

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

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO BIOLÓGICO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM RECIRCULAÇÃO DO
EFLUENTE POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

Rafaela dos Santos Machado

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
DEZEMBRO/2009**

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

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO BIOLÓGICO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM RECIRCULAÇÃO DO
EFLUENTE POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

Rafaela dos Santos Machado

**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)
DEZEMBRO/2009**

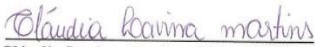
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

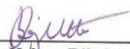
AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO BIOLÓGICO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO COM RECIRCULAÇÃO DO EFLUENTE POR LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO

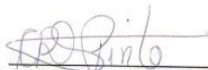
RAFAELA DOS SANTOS MACHADO

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

BANCA EXAMINADORA:


Cláudia Lavina Martins, MSc. - UFSC
(Orientadora)


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


Prof.ª Dr.ª Catia Regina Silva de Carvalho Pinto
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)
DEZEMBRO/2009

RESUMO

Aterros sanitários são utilizados para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos devido a questões econômicas e a capacidade diária de absorção de resíduos. Porém, devido às chuvas e à decomposição da matéria orgânica, um líquido percolado (lixiviado) de alto grau poluidor é gerado, este líquido é tóxico com valores elevados de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio), traços de metais dissolvidos e amônia. Este trabalho visa avaliar a eficiência de tratamento biológico do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu em SC por meio de lagoas de estabilização com recirculação do efluente. O sistema piloto instalado nas dependências da Universidade Federal de Santa Catarina constitui-se de três lagoas em série seguidas por um mecanismo de polimento, o filtro de pedras. Realizou-se monitoramento semanal para análise em laboratório dos parâmetros físico-químicos a seguir: DQO total e filtrada (mg/L), DBO₅ (mg/L), NTK (mg/L), Amônia (mg/L), Clorofila α (μ g/L), COT (mg/L), Série de Sólidos (mg/L), Cor (UC) e Turbidez (NTU), as técnicas de amostragem e conservação foram realizadas de acordo com Nush (1980) e APHA- AWWA- WEF (1998). Além de medidas “in loco” com a sonda multiparâmetros YSI 6820 V2, para determinação da temperatura (°C), pH, condutividade (mS/cm), potencial redox (mV) e oxigênio dissolvido (mg/L).

O sistema de tratamento apresentou mais de 80% de remoção para os parâmetros Turbidez, Clorofila α , DBO e Sólidos Suspensos; mais de 70% para a DQO total e filtrada, COT e Cor e a concentração final da Amônia ficou em 18 mg/L. Na lagoa fotossintética houve predominância das algas *Clamydomonas* e houve 94% de remoção da toxicidade do efluente.

PALAVRAS-CHAVE: Lixiviado de aterro sanitário, Lagoas de Estabilização, Recirculação.

ABSTRACT

Landfills are used as the final disposal solid waste due to economic issues and daily capacity to absorb waste. However, due to rain and the decomposition of organic compound, a liquid leachate from high polluter is generated; the liquid is toxic with high values of BOD (Biochemical Oxygen Demand) and COD (chemical oxygen demand), traces of dissolved metals and ammonia. This study aims to evaluate the efficiency of biological treatment of leachate from the landfill Biguaçu, SC, using the stabilization ponds with effluent recirculation. The pilot system installed in the facilities of the Federal University of Santa Catarina has three ponds in series followed by a polishing mechanism, the filter stones. Samples were collected weekly for further analysis in the laboratory of physical-chemical parameters as follows: COD (mg/L), BOD₅ (mg/L), TKN (mg/L), Ammonia (mg/L), Chlorophyll α (μ g/L), TOC (mg/L), Solids (mg/L), Color (UC) and Turbidity (NTU), the techniques of sampling and storage were performed according to Nush (1980) and APHA-AWWA-WEF (1998). In addition to measures "in situ" was used the YSI 6600 V2 multifunction probe for determining the temperature ($^{\circ}$ C), pH, conductivity (mS / cm), redox potential (mV) and dissolved oxygen (mg/L).

The treatment system had more than 80% removal for the parameters Turdidez, Chlorophyll α , BOD and Suspended Solids, with over 70% for DQO_T and Color and the final concentration of ammonia was 18 mg / L. In the pond there was a predominance of photosynthetic algae *Clamydomonas sp* and there was 94% removal of the toxicity of the effluent.

KEYWORDS: Landfill Leachate, Stabilization Ponds, Recirculation.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Rosi e Célio, que me deram sempre todo o amor e muita dedicação me educando muito bem oferecendo apoio às minhas decisões e me guiando pelo caminho correto. Muito obrigada pelo que sou hoje e pelo que conquistei, pois vocês são os grandes responsáveis.

Aos meus amigos que me ajudaram tanto na realização deste trabalho quanto nos acontecimentos do dia a dia. Aos meus familiares que me incentivaram, mesmo a distância. E especialmente ao meu namorado Guilherme por ter participado, ainda que discretamente, do trabalho como um todo, me auxiliando e acompanhando sempre.

A toda equipe do Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA) e do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), ambos da Universidade Federal de Santa Catarina especialmente à Cláudia e a professora Rejane, pela paciência e pelo empenho sem o qual não seria possível a realização deste trabalho de conclusão. Obrigada por tudo, pelos ensinamentos, pela confiança e dedicação.

Aos meus colaboradores Juliane e Gian que vieram de Campo Grande - MT para participar deste projeto, me proporcionando muitos dias de alegria e companhia durante as longas horas entre laboratório e visitas ao sistema piloto. Vocês foram essenciais, não só para o projeto.

À Universidade Federal de Santa Catarina, e aos Professores, pelo tempo dedicado pelas lições de vida além dos conhecimentos técnicos.

À banca examinadora, por dedicarem seu tempo e atenção ao meu trabalho.

SUMARIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	-----iii
LISTA DE FIGURAS	-----v
LISTA DE TABELAS	-----vi
1. INTRODUÇÃO	-----7
1.1 Justificativa	-----8
2. OBJETIVOS E JUSTIFICATIVA	-----10
2.1 Objetivos Gerais	-----10
2.2 Objetivos Específicos	-----10
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	-----11
3.1 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)	-----11
3.2 Aterros Sanitários	-----12
3.3 Formação do Líquido Percolado	-----14
3.4 Principais Tratamentos dos Lixiviados	-----17
3.4.1 Parâmetros Físicos, Químicos e Biológicos	-----17
3.5 Lagoas de Estabilização	-----19
3.5.1 Lagoas Anaeróbias	-----20
3.5.2 Lagoas Facultativas Aeradas	-----21
3.5.3 Lagoas de Maturação	-----22
3.6 Recirculação do Lixiviado	-----22
3.7 Unidades de Polimento	-----23
3.7.1 Filtros de Pedra	-----23
4. METODOLOGIA	-----25
4.1 Materiais	-----25
4.1.1 Origem do Lixiviado	-----25
4.1.2 Características do Sistema Piloto	-----27
4.1.3 Lagoa Aerada Facultativa	-----28
4.1.4 Recirculação do Efluente	-----29
4.1.5 Testes Ecotoxicológicos e Microscopia Óptica	-----30
4.2 Método	-----32

4.2.1	Monitoramento “In Loco”	32
4.2.2	Coleta e Armazenamento de Amostras	34
4.2.3	Cálculo da Carga Orgânica	34
4.2.4	Eficiência de Remoção do Piloto	35
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	37
5.1	Monitoramento Semanal do Sistema de Lagoas	37
5.1.1	Carga Orgânica nas Lagoas	40
5.2	Monitoramento com a Sonda Multiparâmetros	40
5.2.1	Oxigênio Dissolvido (OD)	40
5.2.2	pH	41
5.2.3	Temperatura	42
5.3	Monitoramento no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA)	43
5.3.1	Amônia	43
5.3.2	DQO	45
5.3.3	Nitrogênio Total (NTK)	48
5.3.4	Sólidos Suspensos	50
5.4	Avaliação da Eficiência do Sistema de Tratamento	52
5.4.1	Lagoas de Estabilização	52
5.4.2	Filtro de Pedras (FP)	53
5.5	Identificação da Biomassa Microbiana e Planctônica	55
5.6	Ensaio Toxicológicos	55
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	57
6.1	Conclusões	57
6.2	Recomendações	58
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA – American Public Health Association
CH₄ – Gás metano
CE(I) – Concentração Efetiva Inicial Mediana
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
CO₂ – Gás carbônico
COS – Carga Orgânica Superficial
COT – Carbono Orgânico Total
COV – Carga Orgânica Volumétrica
CTC – Centro Tecnológico
d – Profundidade da lagoa
DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio em 05 dias
DQO_F – Demanda Química de Oxigênio filtrada
DQO_T – Demanda Química de Oxigênio total
E – Eficiência de remoção (%)
ENS – Engenharia Sanitária e Ambiental
EPA – Environmental Protection Agency
FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina
FP – Filtro de Pedras
h - Horas
L – Litros
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
L₁ – Lagoa 1: Anaeróbia
L₂ – Lagoa 2: Facultativa Aerada
L₃ – Lagoa 3: Maturação
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
mg/L – Miligrama por Litro
mV – mili Volt
n – Número de amostras analisadas
NBR – Norma Brasileira
NH₃ – amônia livre
NH₄-N – Íon Amônio ou Nitrogênio Amoniacal expresso como nitrogênio
NTK – Nitrogênio total Kjeldhal
NTU – Unidade Nefelométrica de Turbidez
OD – Oxigênio Dissolvido
pH – Potencial Hidrogeniônico
PNSB – Pesquisa Nacional do Saneamento Básico

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
UC – Unidades de Cor
UV – Ultravioleta
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
°C – Graus Celsius
% – Porcentagem

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1 - Esquema de um aterro sanitário.</i>	14
<i>Figura 2 - Localização do aterro de Tijuquinhas no Estado de Santa Catarina.</i>	26
<i>Figura 3 - Sistema de lagoas de estabilização do aterro sanitário de Biguaçu.</i>	27
<i>Figura 4 - Sistema piloto tratamento biológico (2009).</i>	28
<i>Figura 5 - Compressor de Ar (2008).</i>	29
<i>Figura 6 - Fluxograma do sistema de recirculação no tratamento.</i>	30
<i>Figura 7 - Organismo-teste Daphnia magna com 24h de idade (40X).</i>	31
<i>Figura 8 - Sonda multiparâmetros YSI 6820 V2 (2008).</i>	33
<i>Figura 9 - Pontos de coleta e monitoramento in loco.</i>	33
<i>Figura 10 - Comportamento do Oxigênio Dissolvido ao longo das semanas.</i>	41
<i>Figura 11 - Comportamento do pH ao longo das semanas.</i>	42
<i>Figura 12 - Variação da Temperatura no período de estudo.</i>	43
<i>Figura 13 - Comportamento da Amônia ao longo das semanas por unidade de tratamento.</i>	44
<i>Figura 14 - Eficiência de remoção da Amônia em cada unidade de tratamento.</i>	45
<i>Figura 15 - Comportamento da DQO_T ao longo das semanas por unidade de tratamento.</i>	46
<i>Figura 16 - Comportamento da DQO_F ao longo das semanas por unidade de tratamento.</i>	46
<i>Figura 17 - Eficiência de remoção da DQO_T em cada unidade de tratamento.</i>	47
<i>Figura 18 - Eficiência de remoção da DQO_F em cada unidade de tratamento.</i>	48
<i>Figura 19 - Comportamento do NTK ao longo das semanas por unidade de tratamento.</i>	49
<i>Figura 20 - Eficiência de remoção do NTK em cada unidade de tratamento.</i>	50
<i>Figura 21 - Comportamento dos Sólidos Suspensos ao longo das semanas por unidade de tratamento.</i>	51
<i>Figura 22 - Eficiência de remoção de Sólidos Suspensos em cada unidade de tratamento.</i>	52
<i>Figura 23 - Eficiência do sistema por parâmetros analisados.</i>	53
<i>Figura 24 - Eficiência do Filtro de Pedras por parâmetro.</i>	54
<i>Figura 25 - Chlamydomona na Lagoa de Maturação.</i>	55
<i>Figura 26 - Microrganismos presentes nas Lagoas Aerada e Maturação.</i>	55

LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 1 - Características das unidades de tratamento</i>	<i>28</i>
<i>Tabela 2 - Análises realizadas e seus respectivos métodos</i>	<i>32</i>
<i>Tabela 3 - Relação dos pontos de coleta com os parâmetros analisados</i>	<i>34</i>
<i>Tabela 4 - Características do lixiviado ao longo do tratamento</i>	<i>38</i>
<i>Tabela 5 - Cargas Orgânicas aplicadas ao sistema</i>	<i>40</i>
<i>Tabela 6 - Resultados dos testes toxicológicos</i>	<i>56</i>

1. INTRODUÇÃO

Observa-se uma crescente geração de resíduos provenientes das atividades humanas relacionadas à produção e ao consumo. A disposição final dada a todos esses resíduos nem sempre é a mais adequada levando-se em conta a segurança da Saúde Pública e do meio ambiente. As conseqüências do armazenamento incorreto do enorme volume de lixo 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.

A Pesquisa Nacional do Saneamento Básico (PNSB) de 2000 revela que das 125.281 toneladas de resíduos sólidos produzidos por dia no Brasil, 47,1% delas são depositadas em aterros sanitários, 22,3% em aterros controlados e apenas 30,5 % em lixões. Todavia, em número de municípios, o resultado não é tão favorável uma vez que 63,6 % utilizam os lixões como destino final de seus resíduos.

O aterro sanitário é um método bastante utilizado para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos por ser uma solução econômica com capacidade diária de grande quantidade de absorção destes resíduos. Porém, devido às chuvas e à decomposição da matéria orgânica, um líquido percolado de alto grau poluidor é gerado. O lixiviado é o resultado da água da chuva que ao passar no interior dos resíduos compactados acumula diversos contaminantes ao longo do trajeto, gerando esse líquido tóxico com valores elevados de DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio em cinco dias) e DQO (Demanda Química de Oxigênio), traços de metais dissolvidos e Amônia.

Devido à sua complexidade e elevado custo para atingir os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos, o tratamento de lixiviado de aterros sanitários no Brasil é um desafio para pesquisadores e estudiosos da área, uma vez que os recursos de municípios são, geralmente, limitados assim como o interesse político.

Buscando-se opções para minimizar os impactos negativos mencionados e cumprir a legislação vigente, muitas técnicas para o tratamento do lixiviado têm sido abordadas em estudos atuais, desde os físico-químicos aos tratamentos biológicos. As lagoas de estabilização, em virtude dos seus reduzidos custos de implantação, manutenção e operação, têm-se mostrado uma alternativa viável para o tratamento destes efluentes.

Este trabalho apresenta um sistema de tratamento de três lagoas piloto de estabilização, funcionando em série (anaeróbia, facultativa aerada e maturação) com a recirculação do efluente no sistema, para atenuação e diluição dos compostos produzidos pela atividade biológica e reações de depuração. Ele é parte integrante de uma pesquisa de doutorado procedente da parceria entre dois laboratórios do departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, o Laboratório Experimental de Pesquisas em Resíduos Sólidos

(LARESO) e o Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

O estudo em questão propõe aplicação de um sistema de lagoas operando com 50% de recirculação, ou seja, 100L/dia de efluente recirculado para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

1.1 Justificativa

Os resíduos sólidos apresentam-se como um dos mais sérios problemas a serem resolvidos pelos governos públicos municipais devido a sua grande probabilidade de contaminar corpos hídricos, solos, lençóis freáticos, o meio ambiente em geral.

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

Além da dificuldade em executar a impermeabilização adequada da área a ser construído, outro desafio nos projetos de aterros sanitários é o tratamento do lixiviado, uma vez que sua qualidade é alterada em função das características dos resíduos dispostos no aterro, de fatores relativos à área, de fatores climáticos e, sobretudo, com a idade do aterro, tornando-se relevante, o desenvolvimento, de técnicas de tratamento eficientes na remoção da carga poluidora do lixiviado e que sejam compatíveis com a realidade técnica e econômica dos municípios (MANNARINO et al., 2006).

Os lixiviados têm sido identificados como fontes potenciais de poluição tanto de águas (superficiais e subterrâneas) como de solos, apresentando consideráveis variações, na quantidade e na composição química, mesmo sendo eles provenientes do mesmo aterro sanitário.

No projeto do sistema de tratamento do lixiviado, o processo deve-se à variabilidade de concentrações e de vazões do lixiviado ao longo do tempo, pois um sistema de tratamento eficiente para um lixiviado jovem pode se tornar completamente inadequado na medida em que a idade do aterro aumenta (WICHITSATHIAN, 2004).

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; LIMA et al., 2005). Porém, as pesquisas relacionadas com o tratamento de efluentes em lagoas de estabilização são, na maioria, referentes ao tratamento de esgoto doméstico, seja de forma isolada, ou em conjunto.

A Resolução Nº 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), de março de 2005, estabelece a carga poluidora máxima para o lançamento de substâncias passíveis de estarem presentes ou serem formadas nos processos produtivos, de modo a não comprometer os padrões de emissão e fiscalizar o seu atendimento.

Desse modo, este trabalho de pesquisa justifica-se pela necessidade de estudos dos processos biológicos, utilização de tecnologia amplamente difundida, buscando uma metodologia que possibilite o tratamento do lixiviado. Os experimentos foram conduzidos em laboratório em escala piloto, com o objetivo de simular o tratamento de lixiviados por lagoas de estabilização com recirculação, para aplicação em escala real.

2. OBJETIVOS E JUSTIFICATIVA

2.1 Objetivos Gerais

O objetivo geral desse trabalho é avaliar a eficiência do tratamento biológico de lixiviado de aterros sanitários por meio de lagoas de estabilização com 50% recirculado no sistema. Espera-se que sua capacidade de atenuação do potencial poluidor do efluente seja satisfatória para que ele atenda aos padrões estabelecidos pelas normas ambientais para seu lançamento.

2.2 Objetivos Específicos

Três objetivos específicos serão desenvolvidos com o intuito tornar possível uma visão geral da qualidade do efluente ao final do tratamento:

- ✓ Avaliar o desempenho do filtro de pedras como unidade de polimento posterior ao sistema de lagoas;
- ✓ Identificar os microrganismos presentes nas lagoas (microscopia óptica);
- ✓ Analisar a toxicidade do efluente final tratado.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

As características dos resíduos sólidos urbanos podem variar em função de aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos, ou seja, os mesmos fatores que também diferenciam as comunidades entre si e as próprias cidades (MONTEIRO et al., 2001).

A geração de resíduos é um problema tipicamente antrópico. Na natureza não existe este conceito, uma vez que o que sobra de um processo ou ciclo geralmente é aproveitado em outro nível de consumo entre as diversas cadeias alimentares. O homem, por sua vez, gasta e produz muito além da capacidade do meio ambiente absorver os impactos causados por esta ou aquela ação (RODRIGUES, 2007).

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 10004/04, os resíduos sólidos urbanos, podem ser definidos como os resíduos no estado sólido e semi-sólido, que resultam das atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviço e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

De acordo com sua periculosidade os resíduos sólidos podem ser enquadrados como:

✓ Classe I

Resíduos perigosos: são aqueles que apresentam algum tipo de periculosidade, ou uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade.

✓ Classe II - A

Resíduos não inertes: são os resíduos que podem apresentar características de combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade, com possibilidade de acarretar riscos à saúde ou ao meio ambiente;

✓ Classe II – B

Resíduos inertes: são aqueles que não oferecem riscos à saúde e ao meio ambiente, e que, quando amostrados de forma representativa, segundo a norma NBR 10.007, e submetidos a um contato estático ou dinâmico com água destilada ou deionizada, a temperatura ambiente, conforme teste de solubilização segundo a norma NBR 10.006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, conforme listagem nº8 (Anexo H da NBR 10.004), excetuando-se os padrões de aspecto, cor, turbidez e sabor.

As características físicas, químicas e biológicas dos resíduos sólidos podem ser identificadas em qualquer etapa do gerenciamento dos resíduos desde o momento da geração até a sua disposição final. Dependendo do momento em que é realizada a amostragem, as características dos resíduos podem variar de acordo com o processo de geração, manejo ou técnicas de tratamento e disposição final adotada (ZANTA et al., 2006).

No Brasil, a geração de resíduos per capita varia de acordo com o porte populacional do município. Segundo dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), elaborada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2000, a geração per capita de resíduos no Brasil varia entre 450 e 700 gramas para os municípios com população inferior a 200 mil habitantes e entre 800 e 1.200 gramas em municípios com população superior a 200 mil habitantes (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2005).

Os resíduos sólidos apresentam em sua composição uma grande diversidade de constituintes, como matéria orgânica, plástico, papel, papelão, vidro, metais, madeira, panos, contaminantes, entre outros.

Os resíduos orgânicos e recicláveis, gerados nos municípios, podem passar por tratamento, visando reduzir seu potencial poluidor, ao impedindo seu descarte em locais inadequados ou ao transformá-los em materiais inertes ou biologicamente estáveis. Uma das formas de tratamento para os resíduos sólidos é a incineração, que é considerado um processo eficaz para redução do volume, e transforma os resíduos em inertes em pouco tempo (MONTEIRO *et al.* 2001).

O tratamento dos resíduos orgânicos pode ser realizado em usinas de compostagem. Este processo pode ser definido como o processo natural de decomposição biológica de materiais orgânicos, pela ação de microorganismos (MONTEIRO *et al.* 2001).

As principais técnicas de disposição final de resíduos no Brasil são a disposição em lixões e em aterros (em 63,3%, e em 32,2% dos municípios respectivamente, PNSB – IBGE 2000). Tem-se buscado no Brasil aumentar a quantidade de população atendida por aterros sanitários, sendo considerada uma técnica adequada de disposição de resíduos no solo. Entretanto, seu funcionamento gera emissões poluentes no ambiente, como o biogás e o lixiviado (chorume), que se não tratados adequadamente irão prejudicar a qualidade do ambiente no entorno do aterro.

3.2 Aterros Sanitários

Segundo a norma ABNT NBR 8419/1992, aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo sem causar danos à saúde pública, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na

conclusão de cada jornada de trabalho ou a intervalos menores, se for necessário.

O aterro sanitário é definido como um processo utilizado para a disposição de resíduos no solo, particularmente o lixo domiciliar, que fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite uma confinamento segura, em termo de controle da poluição ambiental e proteção ao meio ambiente (CETESB, 1980).

De acordo com Lima (1991), são inúmeras as vantagens do aterro sanitário:

- ✓ Solução mais econômica, quando comparada a outros processos;
- ✓ Disposição do lixo de forma adequada;
- ✓ Capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos;
- ✓ Condições especiais para decomposição biológica da matéria orgânica no lixo.

A NBR 8419/84 fixa todos os procedimentos necessários a uma correta elaboração do projeto. Um aterro sanitário deve conter necessariamente:

- ✓ Instalações de apoio;
- ✓ Sistema de drenagem de água pluvial;
- ✓ Sistema de coleta e tratamento de líquidos percolados (lixivado) 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.

De acordo com Cheremisinoff (2003), os aterros sanitários evoluíram para uma forma de tratamento e disposição avançada, projetados e geridos com projetos de engenharia. Os aterros mais modernos possuem ainda sistema para extração de biogás (proveniente da decomposição de resíduos biodegradáveis), do qual pode ser recuperada energia.

Os tipos de resíduos passíveis de serem aterrados incluem resíduos biodegradáveis, resíduos inertes e certos resíduos especiais, que não representem ameaças tóxicas. Resíduos que não são considerados passíveis de serem dispostos em aterro incluem líquidos voláteis ou solventes, resíduos que iriam introduzir uma contaminação inaceitável ao lixiviado e resíduos que interferem com os processos biológicos no aterro (CHEREMISINOFF, 2003).

Antes de se projetar um aterro sanitário devem ser realizados estudos geológicos e topográficos para a seleção da área e verificação do tipo de solo. Também deve ser feita a impermeabilização do solo, os líquidos percolados devem ser captados por drenos horizontais para tratamento e os gases liberados durante a decomposição captados por drenos verticais. O lixo é compactado e coberto diariamente com camada de terra de 20 a 40 cm (SERRA et al.,1998). A Figura 1 representa o esquema geral de funcionamento de um aterro

sanitário.

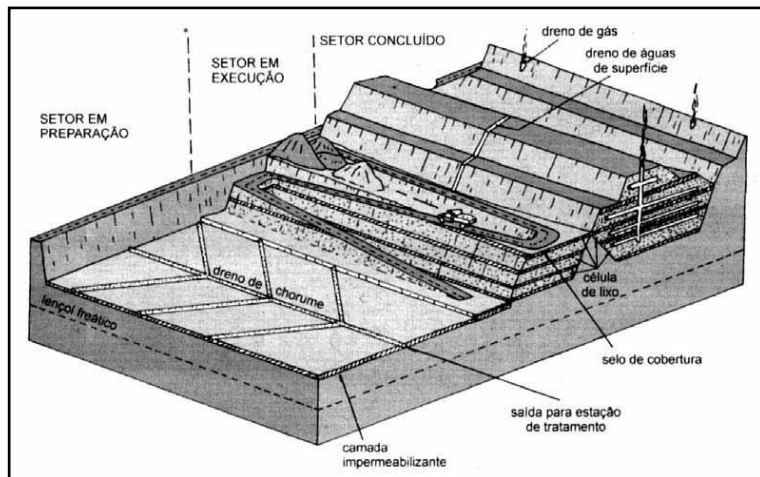


Figura 1 - Esquema de um aterro sanitário.

Fonte: IPT/CEMPRE (2000).

Devido à crescente urbanização, a quantidade de áreas adequadas ambiental e economicamente disponíveis para a instalação de aterros sanitários torna-se cada vez menor, exigindo uma abordagem técnica mais precisa. As considerações dos aspectos técnicos, ambientais e sócio-econômicos, aliadas às técnicas de geo-processamento, permitem a obtenção de algumas alternativas para a localização desses aterros, visando garantir a minimização dos impactos ambientais oriundos desse tipo de empreendimento (CALIJURI et al., 2002).

No Brasil, aumenta a cada ano o número de aterros sanitários, principalmente nas Regiões Sudeste e Sul.

3.3 Formação do Líquido Percolado

Os lixiviados são formados 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 de lixiviados depende das condições peculiares de cada caso, principalmente da topografia, geologia, regime e intensidade das chuvas (SEGATO e SILVA, 2000).

A ABNT (NBR 8419/1992) define percolado como o líquido que passou através de um meio poroso e define sumeiro ou chorume, como o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO. Esta

mesma norma define lixiviação como o deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos.

Quando os resíduos são depositados nas células do aterro, passam a sofrer transformações devido à superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos, viabilizados pela presença de água. Segundo Kjeldsen e colaboradores (2002) podem ser consideradas quatro as fases que ocorrem desde a disposição dos resíduos no aterro sanitário até sua estabilização completa, sendo:

- ✓ Fase Aeróbia;
- ✓ Fase Anaeróbia;
- ✓ Fase Metanogênica Inicial; e
- ✓ Fase de Estabilização Metanogênica.

De acordo com Foresti et al. apud D'Almeida e Vilhena (2000), as bactérias anaeróbias facultativas, primeiramente, convertem o material orgânico particulado, como a celulose e outros materiais putrescíveis, em compostos dissolvidos, num processo denominado hidrólise ou liquefação. Segue-se a fermentação, que se caracteriza por ser um processo bioquímico pelas quais as bactérias obtêm energia pela transformação da matéria orgânica hidrolisada, contudo sem mineralizá-la.

Em seguida, são produzidas quantidades consideráveis de compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis. Estes ácidos se misturam com o líquido que percola pela massa de resíduo sólido, fazendo com que o pH caia para valores entre 4 e 6. O caráter ácido desta mistura ajuda na solubilização de materiais inorgânicos, podendo apresentar altas concentrações de ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio (D'ALMEIDA E VILHENA, 2000).

Ainda que esta divisão em fases facilite bastante o entendimento do processo de estabilização dos resíduos sólidos e seus impactos sobre a composição do lixiviado, bem como sobre a composição das emissões gasosas, na prática, durante a vida ativa de um aterro, as fases não são bem delimitadas (EL FADEL E KHOURY, 2000; STROOT ET AL., 2001). Isso ocorre porque em algumas células do aterro estão recebendo resíduos novos, causando uma grande variabilidade na idade do material disposto, não sendo difícil encontrar as três fases ocorrendo simultaneamente em uma célula de aterro sanitário.

Desta forma o lixiviado recebido na base do aterro, provindo de um conjunto de células, será de composição média e com características que tendem para a fase que está ocorrendo na maior parte do aterro.

Para Piñeda (1998), a formação de lixiviados dependerá, fundamentalmente, 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).

Fuentes e Vaca (2006) afirmam que a maior parte da produção de lixiviado é resultado da infiltração da água da chuva (95%) enquanto a decomposição dos resíduos corresponde à menor parte da geração (5%).

O volume e a intensidade com que os lixiviados são produzidos dependem das atividades físicas, químicas e biológicas do aterro que o gera. A produção é freqüentemente observada dentro de poucos meses, semanas, ou até dias após o início da operação do aterro, quando a capacidade de campo do aterro é excedida e o resíduo fica saturado com água.

A cobertura dos resíduos dispostos nos aterros sanitários deve ser realizada continuamente, para reduzir a infiltração de água da chuva, na massa de resíduos, reduzindo assim a produção de lixiviado no aterro.

Mesmo após o encerramento da sua vida útil, o aterro sanitário continua a produzir o percolato por cerca de 50 anos. Nesse período, a ação das bactérias metanogênicas passa a ser quase exclusiva, e a população de bactérias anaeróbias ou acetogênicas cai drasticamente.

3.4 Principais Tratamentos dos Lixiviados

Muitos processos de tratamento aplicáveis a águas residuárias vêm sendo utilizados para o tratamento de lixiviado, os processos biológicos, na forma de rotinas aeróbias, anaeróbias e facultativas, ainda são os processos mais largamente aplicados para o tratamento deste tipo de efluente (MARTIENSEN et al., 1997; TATSI et al., 2003).

As dificuldades do tratamento do lixiviado estão relacionadas com a sua alta concentração de matéria orgânica (que pode ser expressa em DQO e DBO), alta concentração de nitrogênio, principalmente na forma amoniacal (OZTURK et al., 2003), além de componentes tóxicos como os íons metálicos (KARGI et al., 2003). Também deve ser ressaltado que, cada aterro gera lixiviado com características particulares, e ainda, no mesmo aterro, à medida que os resíduos permanecem maior tempo em processo de decomposição, suas características sofrem alterações importantes.

3.4.1 Parâmetros Físicos, Químicos e Biológicos

Na sequência são apresentados os parâmetros químicos, físico-químicos e microbiológicos para facilitar a compreensão da influência de cada um deles na qualidade do lixiviado.

a) Clorofila α

A captura de energia solar pelos seres foto tróficos eucariontes é feita através de pigmentos, sendo o principal a Clorofila α presente nos cloroplastos. Este parâmetro está relacionado à comunidade fitoplancctônica responsável, especialmente, pela fotossíntese nas lagoas de maturação.

b) Cor

Os sólidos dissolvidos presentes, principalmente, na forma de matéria orgânica (ácidos húmicos e fúlvicos) estão diretamente relacionados à coloração do efluente. Há uma distinção entre cor aparente e cor verdadeira, sendo que na primeira pode estar incluída uma parcela referente à turbidez.

c) Demanda Bioquímica de Oxigênio em 05 dias (DBO₅)

A DBO representa a quantidade de oxigênio demandada para a estabilização da matéria orgânica carbonácea, através de processos bioquímicos, ou seja, é uma medição indireta do carbono orgânico biodegradável. Devido à elevada quantidade de compostos oxidáveis por ataque de agente químico oxidante e à presença de compostos biologicamente inibitórios, os resultados dos testes de DBO₅ para lixiviados costumam ser muito inferiores ao da DQO.

d) Demanda Química de Oxigênio (DQO)

É um parâmetro indicativo da quantidade de matéria orgânica estabilizável quimicamente, utiliza um agente oxidante (dicromato de potássio) em meio ácido, para a oxidação química da matéria orgânica e inorgânica.

A DQO ou Demanda Química de Oxigênio reflete a quantidade total de componentes oxidáveis, seja carbono ou hidrogênio de hidrocarbonetos, nitrogênio (de proteínas, por exemplo), ou enxofre e fósforo de detergentes.

e) Nitrogênio Total

É uma medida do nitrogênio presente no efluente incluindo o nitrogênio orgânico, a amônia, nitrito e nitrato;

A proporção de amônia (NH_3) e amônio (NH_4^+) é dependente principalmente: do pH, da temperatura e da salinidade (Jobling, 1994; Hargreaves, 1998; Randall & Tsui, 2002). Quanto maior o pH, maior a proporção de amônia, (Randall & Tsui, 2002). A toxicidade da amônia é expressa como amônia total, que consta no somatório da amônia gasosa (NH_3) e do amônio (NH_4^+).

f) Oxigênio Dissolvido (OD)

É um indicador da concentração de oxigênio dissolvido na água em mg/L proveniente da dissolução do oxigênio atmosférico e do produzido pelos organismos fotossintetizantes. O oxigênio é um gás pouco solúvel em água dependendo da altitude, temperatura e sais dissolvidos. O OD é um parâmetro de qualidade ambiental essencial para a atividade bacteriana aeróbia e pode ser injetado artificialmente com o uso de aeradores.

g) Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH é um índice que indica a acidez, neutralidade ou alcalinidade de um meio qualquer, determinada por sólidos e gases dissolvidos no efluente. Nos 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. Valores de pH distantes da neutralidade podem comprometer o crescimento de microrganismos essenciais para o tratamento.

h) Potencial Redox

O potencial redox ou de oxi-redução de um meio caracteriza sua capacidade de oxidação ou redução, ou seja, de aceitar ou doar elétrons. Esta capacidade está relacionada aos compostos e íons existentes no meio. O oxigênio, o ferro, o enxofre e alguns sistemas orgânicos são os compostos mais influentes na variação do potencial redox. O potencial redox dos meios anaeróbios é virtualmente negativo. O gás sulfídrico e os sulfetos são compostos que conferem apreciável capacidade redutora ao meio.

Os lixiviados em processos oxidativos aeróbios apresentarão valores de

potencial redox na faixa positiva, tanto maior quanto mais elevada a concentração de aceptores de elétrons (oxidantes) no meio.

i) Sólidos Suspensos Totais

Sólidos em suspensão são os que têm partículas superiores a 01 μm . Na prática, sólidos suspensos são aqueles possíveis de serem retidos em análise de laboratório por filtração. São todos os sólidos em estado grosseiro.

j) Sólidos Totais

Os sólidos totais representam a quantidade total do material presente no lixiviado, incluindo todos os sólidos dissolvidos e em suspensão.

k) Sólidos Totais Fixos e Voláteis

Sólidos totais voláteis são aqueles sólidos presentes no líquido e que se volatilizam por calcinação (550 ± 50 °C). A diferença de sólidos totais fixos, em relação a sólidos totais resulta em sólidos totais voláteis. A grande maioria dos sólidos totais voláteis é material orgânico (biodegradável e não biodegradável) e a grande maioria dos sólidos totais fixos é de material mineral.

l) Temperatura

A temperatura é a medição da intensidade de calor, quando elevadas aumentam as taxas das reações químicas e biológicas, diminuem a solubilidade dos gases (oxigênio dissolvido, por exemplo) e aumentam a taxa de transferência de gases possibilitando geração de odores desagradáveis.

m) Turbidez

Este é um parâmetro proveniente de uma variedade de sólidos em suspensão, podendo ser orgânicos ou inorgânicos. A turbidez pode estar associada a compostos tóxicos e organismos patogênicos. Ela reduz a penetração da luz conferindo aparência turva ao efluente e conseqüentemente prejudica a fotossíntese;

3.5 Lagoas de Estabilização

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, como variantes segundo a intensificação do processo, como por exemplo, lagoas com plantas macrófitas, aeradas, de alta taxa de degradação e outras. Elas podem ser distribuídas em diferentes números e combinações, a fim de alcançar a qualidade padrão requerida (PEARSON et al, 1995).

As lagoas anaeróbias são normalmente empregadas para estabilização de altas cargas orgânicas aplicadas e atuam como unidade primária em um sistema

em série de lagoas. Sua função principal é a degradação da matéria orgânica (DBO e DQO) envolvendo a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias.

As lagoas facultativas são o tipo mais comum e operam com cargas orgânicas mais leves que as utilizadas nas lagoas anaeróbias, permitindo um desenvolvimento de algas nas camadas mais superficiais e iluminadas. Essas algas, através da atividade fotossintética, oxigenam a massa líquida da lagoa, modificam o pH e consomem nutrientes orgânicos (SOUSA, 1994).

As lagoas de maturação são predominantemente aeróbias, em virtude da remoção de grande parte da carga orgânica nos tratamentos precedentes, tendo como objetivo principal a remoção de organismos patogênicos e de nutrientes.

3.5.1 Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias são normalmente empregadas para estabilização de altas cargas orgânicas aplicadas e atuam como unidade primária em um sistema em série de lagoas. Sua função principal é a degradação da matéria orgânica (DBO₅ e DQO) envolvendo a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias (MEDRI, 1997).

Nestas lagoas, segundo Jordão e Pessoa (1995), a estabilização ocorre pelos fenômenos de digestão ácida e fermentação metanogênica. Inicialmente, os microrganismos facultativos, na ausência de oxigênio dissolvido, 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 reduz para valores entre 5 e 6.

A fermentação anaeróbia é um processo sequencial. A degradação da matéria orgânica é realizada pelas bactérias formadoras de ácidos orgânicos e pelas bactérias metanogênicas. As lagoas anaeróbias são responsáveis pelo tratamento primário dos efluentes. Elas são dimensionadas para receber cargas orgânicas elevadas, que resulta em ausência de oxigênio dissolvido no meio líquido (UEHARA, 1989).

O processo se desenrola como em grandes fossas sépticas a matéria orgânica em suspensão se deposita no fundo da unidade, onde entra em digestão anaeróbia. A matéria orgânica contida no líquido sofre também uma parcial estabilização anaeróbia. Estas lagoas apresentam maior eficiência no verão do que no inverno, em virtude de ocorrer a maior atividade bacteriana com altas temperaturas (TRUPPEL, 2002).

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 usando menos da metade da área, quando comparada com outros tipos de lagoas, é um fator importante dentro de

um sistema de lagoas (PINTO et al., 1997 apud FERNANDES et al., 2006). Porém, o odor desagradável é um dos principais critérios para aceitação/rejeição de uma lagoa anaeróbia, ainda que sua medida seja um tanto subjetiva.

3.5.2 Lagoas Facultativas Aeradas

As lagoas facultativas são a variante mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização. Basicamente, o processo 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 (VON SPERLING, 2002).

São bastante comuns e operam com cargas orgânicas menores que as utilizadas nas lagoas anaeróbias, permitindo um desenvolvimento de algas nas camadas mais superficiais e iluminadas. Essas algas, através da atividade fotossintética, oxigenam a massa líquida da lagoa, modificam o pH e consomem nutrientes inorgânicos (SOUSA, 1994).

São dispositivos de tratamento para os quais são encaminhados efluentes brutos ou pré-tratados, visando à estabilização bioquímica da matéria orgânica afluente 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).

Numa lagoa facultativa existe camada superior onde predominam as condições aeróbias, e uma camada junto ao fundo onde predomina as condições anaeróbias. O termo “facultativo” refere-se à dualidade da lagoa, 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.

A adição de aeradores nas lagoas facultativas tem também como objetivo a mistura do efluente que promoverá (SILVA E MARA, 1979):

- ✓ Minimização da ocorrência de curtos-circuitos hidráulicos;
- ✓ Minimização da ocorrência de zonas estagnadas;
- ✓ Homogeneização da distribuição no sentido vertical da DBO, 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.

Uma lagoa facultativa constitui-se então, em um ecossistema, no qual a manutenção do equilíbrio biológico é fundamental para o funcionamento do processo (TRUPPEL, 2002).

3.5.3 Lagoas de Maturação

São predominantemente aeróbias, em virtude da remoção de grande parte da carga orgânica nos tratamentos precedentes, tendo como objetivo principal a remoção de organismos patogênicos e de nutrientes. Estas possibilitam um polimento no efluente de qualquer dos sistemas de lagoas de estabilização.

Constituem-se numa alternativa bastante econômica à desinfecção do efluente por métodos mais convencionais, como a cloração (VON SPERLING, 2002; BRENTANO, 2006). Sua principal função é a eliminação de microrganismos patogênicos, porém, podem ser utilizadas também para a remoção de nutrientes (ZANOTELLI, 2002).

As lagoas de maturação associadas ao pré-tratamento anaeróbio são também indicadas quando se pretende remover nitrogênio e fósforo do efluente final, em função das condições favoráveis de pH. (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

A inativação de bactérias e vírus ocorre principalmente pela prolongada exposição à radiação solar (raios Ultra Violeta). Desta maneira o dimensionamento de lagoas de maturação depende de fatores como temperatura, radiação solar, pH, concentração de OD e o regime hidráulico adotado. Estas unidades de tratamento 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).

3.6 Recirculação do Lixiviado

Diversas pesquisas avaliaram o efeito da recirculação do lixiviado, tanto em aterros sanitários quanto em reatores fechados. Pohland e Kim (1999) concluíram que a recirculação promove melhor contato entre substratos insolúveis, nutrientes e microrganismos, ao mesmo tempo tratando o lixiviado e acelerando a degradação anaeróbia dos resíduos, sendo, portanto, um processo bastante vantajoso para a estabilização anaeróbia de resíduos sólidos.

Segundo Pavoni (1975) apud Picanço (2004), a recirculação de lixiviado cria condições ideais de umidade e temperatura para a digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos em ambiente de aterro sanitário.

A recirculação do líquido possibilita que certas espécies de algas não móveis e produtoras de oxigênio (por exemplo, as *Chlorellas*) tenham a oportunidade de freqüentar a zona fótica, região mais propícia às suas atividades fotossintéticas. (TRUPPEL, 2002). A recirculação do efluente de

uma lagoa facultativa secundária para uma facultativa primária permite suprimir odores decorrentes de sobrecargas temporárias na primeira célula.

Utilizando dois reatores de 05 m³, um com e outro sem recirculação, Brummeler (1993) apud Pinto (2000) obteve que o reator com recirculação apresentou tempo de digestão de 42 dias, enquanto que o outro reator não atingiu digestão completa mesmo depois de 180 dias de operação. A influência da recirculação de lixiviado foi estudada também por San e Onay (2001), através do emprego de dois reatores de PVC simulando condições de aterros sanitários. Em um dos reatores, os autores testaram diferentes taxas de recirculação, enquanto que no outro reator não houve recirculação do lixiviado. Foi possível concluir que a recirculação possibilitou aceleração do processo de degradação da matéria sólida e tratamento do lixiviado. Esses autores também concluíram que o grau de estabilização da matéria orgânica no sistema depende do modo de operação, em particular da frequência de recirculação e do tamponamento do sistema.

3.7 Unidades de Polimento

Os sistemas de tratamento de efluentes por lagoas de estabilização caracterizam-se pela alta produção algal medidas indiretamente pelos parâmetros Sólidos Suspensos Totais (SST) e Clorofila α , os quais necessitam serem removidos antes de lançados nos corpos hídricos, uma vez que podem acarretar no aumento do consumo de oxigênio no processo de autodepuração natural e em consequência na alteração das condições devida aquática.

O polimento de efluentes de lagoas de estabilização pode ser empregado na tentativa de minimizar os impactos causados pelo seu lançamento diretamente nos mananciais. Dessa forma, o emprego de filtros, seja de meio granular fino (areia) ou grosseiro (pedras), para polimento de efluentes de lagoas facultativas ou lagoas de maturação constituem-se em técnicas perfeitamente aplicáveis, como solução para essa problemática ambiental associada a utilização de sistemas de lagoas de estabilização.

3.7.1 Filtros de Pedra

Os filtros de pedras são amplamente utilizados para um polimento adicional ao efluente das lagoas de estabilização. É utilizada a hipótese que as pedras do filtro devem servir como material de retenção dos sólidos suspensos efluentes das lagoas de estabilização, principalmente de algas.

Filtros de pedras consistem de leitos porosos de pedras submersos, nos quais os sólidos em suspensão sedimentam, à medida que a água flui através do leito. As algas se decompõem, liberando nutrientes que são utilizados pelas bactérias que crescem na superfície do filtro. Além da remoção de algas, pode ocorrer também a nitrificação. O desempenho depende da taxa de aplicação,

temperatura e tamanho e forma das pedras (VON SPERLING, 2005).

O funcionamento do filtro de pedras ocorre pela passagem do efluente da lagoa através de uma camada porosa submersa de rocha, fazendo com que a rocha dificulte a passagem das algas e o líquido passa através dos espaços vazios entre as rochas. As algas acumuladas são degradadas biologicamente (MIDDLEBROOKS, 1995). Os filtros podem ter escoamento vertical ou horizontal.

Segundo EPA (2002), os filtros de pedras têm sido utilizados em torno de 30 anos nos Estados Unidos para remoção de sólidos algal. As principais vantagens, segundo EPA (2002), são:

- ✓ É um método de baixo custo e melhora alguns aspectos do efluente de lagoas de estabilização;
- ✓ A facilidade de operação e os custos baixos são atrativos para pequenas comunidades que não necessitem de limites para amônia;
- ✓ Baixa remoção de amônia e podendo em alguns casos pode a concentração pode ser aumentado;
- ✓ Os filtros podem acumular lodo e larvas da mosca *Psychoda*;
- ✓ Não existência da previsão de limpeza do filtro de pedra.

De acordo com Swanson e Williamson (1980) em muitos casos, a concentração final de amônia do efluente é superior à concentração do afluente, isto se deve a decomposição anaeróbica das algas aderidas às pedras.

Segundo Swanson e Williamson (1980) e EPA (2002) os filtros de pedras possuem melhores resultado na remoção dos parâmetros quanto menor for a taxa hidráulica;

Segundo Oliveira et al. (2006), a granulometria é um fator primordial devendo apresentar pequena variação para se evitar colmatação.

Johnson & Mara (2006), mostraram que o filtro de pedras com aeração é mais eficientes no polimento de efluentes de lagoas de estabilização, que o filtro sem aeração, principalmente quando se quer baixos níveis de amônia e ou coliformes fecais. Os autores concluem que o uso dos filtros de pedras é interessante como tratamento terciário, substituindo uma série de lagoas de maturação ou wetlands, com conseqüente economia de área necessária ao tratamento.

Oliveira et al. (2006), utilizando filtro de pedras para polimento de efluentes de lagoas de estabilização em serie de dejetos suínos, concluiu a granulometria do meio filtrante é muito importante para o desempenho do filtro de pedra. A boa remoção de SST é independente ser for do tipo de escoamento for horizontal ou vertical.

4. METODOLOGIA

Este estudo foi possível devido ao projeto de doutorado que vem sendo desenvolvido desde 2006 na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) através da parceria entre dois laboratórios de pesquisa do departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. O Laboratório de Resíduos Sólidos (LARESO) e o Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU). Com o financiamento do Programa de Saneamento Básico (PROSAB) foi possível a construção do sistema piloto de lagoas de estabilização nas dependências da UFSC, mais precisamente, atrás do Hospital Universitário.

O sistema experimental foi construído com o intuito de testar a tratabilidade do lixiviado por sistemas biológicos através de três lagoas em série: lagoa anaeróbia (L_1), lagoa aerada facultativa (L_2) e lagoa de maturação (L_3), seguidas por um filtro de pedras para o polimento final do efluente.

4.1 Materiais

4.1.1 Origem do Lixiviado

O aterro de Tijuquinhas, em Biguaçu – SC situa-se no quilometro 177,6 da BR 101 sendo operado e administrado pela empresa Proactiva Brasil, a Figura 2 mostra a localização do aterro, com uma área aproximada de 625.000 m², nas proximidades do local há predominância de atividades rurais e não há nenhum centro urbano num raio de 8 km.

A operação do aterro teve início em 1991 e atualmente recebe resíduos de 37 municípios, entre eles estão: Florianópolis, Porto Belo, Bombinhas, Governador Celso Ramos, Biguaçu, Tijucas, Itapema, Palhoça, Santo Amaro, Rancho Queimado, Leoberto Leal, Angelina, Guaramirim, São Bento do Sul, Antonio Carlos, São Martinho e Paulo Lopes e outros, totalizando uma média de 11,5 mil ton./mês de resíduos na baixa temporada e 14,5 mil ton./mês na alta temporada. (FINKLER, 2002). Atualmente, o número caiu para 22 municípios beneficiados com o aterro de Biguaçu.

O aterro está licenciado para receber resíduos domiciliares, hospitalares e inertes. O lixiviado gerado recebe tratamento do tipo físico-químico e biológico, antes de seu descarte em corpo receptor existe ainda uma etapa de desinfecção, visando à remoção de patógenos.



Figura 2 - Localização do aterro de Tijuquinhas no Estado de Santa Catarina.

Fonte: Ministério da Ciência e da Tecnologia (2007).

Os resíduos coletados são dispostos em células de 3 a 4 metros de altura, cobertas com terra, já os resíduos de serviços de saúde e inertes são tratados de forma diferenciada dos demais, sendo colocados em áreas isoladas utilizando métodos de co-disposição em valas sépticas.

O efluente assim tratado é lançado no Rio Inferninho (FINKLER, 2002; BRENTANO, 2006). A Figura 3 mostra o sistema de tratamento por lagoas de estabilização existente na área do aterro.



Figura 3 - Sistema de lagoas de estabilização do aterro sanitário de Biguaçu.

Fonte: Proactiva Meio Ambiente Brasil Ltda.

O lixiviado bruto, proveniente do aterro é transportado por caminhão-tanque até o reservatório de fibra de vidro, com capacidade para 5.000 litros, provido de tampa, localizado nas dependências do LABEFLU e do LARESO na Universidade Federal de Santa Catarina.

4.1.2 Características do Sistema Piloto

O sistema de tratamento biológico piloto observado na Figura 4 está instalado nas dependências do LABEFLU e LARESO na UFSC, contém o reservatório de lixiviado bruto, três lagoas em série: lagoa anaeróbia (L_1), lagoa aerada facultativa (L_2) e lagoa de maturação (L_3) e ao final do sistema um filtro de pedras (FP).



Figura 4 - Sistema piloto tratamento biológico (2009).

As lagoas (L_1 , L_2 , L_3), o reservatório de lixiviado bruto e o filtro de pedras são de fibra de vidro e estão conectados entre si através de tubos de PVC. Na Tabela 1 estão as características construtivas de cada unidade. O filtro de pedras possui uma granulometria de 38 mm a 76 mm de brita nº 4, facilmente encontrada na região. A taxa de aplicação do lixiviado tratado foi de $0,25 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{dia}$.

Tabela 1 - Características das unidades de tratamento.

Dimensões	L_1	L_2	L_3	FP
Comprimento (m)	-	4,36	4,36	3,00
Largura (m)	-	2,40	2,40	0,50
Diâmetro (m)	1,85	-	-	-
Profundidade útil (m)	1,85	0,80	0,60	0,50
Volume (m^3)	5,00	8,37	6,25	0,75
TRH (dias)	17	28	21	04

4.1.3 Lagoa Aerada Facultativa

A aeração na lagoa aerada facultativa foi feita por um compressor de ar mostrado na Figura 5 com capacidade de injetar no sistema 77,5 litros de ar por minuto e seu motor tem potência de 372,5 watts. O ar é injetado na lagoa através de dois difusores localizados na base da lagoa L_2 . Os difusores estavam ligados a uma linha de alimentação de ar conectada ao compressor que funcionava por 24 horas durante todo o andamento da pesquisa.



Figura 5 - Compressor de Ar (2008).

4.1.4 Recirculação do Efluente

O sistema de tratamento foi submetido à recirculação de 100 L/d de efluente da saída da L_3 para a L_1 durante o período de 27 de abril a 24 de julho.

Para que o efluente pudesse ser encaminhado à lagoa anaeróbia foi necessário o uso de uma bomba peristáltica.

O sentido do fluxo que o efluente percorreu é demonstrado no esquema da Figura 6, na qual TE é o tanque de equalização e FP é o filtro de pedras. Foram no total 13 semanas de monitoramento e coletas de amostras para avaliação da tratabilidade do lixiviado no sistema de lagoas.

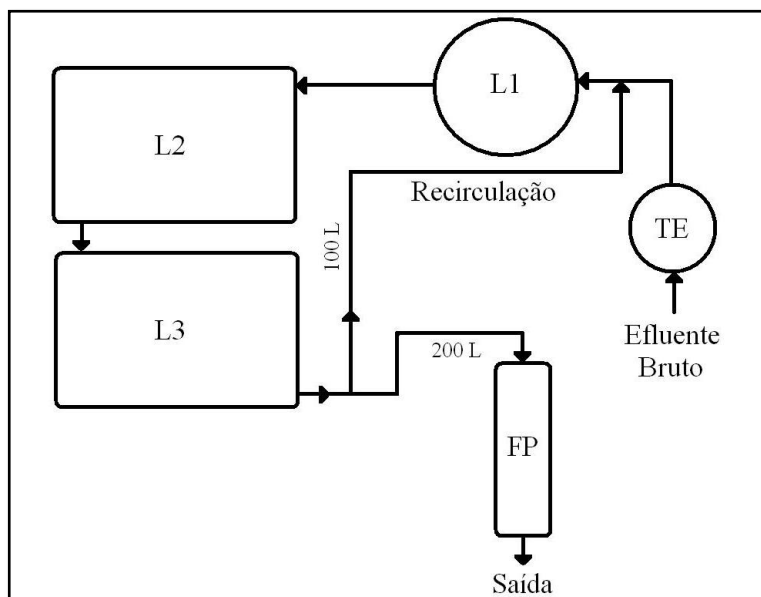


Figura 6 - Fluxograma do sistema de recirculação no tratamento.

4.1.5 Testes Ecotoxicológicos e Microscopia Óptica

Com o intuito de complementar o estudo das características e da qualidade do efluente final, durante o período de recirculação foram, também, realizados ensaios toxicológicos e observações microscópicas.

a) Testes Ecotoxicológicos

A avaliação ecotoxicológica do lixiviado tratado foi realizada com a *Daphnia magna* apresentada na Figura 7. O organismo-teste foi cultivado no Laboratório de Toxicologia Ambiental (LABTOX), da UFSC, segundo a NBR 12.713 (2003).



Figura 7 - Organismo-teste *Daphnia magna* com 24h de idade (40X).

Fonte: BRENTANO (2006).

Estabeleceram-se seis diluições para execução dos testes, com o lixiviado, nas concentrações de: 12,5; 16,6; 25,0; 33,3; 50,0 e 100%. Estas concentrações foram assim fixadas, pois a Portaria nº 017/02 da Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina – FATMA (2002) estabelece que o limite de toxicidade para efluentes de aterros sanitários é CE (I)50 48h = 12,5% ou FD = 8.

Após o tempo de prova (48h), observou-se o número de indivíduos imóveis por concentração. A partir destes dados, calculou-se a porcentagem de mortalidade por concentração. O resultado do teste foi expresso em CE (I)50 48h (Concentração Efetiva Inicial Mediana em 48h – concentração da amostra no início do ensaio, que causa efeito agudo a 50% dos organismos em 48h, nas condições de ensaio), calculada utilizando-se os métodos estatísticos Probit Method (WEBER, 1993) para dados paramétricos e Trimmed Sperman-Karber Method (HAMILTON et al., 1977) para dados não paramétricos.

b) Identificação de Microrganismos

As análises foram realizadas através de microscopia óptica binocular (microscópio Olympus modelo BX-41) e em microscópio invertido com as amostras frescas armazenadas no refrigerador fixadas com lugol.

Para análise quantitativa, as amostras foram preservadas com solução de lugol acético (1:100) e mantidas em ambiente com iluminação reduzida e baixas temperaturas.

4.2 Método

Durante o período foram monitoradas as variáveis de controle do processo semanalmente, com exceção do ensaio de toxicologia e visualização microscópica que foram realizados duas e uma vez, respectivamente.

A Tabela 2 apresenta os parâmetros medidos e analisados no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) com seus métodos, cuja maioria seguiu o Standard Methods (APHA, AWWA, WEF, 2003).

Tabela 2 - Análises realizadas e seus respectivos métodos.

ANÁLISES	MÉTODO
Amônia (mg/L)	Destilação Kjeldahl
Clorofila α ($\mu\text{g/L}$)	Extração em álcool etílico (Método de NUSH, 1990)
Condutividade (mS/cm)	Sonda multiparâmetros (YSI)
Cor (UC)	Método Colorimétrico (espectrofotometria, $\lambda = 254$ nm)
DBO ₅ (mg/L) filtrada	Manométrico HACH
DQO (mg/L) total ou filtrada	Colorimétrico - Refluxo Fechado
Identificação de Plâncton	Microscopia Ótica (microscópio OLYMPUS model BX 41)
Nitrogênio NTK (mg/L)	Destilação Kjeldahl
OD (mg/L); T (°C); pH	Sonda multiparâmetros (YSI)
Potencial Redox (mV)	Sonda multiparâmetros (YSI)
Sólidos Suspensos (mg/L)	Gravimétrico após filtração em membrana de acetato de celulose 0,45 μm
ST (mg/L), SF (mg/L), SV (mg/L)	Gravimétrico
Testes Toxicológicos	Toxicidade Aguda com <i>Daphnia magna</i>
Turbidez (NTU)	Método Nefelométrico

4.2.1 Monitoramento “In Loco”

Os parâmetros quantificados “in loco” pela sonda multiparâmetros YSI 6820 V2 mostrada na Figura 8 foram: pH, OD (mg/L), Temperatura (°C), Condutividade (mS/cm) e Potencial Redox (mV).



Figura 8 - Sonda multiparâmetros YSI 6820 V2 (2008).

Os pontos nos quais houve mediação estão demonstrados na Figura 9 sendo estes, descritos abaixo:

- P₀: Tanque de equalização do efluente bruto;
- P₁: Lagoa anaeróbia;
- P₂: Entrada da lagoa aerada facultativa;
- P_{meio, 2}: Ponto central da lagoa aerada facultativa;
- P₃: Saída da lagoa aerada facultativa;
- P₄: Entrada da lagoa de maturação;
- P_{meio, 3}: Ponto central da lagoa de maturação;
- P₅: Saída da lagoa de maturação;
- P₆: Saída do filtro de pedras.



Figura 9 - Pontos de coleta e monitoramento *in loco*.

4.2.2 Coleta e Armazenamento de Amostras

Para os parâmetros físico-químicos que não foram mensurados *in loco*, as amostras foram devidamente coletadas e armazenadas, de acordo com APHA- AWWA- WEF (1998), para posterior análise no LIMA através dos métodos apresentados na Tabela 2. Para os parâmetros DQO_T, DQO_F, DBO₅, COT, NTK, Amônia, Sólidos Suspensos, Clorofila α e Série de Sólidos, Cor e Turbidez, as amostras foram coletadas e transportadas em frascos âmbar de 350 ml.

As amostras foram mantidas refrigeradas ou congeladas de acordo com a necessidade, o ideal, para maior confiabilidade nos resultados, é que essas amostras coletadas semanalmente não sejam armazenadas por longos períodos. As análises da série de sólidos foram realizadas no mesmo dia das coletas, como também o preparo da DBO₅.

A Tabela 3 relaciona os pontos de coleta com os respectivos parâmetros.

Tabela 3 - Relação dos pontos de coleta com os parâmetros analisados.

	P ₀	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅	P ₆
Amônia	X	X		X		X	X
DBO ₅	X	X		X		X	X
Clorofila α				X		X	X
Cor	X	X	X	X	X	X	X
COT	X	X		X		X	X
DQO _T e DQO _F	X	X		X		X	X
NTK	X	X		X		X	X
Sól. Suspensos	X	X		X		X	X
Sól. Fixos	X					X	X
Sól. Voláteis	X					X	X
Sól. Totais	X					X	X
Turbidez	X	X	X	X	X	X	X

O monitoramento foi efetivado, preferencialmente, nas terças feiras, com raras exceções e as coletas efetuadas entre 08h00 e 9h00 da manhã.

4.2.3 Cálculo da Carga Orgânica

A carga orgânica adicionada no sistema de tratamento ocorreu em

função da variação da concentração do lixiviado e foi medida, indiretamente, através dos parâmetros DBO, DQO e N-NH₄. A vazão em cada unidade de tratamento permaneceu constante.

Neste estudo, na Lagoa Anaeróbia (L₁) será calculada a Carga Orgânica Volumétrica (COV) e nas Lagoas Facultativa Aerada (L₂) e na Lagoa de Maturação (L₃) a Carga Orgânica Superficial (COS) e também a volumétrica (COV).

A taxa de aplicação superficial apresentada na equação abaixo é dada em gDBO/ha.dia ou DQO ou N-NH₄, considera a área de exposição pela luz solar, necessária a realização da fotossíntese. Um adequado crescimento das algas é a garantia de suprimento de oxigênio para a demanda bioquímica.

$$COS = \frac{QxC}{S}$$

Onde:

Q: Vazão de entrada (m³/dia);

C: Concentração afluente de DBO, DQO ou N-NH₄ (kg/m³);

S: Área da lagoa (ha).

Defini-se carga orgânica volumétrica como a quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente ao sistema, dada por gDQO/m³.dia ou DBO ou N-NH₄. É calculada pela equação a seguir:

$$COV = \frac{QxC}{V}$$

Onde:

Q: Vazão de entrada (m³/dia);

C: Concentração afluente de DBO, DQO ou N-NH₄ (g/m³);

V: Volume da lagoa (m³).

4.2.4 Eficiência de Remoção do Piloto

A eficiência do sistema de tratamento é de grande importância de modo a facilitar a interpretação dos resultados obtidos e pode ser calculada de acordo com a equação, abaixo:

$$E = \frac{A_f - E_f}{A_f} \times 100$$

Onde:

E: Eficiência de remoção (%);

A_f : Concentração do afluente (unidade do parâmetro);

E_f : Concentração do efluente.

Neste trabalho o ponto P_0 (efluente bruto) é a variável A_f e o P_6 (saída do filtro de pedras) ponto final do sistema de tratamento é a variável E_f . Ainda em alguns casos o E_f pode representar a saída de uma unidade de tratamento e A_f a unidade imediatamente anterior àquela.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

São apresentados, a seguir, os resultados obtidos a partir das análises realizadas no laboratório LIMA e das medições *in loco*, obtido durante o período de estudo do sistema piloto de tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário, totalizando 13 semanas.

5.1 Monitoramento Semanal do Sistema de Lagoas

Na Tabela 4 são apresentadas as concentrações médias, os desvios padrões e as concentrações máximas e mínimas obtidas, para os parâmetros de avaliação da qualidade do efluente, durante as 13 semanas ($n = 13$) de duração do estudo de recirculação nas lagoas.

Tabela 4 - Características do lixiviado ao longo do tratamento.

Unidades do Sistema	Amônia (mg/L)				Clorofila α ($\mu\text{g/L}$)				Condutividade (mS/cm)				Cor (UC)				DBO ₅ (mg/L)			
	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.
Bruto - P₀	1.473	246	1.876	1.221	*	*	*	*	23.148	2.227	26.388	20.677	4.336	639	5.200	3.490	473	101	680	330
L₁ - P₁	890	163	1.159	532	*	*	*	*	10.719	1.189	13.481	9.671	3.182	705	4.520	1.910	238	96	410	90
L₂ - P₃	202	82	326	90	213	273	664	0	10.785	1.513	13.145	8.120	2.095	460	2.800	970	413	36	600	156
L₃ - P₅	52	18	78	26	367	192	714	73	8.370	694	9.641	6.736	2.291	559	3.100	1.210	194	104	468	46
FP - P₆	18	9	35	6	84	103	926	0	6.672	1.214	8.435	4.520	1.229	327	2.030	780	69	25	128	42
Unidades do Sistema	DQO _F (mg/L)				DQO _T (mg/L)				NTK (mg/L)				OD (mg/L)				pH			
	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.
Bruto - P₀	2.021	367	2.637	1.425	2.378	379	2.955	1.604	1.740	240	2.179	1.456	0	0	0	0	9,9	0,1	10,1	9,8
L₁ - P₁	1.399	261	1.783	1.009	1.589	264	2.111	1.220	1.009	199	1.243	538	0	0	0	0	10,2	0,1	10,3	10,1
L₂ - P₃	628	198	1.049	393	791	233	1.163	452	252	119	504	101	3,8	1,71	6,00	1,92	9,7	0,1	10,0	9,5
L₃ - P₅	547	180	881	181	653	324	980	328	80	19	123	62	2,0	0,37	2,87	1,39	8,9	0,5	10,0	8,2
FP - P₆	479	134	674	228	550	160	781	347	35	21	78	10	5,6	0,41	6,09	4,82	10,0	0,4	10,3	8,9

Tabela 4 – Características do lixiviado ao longo do tratamento – Continuação.

Unidades do Sistema	Sólidos Suspensos (mg/L)				Sólidos Totais (mg/L)				Sólidos Fixos (mg/L)				Sólidos Voláteis (mg/L)			
	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.
Bruto - P₀	567	232	940	270	9.059	874	10.958	8.122	7.456	816	9.224	6.566	1.603	334	2.498	1.094
L₁ - P₁	318	138	590	120	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
L₂ - P₃	161	63	300	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
L₃ - P₅	192	75	360	90	4.830	401	5.314	3.716	4.066	324	4.344	3.122	763	159	1.148	590
FP - P₆	81	41	140	20	4.375	488	5.588	3.692	3.707	268	4.108	3.140	668	333	1.646	472
Unidades do Sistema	Potencial Redox (mV)				Temperatura (°C)				Turbidez (NTU)				COT*			
	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.	Valor Médio	Desvio Padrão	Máx.	Mín.
Bruto - P₀	-223	14	-195	-243	19,4	2,7	23,8	16,2	121	59	273	68	613	74	737	520
L₁ - P₁	-58	49	-7	-209	19,8	2,9	24,0	15,1	78	30	124	33	460	56	568	368
L₂ - P₃	-20	21	19	-51	18,8	2,8	23,6	15,6	19	5	29	14	227	30	274	194
L₃ - P₅	-2	35	70	-49	18,2	2,3	21,6	15,3	27	3	32	21	206	23	229	156
FP - P₆	-78	90	136	-137	18,5	2,6	21,9	13,8	15	3	22	11	178	39	240	127

*(n = 9)

5.1.1 Carga Orgânica nas Lagoas

Por ação de microrganismos, especialmente bactérias, o sistema de tratamento em série (anaeróbia, aerada facultativa, maturação) remove a matéria orgânica. Por ser predominantemente aeróbia, a lagoa de maturação tem como objetivo principal a remoção de organismos patogênicos e de matéria orgânica (nutrientes).

Na Tabela 5 são apresentadas as cargas orgânicas aplicadas a cada unidade de tratamento do sistema em estudo.

Tabela 5 - Cargas Orgânicas aplicadas ao sistema.

Unidade de Tratamento	COV gDBO/m ³ .dia	COV gDQO/m ³ .dia	COV gN-NH ₄ /m ³ .dia	COS kgDBO/ha.dia	COS kgDQO/ha.dia	COS kgN-NH ₄ /ha.dia	DBO/DQO
Lagoa 1	23	92	60	-	-	-	0,2
Lagoa 2	9	50	32	68	401	255	0,5
Lagoa 3	20	30	10	118	180	59	0,3

Pode-se observar que, as cargas orgânicas volumétricas (COV) foram diminuindo ao longo das unidades de tratamento atingindo eficiências de remoção de carga na ordem de 67% para DQO filtrada e 83% para Amônia. Para a DBO, em função da diluição (recirculação do efluente tratado), houve a diminuição da COV na Lagoa 2. A relação DBO/DQO para o período em estudo comprova que o lixiviado possui média degradabilidade entre 0,2 e 0,5, de acordo com o apresentado por Metcalf & Eddy (2003).

5.2 Monitoramento com a Sonda Multiparâmetros

5.2.1 Oxigênio Dissolvido (OD)

As concentrações de OD nas saídas das Lagoas Aerada e Lagoa de Maturação foram, em média de 3,8 mg/L e 2,0 mg/L, respectivamente. Na saída do filtro de pedras obteve-se a média de 5,6 mg/L. No lixiviado bruto e na Lagoa Anaeróbia foram obtidos valores próximos a zero em todo período de recirculação.

Na Figura 10 é apresentada a variação da concentração de oxigênio dissolvido no efluente ao longo do período de duração do estudo (n = 13).

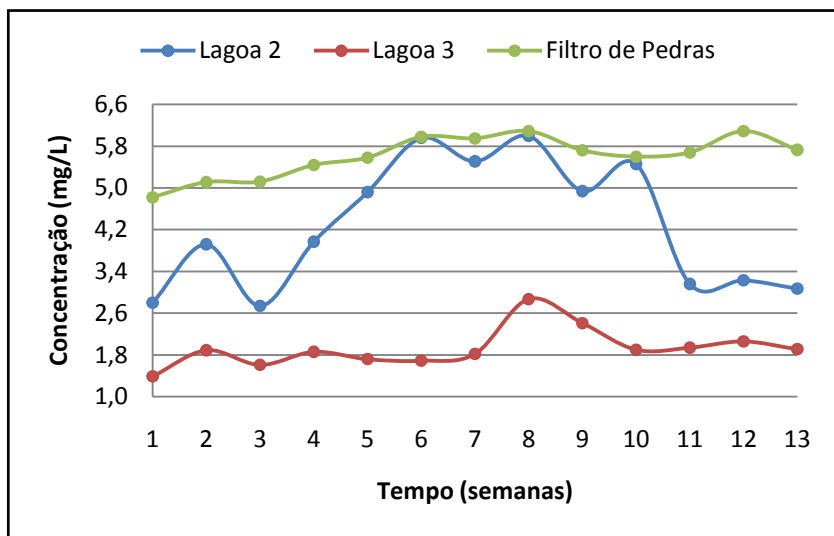


Figura 10 - Comportamento do Oxigênio Dissolvido ao longo das semanas.

As baixas concentrações oxigênio, observadas no início do tratamento, podem estar ligadas às altas concentrações de nitrogênio e nutrientes e também as condições anaeróbias. Parte será removida por assimilação pelas algas e alguns microrganismos sem que haja consumo de oxigênio (CAMPOS, 1989).

Os maiores valores observados foram de 6,0 mg/L na Lagoa 2, devido a aeração artificial, 2,9 mg/L na Lagoa 3 e 6,1 mg/L no Filtro de Pedras. Silva (2007) obteve valores médios para OD de 3,8 e 4,6 na lagoa facultativa e de maturação, respectivamente, tratando lixiviado do mesmo aterro sanitário.

5.2.2pH

Para o efluente bruto os valores de pH ficaram entre 10,1 e 9,8 e na saída do filtro alteraram entre 10,3 e 8,9 como mostrado na Tabela 4. O valor do pH manteve-se em média próximo a 10 em todo o sistema e as variações ao longo das semanas são muito pequenas, bem próximo da estabilidade.

Na Figura 11 a seguir é apresentada a variação do pH no efluente ao longo do período de duração do estudo (n = 13).

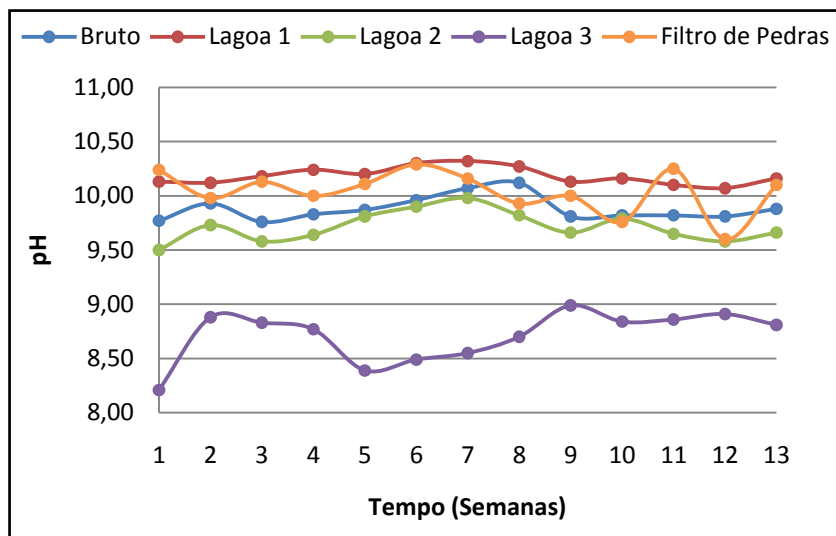


Figura 11 - Comportamento do pH ao longo das semanas.

Segundo Ehrig (1983) este valor médio de pH correspondente à fase metanogênica pela qual passa o aterro sanitário de Biguaçu e também comprova que o lixiviado provém de um aterro mais antigo com altas concentrações de amônia.

O baixo valor do pH na Lagoa de Maturação pode estar associado a queda que ocorreu também com o Oxigênio dissolvido nesta lagoa.

O pH afeta a atividade das enzimas e a toxicidade de muitos compostos. As formas não ionizadas costumam ser muito mais tóxicas que as formas ionizadas, pois atravessam com mais facilidade a membrana celular, o exemplo mais típico é a amônia.

A condição de pH pode definir as rotas metabólicas que serão usadas pelos microrganismos, bem como quais os microrganismos que podem estar predominando. Mudanças no pH implicam em alterações de ambos (SANTOS, 2003).

5.2.3 Temperatura

A temperatura média do efluente bruto durante o período de estudo foi de 19,4 °C e na saída do filtro de pedras de 18,5 °C, segundo dados da Tabela 4. O valor médio no interior das lagoas facultativa aerada e maturação foram 18,8 °C e 18,2 °C, nesta ordem.

Na Figura 12 é apresentada a variação da temperatura do efluente no período de outono/inverno no qual ocorreu o estudo (n = 13).

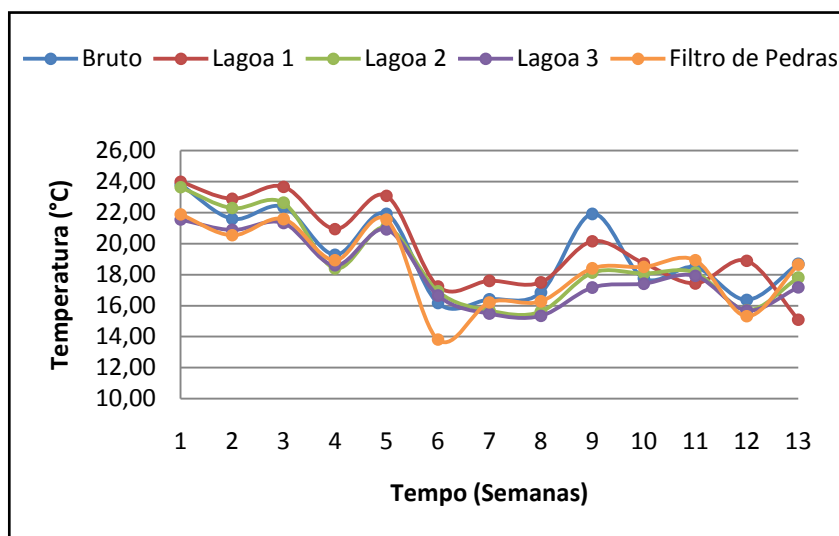


Figura 12 - Variação da Temperatura no período de estudo.

A máxima temperatura alcançada no sistema foi próximo aos 23 °C e a mínima em torno de 15 °C.

A temperatura está associada à atividade microbiológica em curso no meio e à estabilidade térmica desse em relação ao ambiente externo. 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 (PELCZAR et al., 1996).

De acordo com Mcehlím (1998) elevadas temperaturas promovem uma aceleração na absorção de nutrientes e nas reações de nitrificação, desnitrificação e volatilização da amônia livre. Portanto, no verão, a eficiência do tratamento poderá ser ainda maior.

5.3 Monitoramento no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA)

5.3.1 Amônia

Para o parâmetro nitrogênio amoniacal a concentração do efluente bruto entra no sistema com valores bem elevados, em média 1.473 mg/L. Ao longo do tratamento essas concentrações caem gradativamente apresentando uma média de 207 mg/L na Lagoa 2, 52 mg/L na Lagoa 3 e finalmente, saindo com

18 mg/l no filtro de pedras como pode ser verificado na Tabela 4.

Na Figura 13 é apresentada a variação das concentrações de entrada de Amônia durante as 13 semanas de estudo assim como, nas unidades de tratamento do sistema. Em todo o período o comportamento de remoção da amônia foi estável e bem definido com pouca variação nas concentrações do efluente bruto, sendo de 1.876 e 1.221 mg/L os valores máximo e mínimo, respectivamente. Na saída do filtro de pedras a máxima concentração atingida foi de 35 mg/L e a mínima de 6 mg/L.

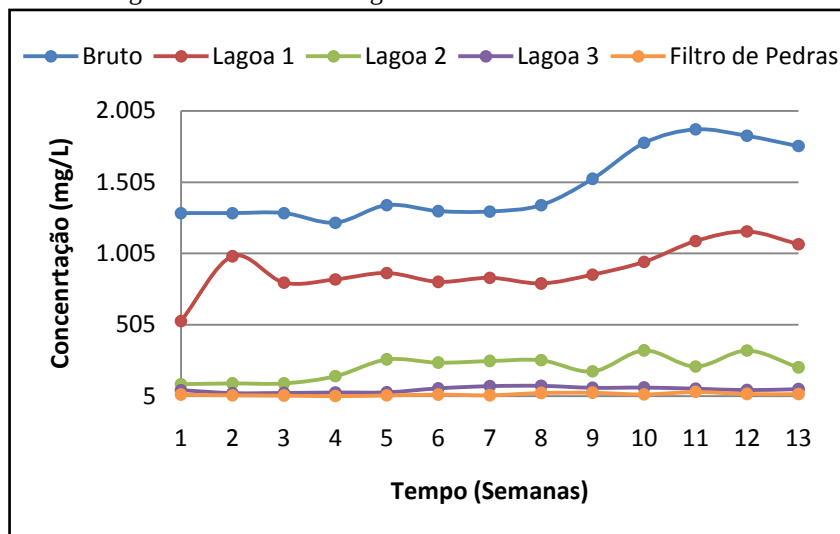


Figura 13 - Comportamento da Amônia ao longo das semanas por unidade de tratamento.

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. O pH também tem grande influência e pode-se entender que as condições das lagoas para volatilização da amônia são bastante favoráveis com possível melhora nas estações mais quentes do ano.

Na Figura 14 são apresentadas as eficiências de remoção da amônia em cada unidade de tratamento e no sistema completo.

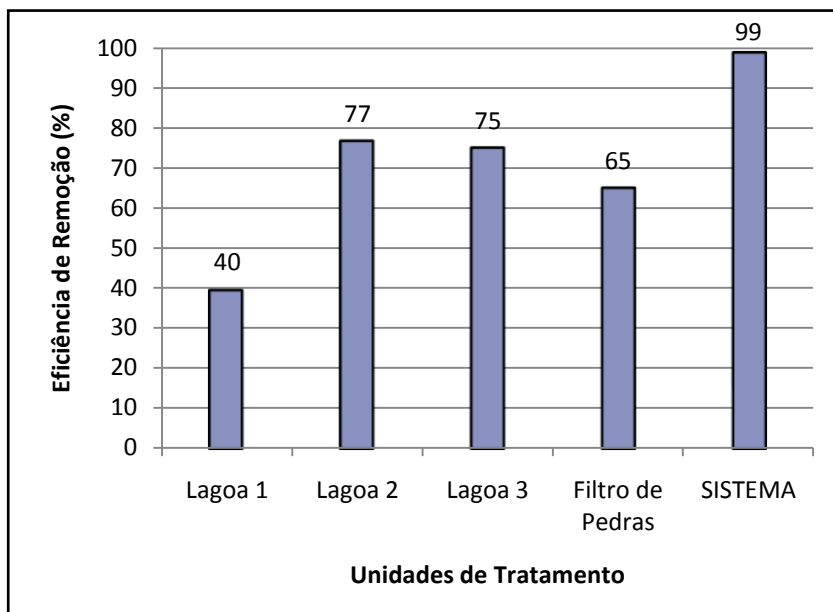


Figura 14 - Eficiência de remoção da Amônia em cada unidade de tratamento.

Como esperado, as maiores porcentagens de remoção ocorrem nas lagoas facultativa aerada (Lagoa 2) e Maturação (Lagoa 3) com 77% e 75%, respectivamente. A remoção do sistema foi de 99%, superior a outros métodos de tratamento como arraste de ar por Campos e colaboradores (2007) com 96% de remoção e lagoa aerada de mistura completa conduzida por Hossaka e colaboradores (2007) obtendo 92% de remoção.

Martins e colaboradores (2008) obtiveram 84% de remoção para o mesmo sistema de tratamento sem recirculação e aeração.

5.3.2 DQO

No sistema piloto em estudo, a DQO total afluente apresenta uma concentração média de 2.378 mgO₂/L e a filtrada com 2.021 mgO₂/L. Estas concentrações são suavemente reduzidas ao longo do tratamento apresentando concentrações de 1.589 mgO₂/L e 1.399 mgO₂/L para a total e a filtrada, respectivamente na Lagoa 1, 791 mgO₂/L e 628 mgO₂/L na Lagoa 2, 653 mgO₂/L e 547 mgO₂/L na Lagoa 3. Ao final do tratamento, os valores de saída para DQO_T e para a DQO_F são 550 mgO₂/L e 479 mgO₂/L, respectivamente (Tabela 4).

Na Figura 15 e na Figura 16 são apresentadas as variações das concentrações em cada etapa do tratamento durante as 13 semanas de estudo para a DQO_T e para a DQO_F , respectivamente.

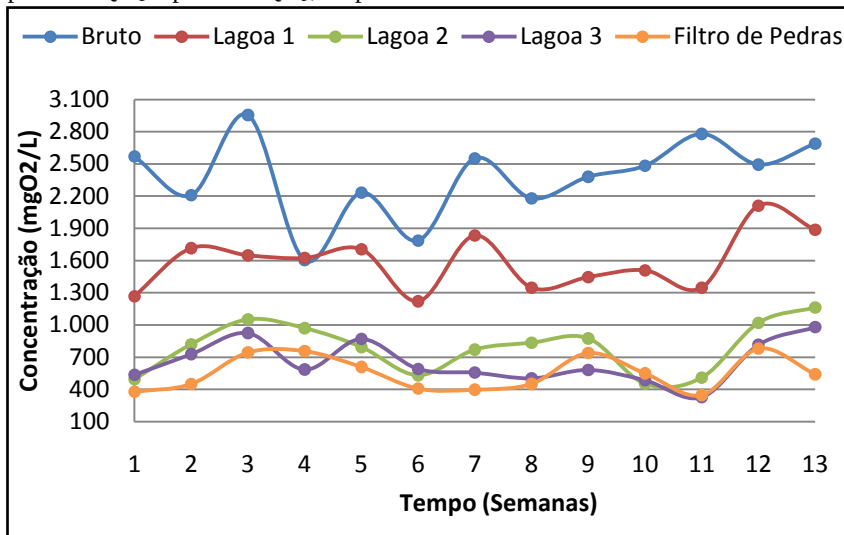


Figura 15 - Comportamento da DQO_T ao longo das semanas por unidade de tratamento.

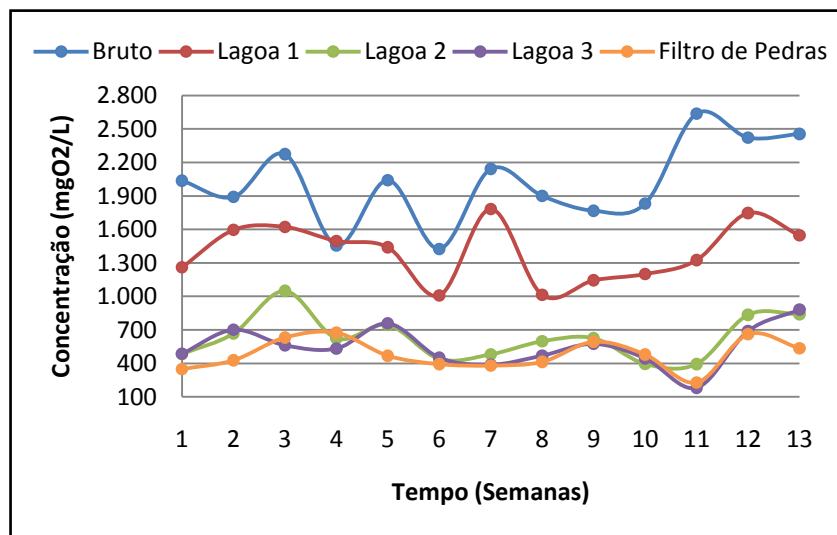


Figura 16 - Comportamento da DQO_F ao longo das semanas por unidade de tratamento.

Observa-se na Figura 17 que a variação da concentração de DQO total na entrada do sistema (Efluente Bruto) foi entre 2.955 e 1.604 mgO_2/L e na saída do filtro de pedras esta variação foi entre 781 e 347 mgO_2/L .

No caso da DQO filtrada (Figura 18) as concentrações do efluente bruto variam entre 2.637 mgO_2/L e 1.425 mgO_2/L e na saída do sistema os valores oscilam entre 674 mgO_2/L e 228 mgO_2/L .

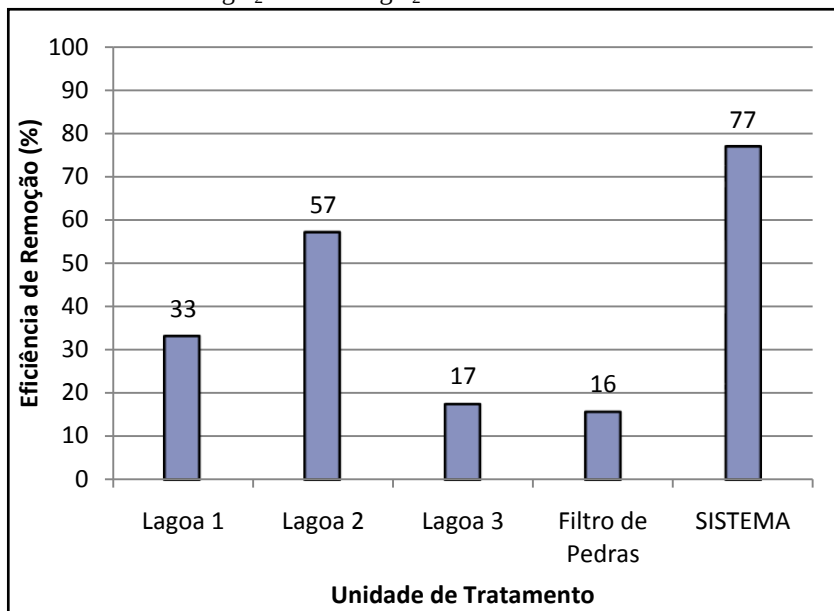


Figura 17 - Eficiência de remoção da DQO_T em cada unidade de tratamento.

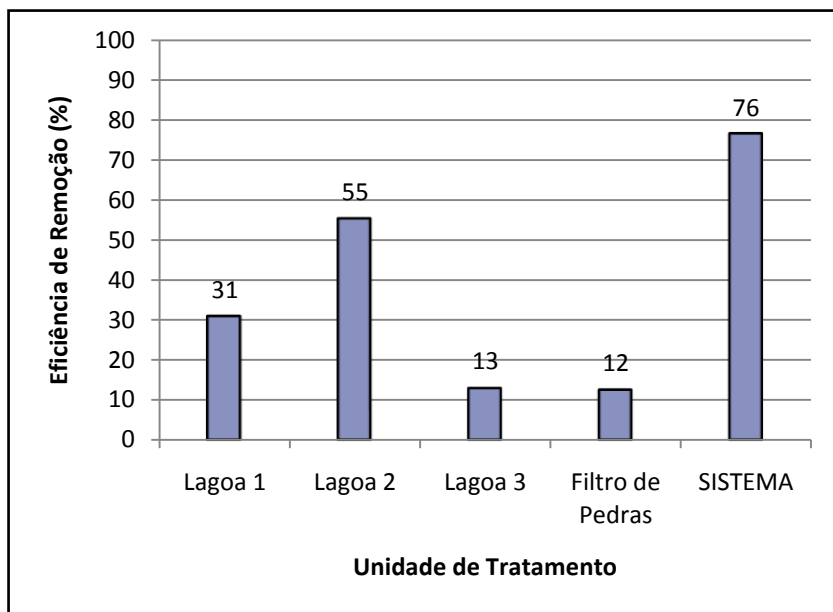


Figura 18 - Eficiência de remoção da DQO_F em cada unidade de tratamento.

Observando a Figura 17 e a Figura 18, constata-se que a Lagoa Facultativa Aerada (Lagoa 2) exerce a maior influência no processo de remoção da DQO total e filtrada, sendo responsável por mais de 50% de eficiência no tratamento do efluente.

O sistema alcançou uma remoção de 77% para DQO_T e 76% para DQO_F resultado compatível ao obtido por Silva (2007), no tratamento com lagoas, sendo 77% e 78% para DQO total e filtrada, respectivamente. E próximo ao obtido por Contrera e colaboradores (2003) de 79% de remoção para DQO_T e 80% para DQO_F .

5.3.3 Nitrogênio Total (NTK)

Para o parâmetro nitrogênio total a concentração do efluente bruto entra com valores bem elevados, em média 1.740 mg/L. Ao longo do tratamento essas concentrações caem gradativamente apresentando uma média de 1.009 mg/L na Lagoa 1, 1.252 mg/L na Lagoa 2, 80 mg/L na Lagoa 3 e finalmente, saindo com 35 mg/L do filtro de pedras (Tabela 4).

Na Figura 19 é apresentada a variação nas concentrações de entrada do Nitrogênio total durante as 13 semanas ($n = 13$) de estudo assim como, nas unidades de tratamento do sistema. Por estar relacionado com a amônia, durante todo o período também houve estabilidade e boa definição na curva

comportamental de remoção do NTK com pouca variação nas concentrações do efluente bruto, sendo os valores de 2.179 e 1.456 mg/L, máximo e mínimo, respectivamente. Na saída do filtro de pedras a máxima concentração atingida foi de 78 mg/L e a mínima de 10 mg/L.

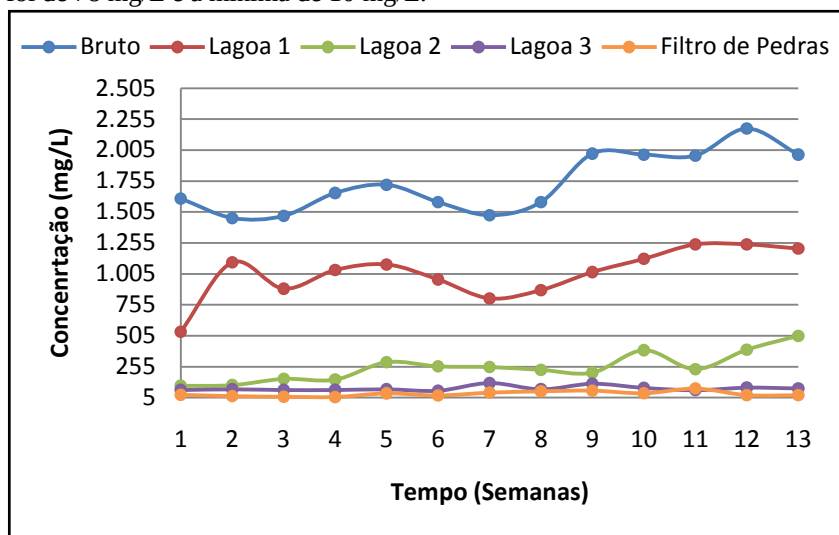


Figura 19 - Comportamento do NTK ao longo das semanas por unidade de tratamento.

O nitrogênio presente no lixiviado afluyente estava quase que completamente na forma amoniacal, sendo o NTK praticamente igual a concentração do íon NH_4^+ , como pode ser verificado na Tabela 4.

O nitrogênio total Kjeldahl pode ser usado como substituto bastante prático da concentração de nitrogênio total presente no lixiviado de um aterro sanitário. Uma vez que o nitrogênio é constituinte das proteínas, suas concentrações em lixiviados estão diretamente relacionadas aos percentuais de matéria orgânica presentes nos resíduos sólidos. (SOUTO, 2009).

Na Figura 20 são apresentadas as eficiências de remoção do NTK em cada unidade de tratamento e no sistema completo.

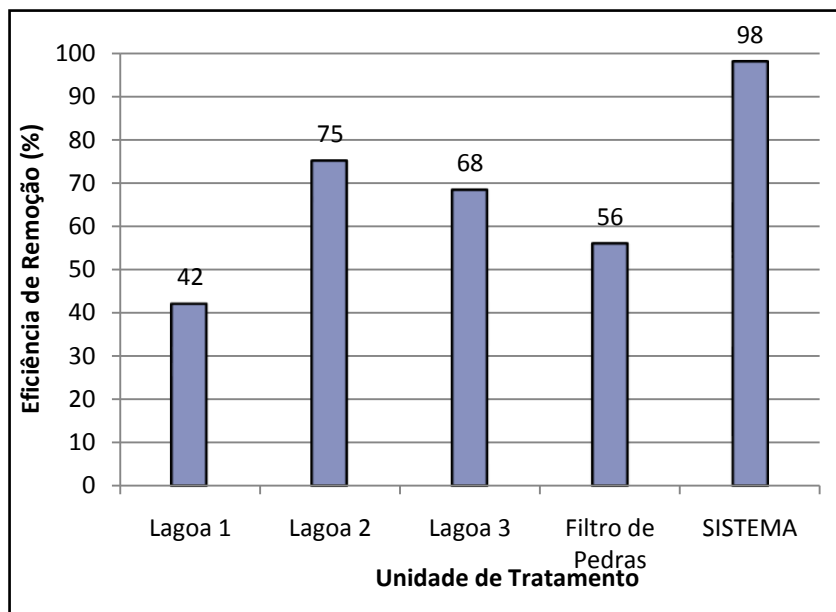


Figura 20 - Eficiência de remoção do NTK em cada unidade de tratamento.

Nota-se que as maiores porcentagens de remoção ocorrem nas lagoas facultativa aerada (Lagoa 2) e Maturação (Lagoa 3) com 75% e 68%, respectivamente. A remoção do sistema foi de 98%, valor superior ao obtido por Hossaka (2007) de 92% de remoção em escala de bancada de um sistema de lagoa aerada de mistura completa. Funari (2009) obteve 94% de remoção para o mesmo sistema de tratamento com aeração por 24 horas na Lagoa 2.

5.3.4 Sólidos Suspensos

Na análise dos sólidos suspensos (SS), mostrada na Tabela 4, a concentração média é de 567 mg/L do lixiviado bruto, 318 mg/L, 161 mg/L e 192 mg/L nas Lagoas Anaeróbia, Facultativa Aerada e Maturação, respectivamente. Na saída do filtro de pedras o parâmetro apresenta concentração de 81 mg/L.

A variação das concentrações de Sólidos Suspensos, em cada etapa do tratamento ao longo das 13 semanas ($n = 13$) de estudo, é apresentado na Figura 21. Houve grandes variações no comportamento da curva sem uma definição nos valores das concentrações em cada unidade de tratamento em estudo.

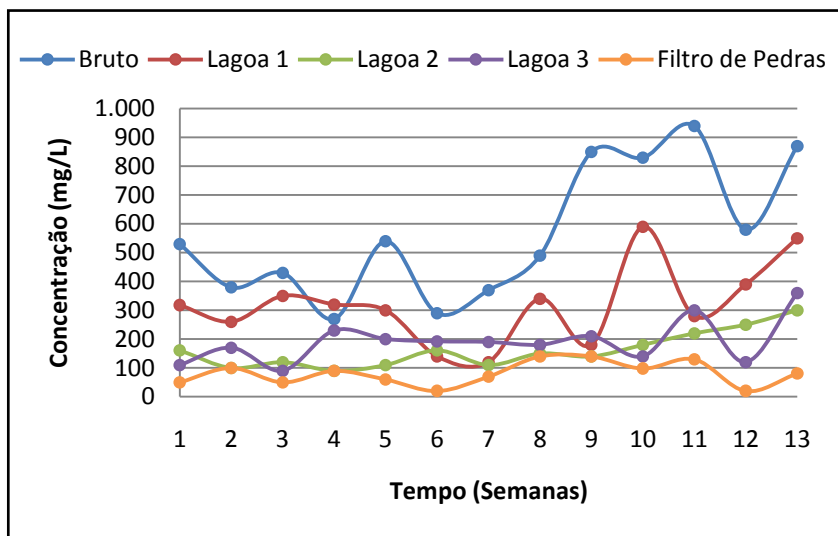


Figura 21 - Comportamento dos Sólidos Suspensos ao longo das semanas por unidade de tratamento.

No caso dos Sólidos Suspensos as concentrações variam entre 940 mg/L e 270 mg/L, no efluente bruto, na saída do sistema os valores oscilam entre 140 mgO₂/L e 20 mgO₂/L.

A Figura 22 demonstra as eficiências de remoção dos Sólidos em cada unidade de tratamento e no sistema. Na Lagoa de Maturação (Lagoa 3), houve um aumento na concentração que pode ser explicado devido a boa parte dos sólidos suspensos no efluente é constituída por fitoplâncton e zooplâncton.

O fator crescimento algal, muito verificado nas lagoas de maturação, bem correlacionado com a clorofila α , também pode estar associado à sólidos suspensos e indica um potencial de produção de oxigênio inerente ao sistema.

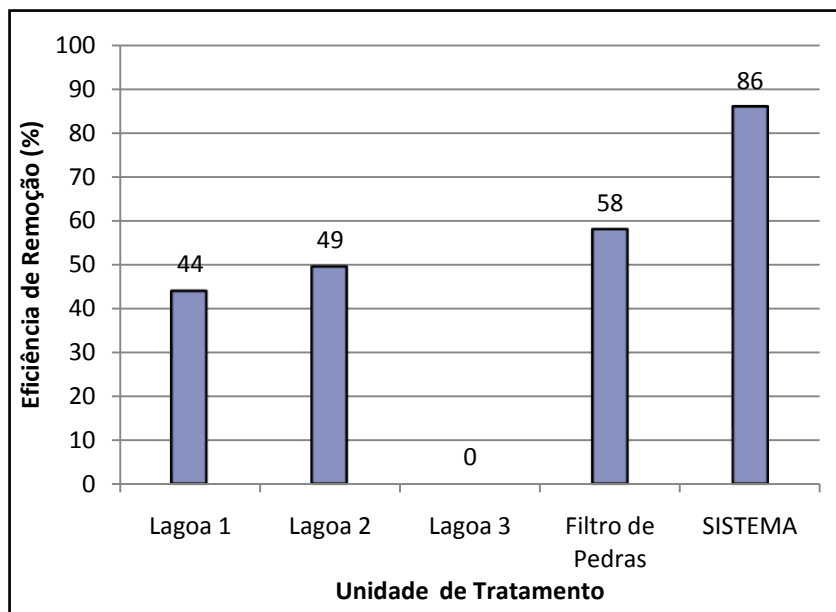


Figura 22 - Eficiência de remoção de Sólidos Suspensos em cada unidade de tratamento.

Percebe-se que cada unidade de tratamento exerce quase mesma porcentagem de remoção de sólidos suspensos. Na Lagoa de Maturação o valor da concentração dos sólidos suspensos aumenta de 161 mg/L, na saída da Lagoa 2, para 192 mg/L. Entretanto, o sistema é capaz de remover 86% de sólidos do efluente enquanto o percentual médio de remoção de sólidos suspensos totais no sistema wetland é de 71% no estudo realizado por Mannarino (2006).

Martins e colaboradores (2008) obtiveram 36% de eficiência de remoção para o mesmo sistema de tratamento sem aeração e sem recirculação.

5.4 Avaliação da Eficiência do Sistema de Tratamento

5.4.1 Lagoas de Estabilização

Um resumo geral da eficiência de remoção do sistema piloto em estudo é apresentado na Figura 23 para os parâmetros Amônia, Cor, COT, DBO, DQO, DQO_F, NTK, Série de Sólidos e Turbidez. Os maiores valores obtidos com o tratamento são 99% para a Amônia, 98% para NTK, 87% para a Turbidez, 86% para os sólidos suspensos e 85% para a DBO.

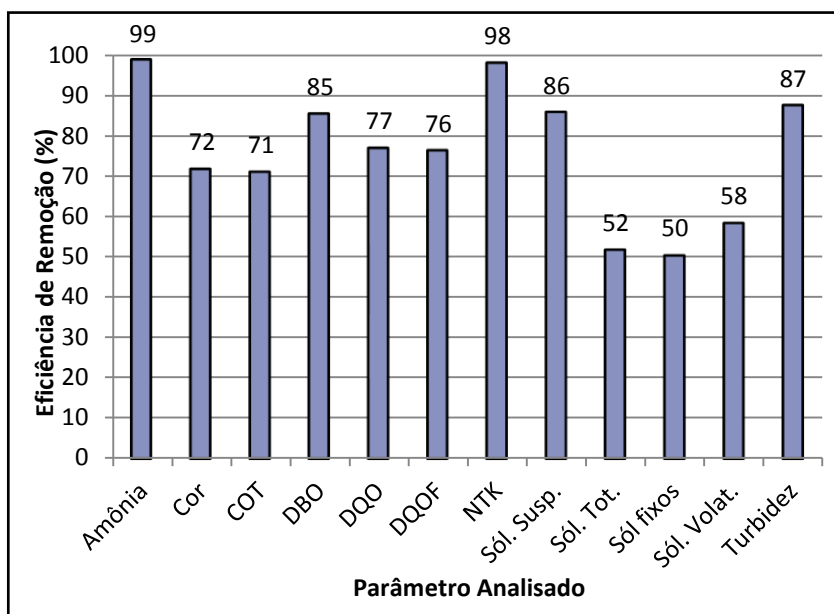


Figura 23 - Eficiência do sistema por parâmetros analisados.

Os resultados obtidos são comparáveis àqueles de Silva (2007), que obteve reduções de 68% de DQO e 84% de DBO, utilizando lagoas de estabilização com este mesmo lixiviado.

O Decreto Nº 4705/81 de Santa Catarina determina $DBO \leq 60\text{mg/L}$ ou tratamento com remoção $\geq 80\%$. Sendo assim, o efluente tratado atende à legislação com 85% de remoção e em algumas semanas o lixiviado alcançou valores de concentração de 42 mg/L , mas este resultado ainda é instável.

A Resolução CONAMA 357/05 limita a concentração do efluente, para lançamento em corpos d'água receptores, em 20 mg/L de Amônia. Portanto, o lixiviado oriundo do sistema de tratamento piloto se adéqua a esta resolução por obter média de 18 mg/L .

5.4.2 Filtro de Pedras (FP)

Os filtros de pedras têm sido bastante utilizados como unidades de polimento de efluentes em sistemas de lagoas de estabilização (MIDDLEBROOKS et al., 2005), verifica-se principalmente sua capacidade na remoção de turbidez e clorofila α .

A Figura 24 apresenta as porcentagens de remoção, do filtro de pedras, para os parâmetros amônia, clorofila α , cor, carbono orgânico, DBO, DQO total e filtrada, NTK, série de sólidos e turbidez.

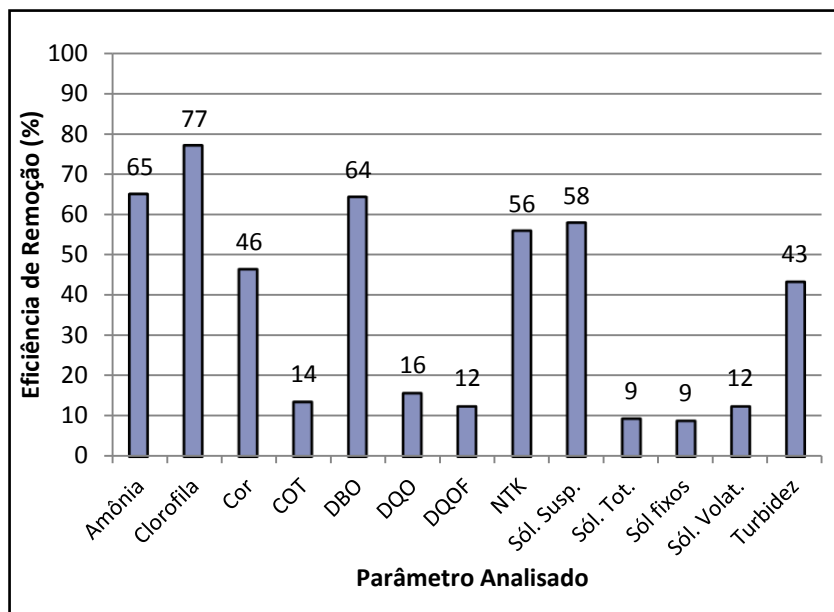


Figura 24 - Eficiência do Filtro de Pedras por parâmetro.

No sistema de tratamento em estudo, os parâmetros que obtiveram melhores índices de remoção foram clorofila α com 77%, Amônia com 65%, DBO com 64%, Sólidos Suspensos com 58% e NTK com 56%.

Provavelmente, o desempenho do filtro na remoção de turbidez em 43% esteja associado à decomposição das algas.

Luzia e colaboradores (2005) obtiveram resultados inferiores aos 64% desse estudo, em relação à DBO, utilizando biofiltros contendo bambu com 59% de remoção e com brita 50%.

Para o parâmetro DQO Cardenás et al. (2002), Sezerino et al. (2005), Saidam et al. (1995) e Dias (2006), obtiveram respectivamente 69, 73, 60 e 68,1%. Esse parâmetro foi pouco removido (16%) no filtro de pedras do sistema da pesquisa, confirmando que a degradação da matéria carbonácea não é o objetivo principal do tratamento em filtro de pedras, conforme observado por EPA (2002).

Em relação à Amônia, o filtro de pedras obteve resultados muito superiores àqueles obtidos por Sezerino et al. (2005) e Dias (2006), cujos valores foram baixos e até valores negativos, como 2% e -34,8%, respectivamente.

Oliveira et al. (2006) obteve uma remoção na ordem de 47% para a clorofila α , muito inferior aos 77% obtidos pelo filtro de pedras.

De acordo com os resultados obtidos, conclui-se que o filtro de pedras atende ao objetivo principal de fazer o polimento do efluente, retirando as algas desenvolvidas nas lagoas fotossintéticas (L_2 e L_3).

5.5 Identificação da Biomassa Microbiana e Planctônica

A comunidade fitoplanctônica nas lagoas de estabilização apresentou-se com muito pouca diversidade e os organismos do gênero *Chlamydomonas* são o grupo com o maior número de indivíduos.

Segundo Fernandes (2008) esta elevada densidade deve-se provavelmente, por estes organismos serem mais bem adaptados às condições extremas de contaminação do lixiviado.

A Figura 25 e a Figura 26 mostra as fotos dos microrganismos presentes nas lagoas 2 e 3 durante o período da pesquisa.

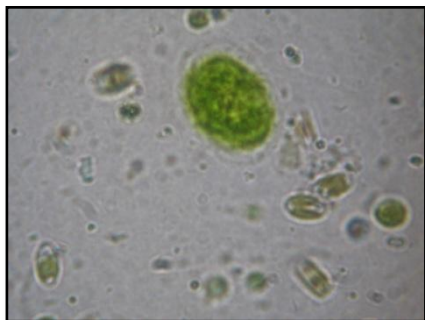


Figura 25 - *Chlamydomonas* na Lagoa de Maturação.

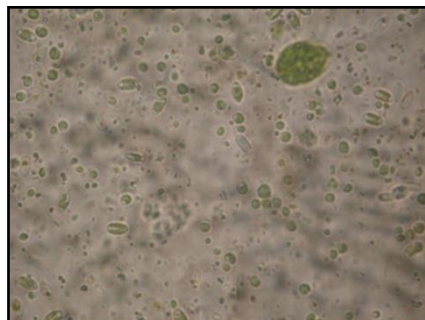


Figura 26 - Microrganismos presentes nas Lagoas Aerada e Maturação.

A presença marcante do gênero *Chlamydomonas* em ambas as lagoas fotossintéticas estudadas (L_2 e L_3), de acordo com BEYRUTH (1996) pode ter ocorrido pelo fato destes organismos serem frequentes 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 Ensaios Toxicológicos

Durante o período de recirculação do lixiviado, ocorreram duas coletas nas unidades de tratamento para realização de análise toxicológica com o organismo-teste *Daphnia magna*.

Tabela 6 - Resultados dos testes toxicológicos.

AMOSTRAS	CE ₅₀ 48 h 02/07	CE ₅₀ 48 h 22/07
Bruto	2,28	3,35
L1	4,29	3,74
L2	49,99	12,07
L3	70,71	12,15
Filtro	61,64	35,35
Redução da toxicidade (%)	96	91

Analisando os resultados apresentados na Tabela 6 constata-se que o efluente entra bastante tóxico e ao longo do tratamento ocorre uma atenuação chegando à saída do filtro de pedras com significativa redução na toxicidade e eficiência média de 94%. O CE (I)50 48h médio na saída do filtro é 49%, ou seja, fator de diluição (FD) = 2.

Este resultado está, possivelmente, associado com a grande remoção de Amônia que ocorre no sistema de tratamento em estudo, uma vez que, como já mencionado anteriormente, ela é maior responsável pela toxicidade de lixiviados de aterro sanitário.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 Conclusões

O presente trabalho de conclusão de curso propôs uma avaliação da qualidade do efluente de lixiviado de aterro sanitário tratado através de um sistema de lagoas e estabilização em série com recirculação de 50% e com um filtro de pedras como unidade de polimento ao longo das 13 semanas da pesquisa.

Com a recirculação de 50% do efluente no sistema foi possível adequar a Amônia e a legislação CONAMA 357/05 com concentração final de 18 mg/L e a DBO₅ ao Decreto Nº 4705/81 de SC com eficiência do tratamento superior aos 80% determinado pela Lei.

O sistema de tratamento: Lagoas + Filtro de Pedras apresentou eficiências de remoção:

- ✓ Maior que 85%: Turbidez e Sólidos Suspensos;
- ✓ Maior que 70%: DQO total e filtrada, Cor, e Carbono Orgânico Total.

O Filtro de Pedras é indicado como unidade de polimento removendo:

- ✓ 77% de Clorofila α ;
- ✓ 58% de Sólidos Suspensos.

Na lagoa Facultativa Aerada (L₂) e na de Maturação (L₃), a presença predominante dos microrganismos do gênero *Chlamydomonas* comprova a característica fotossintética desta unidade de tratamento.

O sistema de tratamento reduziu, em média, 94% da toxicidade do efluente final e é caracterizado pelo FD = 2.

Pode-se concluir que a remoção de DQO e Cor exigem um sistema complementar de tratamento para que o efluente final atinja concentrações menores e sendo assim, menos impactantes ao meio ambiente.

Os bons resultados obtidos na remoção de Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Total (NTK), Sólidos Suspensos, matéria orgânica (DBO) e Turbidez, indicam que o tratamento estudado pode ser aplicado em escala real para lixiviados de aterro sanitário.

6.2 Recomendações

Visando a seqüência dos estudos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização e de acordo com os resultados obtidos, recomendam-se as seguintes sugestões:

- ✓ Testar opções de tratamentos complementares para melhorar a qualidade do efluente nos parâmetros que ainda estão com concentrações muito elevadas e prejudiciais a corpos hídricos, solos;
- ✓ Analisar outros parâmetros de qualidade, como metais pesados, para verificar qual influência estes parâmetros possam exercer ao tratamento biológico;
- ✓ 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.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AL-MUZAINI, S.; BEG, M. U.; MUSLMANI, K. **Characterization of Landfill Leachates at Waste Disposal Site in Kuwait**. *Environmental International*. V. 21, n. 4, p. 399-405 (1995).

APHA-AWWA-WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th Ed. Washington, Dc, USA, 1998.

ARGREAVES, JA. **Nitrogen Biogeochemistry of Aquaculture Ponds**. *Aquaculture*., 166: 181-212. 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.004 – **Resíduos Sólidos: Classificação**. 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.006 - **Procedimento para Obtenção de Extrato Solubilizado de Resíduos Sólidos**. 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.007 - **Amostragem de Resíduos Sólidos**. 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12.713 - **Ensaio de Toxicidade Aguda com *Daphnia Similis Claus***. Rio de Janeiro, 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419 – **Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos**. 1992.

BARLAZ, M. A.; HAM, R. K.; SCHAEFER, D. M. **Methane Production from Municipal Refuse: A Review of Enhancement Techniques and Microbial Dynamics**, *CRC Critical Review Environmental Control*, V. 19, (6), p. 557-569, 1990.

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.

BRUMMELER, E. **Dry Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste**. Wageningen, the NeTherlands, 193 p. Tese (Doutorado). Wageningen Agricultural University. 1993.

CALIJURI, M. MELO, A. L. O.; LORENTZ, JF. **Identificação de Áreas para a Implantação de Aterros Sanitários com Uso de Análise Estratégica de Decisão**. Informática Pública, V. 4, (2), p. 231-250, 2002.

CAMPOS, J. C.; YOKOYAMA, L.; MOURA, D. G.; BARCELLOS, J. F. **Remoção de Amônia por Arraste de Ar em Chorume Visando o Aumento de sua Biotratabilidade: Resultados Preliminares**. Belo Horizonte – ABES. 2007.

CAMPOS, J.R. **Remoção de DQO e de Nitrogênio em um Sistema de Três Reatores Biológicos de Filme Fixo em Série**. 295 p. + apêndice. Tese de Livre-Docência. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, SP, 1989.

CÁRDENAS, C., PERRUOLO, P., KARELEN, A., SUHER, Y. **Mejoramiento del Efluente de Lagunas a Través de Un Filtro Rocoso**. In: XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, México. 2002.

CETESB - **Operação e manutenção de lagoas de estabilização**. São Paulo, 1990, 90p.

CHEREMISINOFF, N. P. **Handbook of Solid Waste Management and Waste Minimization Technologies**. Butterworth Heinemman – Elsevier Science. Burlington - MA, 2003.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução 357 – **Dispõe Sobre a Classificação se Corpos de Água e Diretrizes Ambientais para o seu Enquadramento, bem como Estabelece as Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes e dá outras Providências**. 2005.

CONTRERA, R. C. **Tratamento Biológico de Líquidos Percolados de Aterros Sanitários Utilizando Reator Anaeróbico Horizontal de Leito Fixo (RAHLF)**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2003.

D'ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. São Paulo: IPT: CEMPRE, 2000.

DECRETO ESTADUAL N.º 14.250. **Regulamenta Dispositivos da Lei N.º 5.793, de 15 de Outubro de 1980, Referentes À Proteção e a Melhoria da Qualidade Ambiental.** 05 de junho de 1981.

DIAS, V.C.F. **Polimento do Efluente de Lagoas de Maturação Através do Uso de Filtro de Pedras.** Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 2006.

EHRIG, H.-J. **Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate.** Waste Management & Research, v. 1, n. 1, p. 53-68, 1983.

EL FADEL, M.; KHOURY, R. **Modeling Settlement in MSW Landfills: a Critical Review.** *Environmental Science and Technology*. V.30, (3), p.327-361, 2000.

FERNANDES, H.; VELHO, V. F.; MARTINS, C.L.; CASTILHOS Jr, A. B.; COSTA, R. H.R. Análise da Dinâmica Fitoplancônica em uma Lagoa de Estabilização Secundária para Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário. XXXI Congreso Interamericano Aidis. Santiago – Chile. 2008.

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.

FUENTES, L. A.; VACA, J. P. **Evaluación del Sistema Alternativo de Evaporación Forzada de Lixiviados para el Relleno Sanitario “Don Juanito” de Villavicencio, Meta.** Universidad de La Salle - Facultad de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Bogotá. 2006.

FUNARI, C. **Avaliação da Aeração no Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário por Lagoas de Estabilização.** Trabalho de Conclusão do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis – SC. 2009.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE – FATMA. **Portaria N° 017/02: Estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para Efluentes de Diferentes Origens e dá outras Providências.** Florianópolis, 2002.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. **Trimmed Spearmann-Karber Method for Estimating Median Lethal Concentration in Toxicity Bioassays**. Environmental Science Technology, 11 (7): 714-719. 1979.

HOSSAKA, A. L.; FERNANDES, F.; SILVA, S. C. P. **Avaliação de um Sistema de Lagoa Aerada de Mistura Completa na Remoção da Carga Orgânica de Lixiviado de Aterro Sanitário**. Belo Horizonte – ABES. 2007.

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

JOBLING, M. **Pollutants and Toxic Chemicals in: Fish Bioenergetics**. Fish and Fisheries Series 13. Chapman & Hall, Londres, UK, 308p. 1994.

JOHNSON, M., MARA, D.D. **Aerated Rock Filters for Enhanced Nitrogen and Fecal Coliform Removal from Facultative Waste Stabilization Ponds Effluents**. Wat.Sci.Tech., v. 51, n. 12, pp. 99-102. 2006.

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

KARGI, F.; PAMUKOGLU, M. Y. **Aerobic Biological Treatment of Pre-Treated Landfill Leachate by Fed-Batch Operation**. Enzyme an Microbial Technology. V.33, 2003.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. **Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review**. Environmental Science and Technology. V. 32, (4), p. 297 - 336, 2002.

LEDESMA, M. T. O., GÓMEZ, J. S., RIVERA, R. C. & VALENCIA, M. N. **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.

LIMA, L. M. Q. **Tratamento de Lixo**. 2. Ed. São Paulo. Hermus, 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.

LUZIA, M. R.; CAMPOS, J.C.; FERREIRA, J. A.; FRANCO, R. S. O.; BARBOSA W. F. **Utilização de Filtros Aeróbios em Escala de Laboratório para o Tratamento do Lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande – MS. 2005.

MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C. & RITTER, E. Wetland para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho. Eng. Sanitária Amb., 11:108-112, 2006.

MARTIENSSEN, M.; SCHÖPS, R. **Biological Treatment of Leachate from Solid Waste Landfill Sites – Alterations in The Bacterial Community During the Denitrification Process.** Water Research. V. 31, (5), p.1164-1170, 1997.

MARTINS, C. L.; ODRESKI, F. R.; PEREIRA Jr, I. H.; CASTILHOS Jr, A. B.; COSTA, R. R. **Desempenho de Sistemas de Lagoas de Estabilização no Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário.** XXXI CONGRESO INTERAMERICANO AIDIS. Santiago – Chile. 2008.

MCEHLUM, T. **Wetlands for Treatment of Landfill Leachates in Cold Climates.** In: Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates. MULAMOOTIL, G.; Mc Bean, E.A.; Rovers, F. (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, p. 33 – 46. 1998.

MEDRI, W. **Modelagem e Otimização de Sistemas de Lagoas de Estabilização para o Tratamento de Dejetos de Suínos.** Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.** 4ª ed. International Edition. Revisada por TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F.L.; STENSEL, H.D. New York: McGraw-Hill, (McGraw-Hill series in civil and environmental engineering). 2003.

MIDDLEBROOKS, E. J. **Upgrading Pond Effluents: An Overview.** Wat.Sci.Tech., v. 31, n. 12, pp. 353-368. 1995.

MONTEIRO, J. H. P. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos.** Rio de Janeiro, IBAM, 2001.

MORAVIA, W. G. **Estudos de Caracterização, Tratabilidade e Condicionamento de Lixiviados Visando Tratamento por Lagoas.** Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007.

OLIVEIRA, J.R. , ARÁUJO, I.S., ALVES, R.G.C.M., FILHO, P.B., COSTA, R.H.R. **Filtro de Pedras como Polimento Final de Efluentes de Lagoas de Estabilização em Serie para Tratamento de Dejetos Suínos - Estudos Iniciais Visando o Reuso.** VIII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e ambiental, Fortaleza, CE. 2006.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C. **Advanced Physico-Chemical Treatment Experiences on Young Municipal Landfill Leachates.** Waste Management. V. 23, p. 441-446, 2003.

PAVONI, J.L. et al.. **Handbook of Solid Waste Disposal - Materials and Energy Recovery.** Ed. Van Nostrand Reinhold Comp., 1975.

PEARSON, H. et al. **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.

PELCZAR JR., M.J.; CHAN, E.C.S.; KRIEG, N.R. **Microbiologia: Conceitos e Aplicações.** Vol. 1. 2ª Ed., Makron Books, São Paulo, 1996.

PICANÇO, A.P. **Influência da Recirculação de Percolado em Sistemas de Batelada de uma Fase e Híbrido na Digestão da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos.** Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2004.

PIÑEDA, S. **Manejo y Disposición de Residuos Sólidos Urbanos.** Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Panamericana Formas e Impresos, 1998.

PINTO, D.M.C.R. **Avaliação da Partida da Digestão Anaeróbia da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Domésticos Inoculados com Lixiviado.** Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2000.

POHLAND, F.G. & KIM, J.C. **In Situ Anaerobic Treatment of Leachate in Landfill Bioreactors.** Water Science and Technology. 1999.

RANDALL, DJ & TKN TSUI. **Ammonia Toxicity in Fish**. Mar Pollut Bull, 2002.

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, 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.

SAIDAM, M. Y., RAMADAN, S. A., BUTLER, D. **Upgrading Waste Stabilization Pond Effluent by Rock Filters**. Wat.Sci.Tech., v. 31, n. 12, pp. 369-378. 1995.

SAN, I. & ONAY, T.T. **Impact of Various Leachate Recirculation Regimes on Municipal Solid Waste Degradation**. Journal of Hazardous Materials B87 259-271. 2001.

SANTOS, A.F.M.S. **Caracterização, Avaliação da Biodegradabilidade Aeróbia e Anaeróbia e Tratamento em Reator UASB do Chorume do Aterro da Muribeca**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, 2003.

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.

SERRA, V.; GROSSI, M.; PIMENTEL, V. **Lixão, Aterro Controlado e Aterro Sanitário**. Departamento de Química e Bioquímica, UNESP. Botucatu, São Paulo – Brasil. 1998.

SEZERINO, P.H., GOTARDO, J.T., MURAOKA, R., PHILIPPI, L.S., LAPOLLI, F.R. **Filtro de Pedra como Pós-Tratamento de Efluente de Lagoa de Estabilização**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, MS. 2005.

SILVA S.A Y OLIVEIRA R. **Polishing Waste Stabilization Ponds Effluents Using Simple Rock Filters**. International specialist conference and workshop, waste stabilization ponds technology and applications. Brazil, 1995.

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, S. A. e MARA, D. D. **Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias: Lagos de Estabilização**. Rio de Janeiro - ABES. 1979.

SOUSA, A. A. P. **Remoção de Matéria Orgânica, Sólidos Suspensos e Indicadores Bacteriológicos em Lagoas de Estabilização em Escala Real**. Campina Grande, Dissertação de mestrado. Universidade Federal da Paraíba. 1994.

SOUTO, G. B. **Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros - Estudo de Remoção do Nitrogênio Amoniacal por Processo de Arraste Com Ar “Stripping”**. Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Programa de Pós Graduação em Engenharia Hidráulica, Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos. 2009.

STROOT, P. G.; MCMAHON, K. D.; MACKIE, R.I.; RASKIN, L. **Anaerobic Condigestion of Municipal, Solid Waste and Biosolids Under Various Mixing Conditions II**. Microbial Population Dynamics. Water Research. V. 35, (7), p. 1817 – 1827, 2001b.

SWANSOM, G. R; WILLIAMSON, K, J. **Upgrading Lagoon Effluent with Rock Filters**. Journal Sanitary Engineering Division, 106, pp 1111-1118, 1980.

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I.; MATIS, K. A.; SAMARAS, P. **Coagulation-Flocculation Pretreatment of Sanitary Landfill Leachates**. Chemosphere. V.53. 2003.

TRUPPEL, A. **Redução de Odores de uma Lagoa de Estabilização de Esgoto Sanitário e Avaliação de Qualidade de seu Efluente**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

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**. Epigraf, Campina Grande/PB, 1994.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos** – 3ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos** – 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2005.

Wageningen. PhD Thesis – Wageningen Agricultural University, 1993.

WEBER, C. I. **Method for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Water to Freshwater and Marine Organisms**. EPA, Cincinnati, Ohio, USA, 1993.

WICHITSATHIAN, B. **Application of Membrane Bioreactor Systems for Landfill Leachate Treatment**. Phd. Dissertation, AIT. 2004.

ZANTA, V. M.; MARINHO, M. J. M. R.; LANGE, L. C.; PESSIN, N. **Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impactos Associados aos Lixiviados de Aterros Sanitários**. In: Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Recursos D'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Coord.: Armando Castilhos Júnior. Projeto PROSAB IV. Rio de Janeiro: ABES. 2006.