu preço de mercado varia em torno de 800 a 1.000 Reais (valores referentes ao ano de 2008). Na Tabela 8 pode-se observar o consumo de energia pelo compressor em kWh e seu custo mensal em Reais nos diferentes períodos estudados.

Tabela 8 - Consumo do compressor de ar em kWh e Reais.

Aeração (horas)	Consumo (kWh)	Consumo (Reais/mês)
12	134,1	45
18	201,15	68
24	268,3	91

Considerando que o custo de energia em kWh para manter o compressor de ar funcionando é de R\$ 3,78 (Fonte: CELESC, 2008), temos que para a etapa de 24 horas de aeração, o custo desta operação foi de 91,00 Reais por mês, sem levar em consideração problemas eventuais.

6. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

6.1. Conclusão

Esta pesquisa teve como objetivo avaliar o efeito da aeração no tratamento de lixiviados de aterro sanitário por um sistema de lagoas de estabilização em série, composto por lagoa L1 (com características anaeróbias), lagoa L2 (com características de facultativa aerada) e lagoa L3 (com características de maturação). Para os diferentes períodos de aeração da lagoa L2 analisados durante o monitoramento, os resultados obtidos confirmam o potencial de aplicação do sistema de lagoas em série para o tratamento do efluente bruto, com destaque para a remoção de matéria orgânica carbonácea (DQO e DBO), Amônia e NTK. Estes resultados permitem concluir:

- Para os 3 períodos de aeração estudados, 12h, 18h e 24h, o último período apresentou os melhores resultados, porém deve-se destacar que o período de 18h também apresentou resultados promissores no tratamento do lixiviado. De modo geral, as eficiências alcançadas no período de 24h na remoção de cargas volumétricas de DQO, DBO e Amônia foram de 73%, 76% e 85%, com COV de 80gDQO/m³.dia, 23gDBO/m³.dia e 40gN-NH₄/m³.dia, respectivamente.

- O período de aeração de 24 horas foi o que apresentou as melhores eficiências no sistema de lagoas: 94% para NTK; 68% para DQO; 80% para DBO; 53 % para Cor; 64% para turbidez; 96% para Amônia e de 55% para COT.
- Com a aeração do sistema, houve elevada incidência de organismos ciliados, além de *Chlamydomonas* e *Cryptomonas* nas lagoas L2 e L3.
- Ao longo do tratamento ocorreu redução da toxicidade do lixiviado, com eficiências compreendidas entre 66% e 95%.
- A alta concentração de clorofila *a* obtida no final do sistema de lagoas, torna necessário o uso de uma unidade filtrante para o polimento deste efluente, de forma a evitar a eutrofização do corpo receptor.

Os objetivos desta pesquisa foram satisfeitos, recomendando o sistema de lagoas de estabilização como próprio para o tratamento deste tipo de efluente, com características ímpares. As vantagens das lagoas de estabilização têm sido destacadas como alta remoção da carga orgânica, redução de compostos nitrogenados, além dos custos operacionais e de manutenção mínimos.

A Legislação ambiental brasileira não fornece os limites permissíveis para o lixiviado, restringindo-se, portanto, à obediência das legislações e normas municipais, estaduais e a federal. Os valores máximos permitidos para efluentes de qualquer fonte poluidora são estabelecidos pela resolução número 357 de 2005 do CONAMA. Nesse contexto, há real necessidade de adequações no sistema como um todo para que o mesmo atenda, de fato, aos parâmetros da Legislação.

6.2. Recomendações

Para a continuidade dos estudos do sistema de lagoas de estabilização para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário, as seguintes recomendações são sugeridas:

- Fazer o balanço de nitrogênio das lagoas de tratamento, para entender melhor os mecanismos de remoção da amônia e de outros compostos nitrogenados presentes no lixiviado;
- Analisar outros parâmetros de qualidade, como metais pesados, para verificar a influência destes no tratamento biológico;
- Aprimorar o conhecimento da toxicidade do lixiviado, cujos resultados poderão servir de indicativo para controlar a exposição do homem e outros seres a agentes químicos contaminantes, protegendo-os dos riscos potenciais, e também poderão ser aplicados no controle de poluição do lixiviado gerado em aterros sanitários;
- Melhorar a qualidade do efluente antes do seu descarte final, através de tratamentos complementares, para atender aos limites estipulados pela Legislação, uma vez que suas características físico-químicas são representadas principalmente por elevada carga orgânica;
- Realizar estudo para aeração do sistema de lagoas em escala real.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas: **NBR 8419. Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos – Procedimento.** Rio de Janeiro, 13p, 1984.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas: **NBR 10004. Classificação de Resíduos Sólidos.** Rio de Janeiro, 1987.

ANDRADE, D. F.; OGLIARI, P. J. **Estatística básica aplicada às ciências agrônômicas e biológicas (com noções de experimentação).** Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2004.

APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater.** 21^a ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

APHA. AWWA. WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 20 Ed., Washington, DC, USA, American Public Health Association, 1998.

ARANTES, R. F. M. *et al.* **Uso de Lagoa de Polimento para Efluente UASB.** In.: CHERNICHARO, C. A. L (Coord). Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Coletânea de Trabalhos Técnicos. Vol. 1, pp. 33-42. Projeto PROSAB, FINEP. Belo Horizonte, 2000.

BARBOSA, R. M. *et al.* **O Chorume dos Depósitos de Lixos Urbanos: Composição, Evolução, Diluição, Extensão, Processos, Poluição e Atenuação.** Revista Brasileira de Tecnologia, v. 14, p. 111-125, Camaçari, 1999.

BARTHEL, L. **Lagoas de Alta Taxa, Maturação e Aguapés em sistemas de tratamento de dejetos suínos: Avaliação de desempenho e dinâmica planctônica.** Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 2007.

BENTO, Alessandra Pellizzaro. **Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de perifiton - biofilme.** Florianópolis, 197 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2005.

BEYRUTH, Z. **Comunidade Fitoplanctônica da Represa de Guarapiranga: 1991-92 Aspectos Ecológicos, Sanitários e Subsídios para Reabilitação da Qualidade Ambiental.** São Paulo. 190p. 1996.

BRENTANO, D. M. **Desenvolvimento e Aplicação do Teste de Toxicidade Crônica com *Daphnia Magna*: Avaliação de Efluentes Tratados de um Aterro Sanitário.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-

Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

CAIRNS Jr. J. & PRATT, J. R. **A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates.** In: **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.** p. 10 - 27, New York: Chapman & Hall, 1993.

CAPELO NETO, J. *et al.* **Geração do Percolado em Aterro Sanitário no Semi-Árido Nordeste: uma abordagem quantitativa.** Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, v. 4, n. 3/4, 1999.

CASTILHOS Jr., A. B. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários.** Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB IV. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

CASTILHOS Jr. *et al.* **Principais Processos de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos.** In: Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB III. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

CHERNICHARO, C.A. L. and VON SPERLING, M. "Urban Wastewater Treatment Technologies and the Implementation of Discharge Standards in Developing Countries," *Urban Water.* 4(1): 150- 114, 2002.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA N°357/2005.** Março de 2005, 2005.

COSTA, E.M.P. **Destinação Final dos Resíduos Sólidos de Serviço de Serviço de Saúde da Cidade de Crato – CE.** Monografia para Especialização em Ecologia. Departamento de Ciências Físicas e Biológicas, Universidade Regional do Cariri – Urca, 2004.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2ª edição. Editora Interciência. 602 p, 1998.

FACULDADE DE CIENCIAS E TECNOLOGIA. **Descobrimo a Compostagem.** (http://campus.fct.unl.pt/afr/ipa_0102/grupo0152_resolidos/compostagem.htm) Acessado em 16 de março de 2009.

FERNANDES, F. *et al.* **Tratamento Biológico de Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos.** In: Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB IV. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

FERRARA, R. A. **Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds**. Journal of the Water Pollution Control Federation, 54 (4), 1982.

FERREIRA, J. A. *et al.* **Revisão das Técnicas de Tratamento de Chorume e a Realidade do Estado do Rio de Janeiro**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, Joinville, 2003. Anais... Joinville: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2003.

FERREIRA, C. F. A. *et al.* **Mechanisms of ammonia removal in a leachate treatment pond at the Taylors Road landfill site – Melbourne, Australia**. Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil, 2007.

FINKLER, R. **Desempenho dos Reatores de Bancada com Aeração como Tratamento Biológico para Líquido Percolado**. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas). Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 1999.

FINKLER, R. **Avaliação do Efeito Tóxico de Líquidos Percolados sobre o Sistema Reprodutivo de Daphnia magna**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

GIORDANO, G. **Análise e Formulação de Processos para Tratamento dos Chorumes Gerados em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos**. Programa de Pós-Graduação em Ciências dos Materiais e Metalurgia, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

GOMES, T. L. *et al.* **Aplicação de Modelos Empíricos na Estimativa da Geração de Percolado em Aterro Sanitário**. Artigo Técnico, Santa Maria, RS, 2006.

HAMADA, J.; MATSUNAGA, I. **Concepção do Sistema de Tratamento de Chorume para o Aterro Sanitário de Ilhéus – BA**. IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro, BA. p 1515-1524. 2000.

IBGE. **Pesquisa Nacional em Saneamento Básico 2000**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2002.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. (IPT. Publicação, 2163) São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

JARDIM, Nilza Silva. **Resíduos sólidos municipais: Manual de gerenciamento integrado**. São Paulo: IPT, 224p, 1995.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3 ed. Rio de Janeiro: ABES, 720 p, 1995.

KATO, M. T.; FLORENCIO, L. **Pós-tratamento de Efluente Anaeróbio em Lagoa de Polimento**. In.: C. A. L. CHERNICHARO (coord). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Coletânea de trabalhos técnicos. Vol. 2, pp. 59-68. Projeto PROSAB, FINEP. Belo Horizonte, 2001.

KELLNER, E.; PIRES E. C. **Influence of The Thermal Stratification in the Hydraulic Behavior of Stabilization Ponds**. In: CONFERÊNCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia:[s.n], p.187-198. 2000.

KOERNER, R. M. and DANIEL, D. E. **Final Covers for Solid Waste Landfills and Abandoned Dumps**, 1 ed. New York, ASCE PRESS, 1997.

KÖNIG, A. **Biologia de lagoas de estabilização**, capítulo 2. In: MENDONÇA, S. R. Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos. João Pessoa, PB. 388p, 1990.

LEDESMA, M. T. O. *et al.* **Método de Balance de Água para la Estimación de la Generación de Líquidos Percolados em Rellenos Sanitarios**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Porto Alegre, 2000. Anais...Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 521p. CD-ROM. 2000.

LAITANO, K. S.; MATIAS, W. G. **Testes de Toxicidade com *Daphnia magna*: Uma Ferramenta para Avaliação de um Reator Experimental UASB**. *JBSE – J. Braz. Soc. Ecotoxicol.* SETAC BRAZIL. v. 1, n. 1, 43-47. 2006.

LIMA, L.M.Q. **Tratamento de lixo**. 2ª ed. São Paulo: Hemus, 1991.

LIMA, R. M. R.; FILHO, E. R. **A Reciclagem de Materias e suas Aplicações no Desenvolvimento de Novos Produtos: Um Estudo de Caso**. 3º Congresso Brasileiro de Gestão de Desenvolvimento de Produto, Florianópolis, SC, 2001.

LINDENBERG, R. C. **Compostagem**. IN: Anais do Simpósio sobre Fertilizantes Orgânicos.IPT. São Paulo, 1984.

MACHADO, FERNANDA. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil detecta que ainda existem problemas graves quanto à destinação adequada**. Ambiente Brasil, 2008.

MARA, D. D. *et al.* **An Evaluation of Waste Stabilization Ponds in Kenya**. Research Monograph No 11. University of Leeds. Leeds, UK. 1997.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. **Waste stabilization pond research: experimental methods and data analysis**. In: Seminário regional de investigación sobre lagunas de estabilización. Anais... Lima. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitária y Ciencias del ambiente, 1986.

- MÁXIMO, V. A. **Tratamento por Coagulação-Floculação dos Lixiviados do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Florianópolis**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 2007.
- MAYNARD, H. E. *et al.* **Tertiary Lagoons: A review of removal mechanisms and performance**. *Water. Research.* v.33 (7). p.1-13, 1999.
- MCBEAN, E. A. *et al.* **Solid Waste Landfill – Engineering and Design**. Prentice Hall, Inc. p. 521, 1995.
- MENESES, C. G. R. *et al.* **Variations in BOD, Algal Biomass and Organic Matter Biodegradation Constants in A Wind-Mixed Tropical Facultative Waste Stabilization Pond**. *Water Science and Technology.* v.51, n.12, p. 183-190. 2005.
- MORAES, V. A. **Caracterização E Estudo de Tratabilidade de Líquidos Percolados de Aterros Sanitários**. Relatório Técnico. CETESB. São Paulo, 1995.
- PAES, R. F. C. **Caracterização do Chorume Produzido no Aterro da Muribeca – PE**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2003.
- PANO, A. MIDDLEBROOKS, E. J. **Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds**. *Water Pollution Control Federation*, 54(4): 1982.
- PEARSON, H. **The Influence of Pond Geometry and Configuration on Facultative and Maturation Waste Stabilization Pond - Performance and Efficiency**. *Wat. Sci. Tech.*, v. 31, n. 12, p. 129-139, 1995.
- PIÑEDA, S. **Manejo y Disposición de Residuos Sólidos Urbanos**. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Panamericana Formas e Impresos, 1998.
- REED, S. C. **Nitrogen Removal in Stabilization Ponds**. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 57, n. 1. p. 39- 45. Alexandria. February, 1985.
- REINHART, D. R.; GROSH, C. J. **Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality Data**. Report 97-3, Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, 31-53. 1998.
- ROCHA, E. M. R. **Desempenho de um Sistema de Lagoas de Estabilização na Redução da Carga Orgânica do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca (PE)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.
- RODRIGUES, F. S. F. *et al.* **A Influência da Remoção Prévia de Amônia no Tratamento Biológico do Chorume Ozonizado**. In: CONGRESSO BRASILEIRO

DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23. Campo Grande, 2005. Anais... Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2005.

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

SAMBUCO, J. P. *et al.* **Influence Of Load Distribution And Recycle Rate In Step-Fed Facultative Ponds**. Water Science and Technology. v. 45, n.1, p. 33-40, 2002.

SEGATO, L. M. ; SILVA, C. L. **Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Bauru**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27. Porto Alegre, 2000. Anais... Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 521p. CD-ROM, 2000.

SERAFIM, A. C. *et al.* **Chorume, Impactos Ambientais e Possibilidades de Tratamentos**. In: III Fórum de Estudos Contábeis, Faculdades Integradas Claretianas, Rio Claro – SP, 2003.

SILVA, J. D. **Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário por Lagoas e Estabilização em Série – Estudo em Escala Piloto**. Dissertação (Doutorado em Engenharia Sanitária e Ambiental) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SILVA J. D. *et al.* **Sistema de Lagoas de Estabilização Aplicadas ao Tratamento de Líquidos Percolados Gerados em Aterros Sanitários**. In: V Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. Porto Alegre, RS, 2006. Anais... Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2006.

SILVA, R. L. **Comunidades de cianobactérias e algas em sistemas de abastecimento e tratamento de águas residuárias**. Disciplina da pós-graduação em Biologia Vegetal, UFSC. Apostila, 2002.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização**. 1. ed.. Rio de Janeiro: ABES, 140 p. 1979.

SLATER, C. S. *et al.* **Treatment of Landfill Leachate by Reverse Osmosis**. Environmental Progress, 1983.

STONE, R. W. *et al.* **Upgrading dairy shed waste stabilization pond performance using mechanical aerators**. 39th NZWWA Conferência Anual, Rotorua, 1975.

TANGRI, NEIL. **Waste Incineration: A Dying Technology**. Published and released on the occasion of the 2nd GAIA Global Day of Action on Waste and Incineration, 2003.

UEHARA, M. Y., VIDAL, W. L. **Operação de Lagoas Anaeróbias e Facultativas**. CETESB: São Paulo, 1989.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um Manual para Regiões de Clima Quente**. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. Belo Horizonte: UFMG. 134 p. 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. v.3. Lagoas de Estabilização. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v. 1. 196 p. 2002.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. vol. 1, 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária-DESA/UFMG, 2005.

ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F. A. **Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos**. In: Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB III. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.