



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

EDSON CASSIO ARAUJO GOMES

**USO DE UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM SERIE PARA O
TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITARIO E AGUAS
RESIDUARIAS**

**CAMPINA GRANDE – PB
2011**

EDSON CASSIO ARAUJO GOMES

**USO DE UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM SERIE PARA O
TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITARIO E AGUAS
RESIDUARIAS**

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) apresentado a Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

**CAMPINA GRANDE – PB
2011**

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL – UEPB

G585u Gomes, Edson Cássio Araújo.
Uso de um sistema de lagoas de estabilização em série para o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico [manuscrito] / Edson Cássio Araújo Gomes. – 2011.
56 f. : il. color.

Digitado.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologias, 2011.

“Orientação: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental”.

1. Águas residuais. 2. Lagoas de estabilização. 3. Lixiviado.
I. Título.

21. ed. CDD 628.21

EDSON CASSIO ARAUJO GOMES

**USO DE UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM SERIE PARA O
TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITARIO E AGUAS
RESIDUARIAS**

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) apresentado a Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Aprovado em: 18/11/2011
Nota: 9,5 (nota média final)

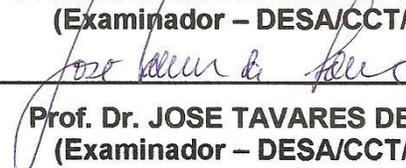
Examinadores:



Prof. Dr. VALDERI DUARTE LEITE
(Orientador – DESA/CCT/UEPB)



Prof. Dr. HOWARD WILLIAN PEARSON
(Examinador – DESA/CCT/UEPB)



Prof. Dr. JOSE TAVARES DE SOUSA
(Examinador – DESA/CCT/UEPB)

Dedico esse trabalho a Deus que me concedeu a conclusão do meu curso, me capacitando para tal, e aos meus pais, Francisco Gomes de Souza e Maria Perpetua de Araujo Gomes, que sempre me incentivaram para que eu prosseguisse na realização dos meus sonhos, acreditando que eu seria capaz de alcançar mais esta vitória em minha vida.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por todas as bênçãos derramadas sobre mim, que me deram força, humildade e perseverança nesses anos de caminhada.

Ao professor Valderi Duarte Leite, pela disposição em me orientar na elaboração deste trabalho, pela oportunidade de trabalhar com o tema, pela consideração, confiança e cooperação durante todo o período de desenvolvimento do trabalho.

Aos professores Howard Willian Pearson e José Tavares de Sousa, por aceitarem o convite para participar da comissão examinadora deste trabalho, pela atenção, sugestões e críticas propostas com o intuito de aprimorar o mesmo.

Aos funcionários e professores do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual da Paraíba, principalmente àqueles que fazem parte do Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental, pelo apoio, orientação, amizade, paciência e conhecimentos transmitidos durante minha trajetória universitária, que certamente contribuíram para o meu desenvolvimento intelectual e formação profissional.

Aos meus pais Francisco Gomes de Souza e Maria Perpetua de Araujo Gomes, pelo amor e confiança que foram essenciais nessa jornada.

Aos meus irmãos Francisco Fernando Araujo Gomes e Iris Bruna Araujo Gomes, pelo apoio, amor e compreensão que tanto me incentivaram na busca desse ideal.

A minha avó Mocinha e a minha tia Maria pela força, amor e confiança que tanto me incentivaram e por terem sempre me ajudado para essa conquista.

A toda minha família que sempre esteve comigo, me apoiando e me incentivando nessa caminhada.

Aos meus companheiros Fernando Henrique Pereira de Vasconcelos, Kennedy Luna Nunes e Paulo Henrique Felix Aureliano pelo companheirismo e convivência durante essa jornada.

Aos meus companheiros de turma Abílio, Pablo, Ogata, Franklin, Flavia, Laíse, Kalina, Cícero, Emanuel, Helder, Lucas e Narcisio, pelas lutas, parcerias e brincadeiras ao longo desses anos.

Aos companheiros da EXTRABES, de uma maneira especial a Diego e Silvana, pelo apoio, amizade e parceria durante a execução do projeto.

A toda minha família em Cristo: Alison, Amanda, Aluska, Brendo, Dyogo, Caio, Jaqueline, Junior, Ivyna, Mikaelle, Rayanne, Stella, Vanessa, Vinicius, Yago, Alexandre, Edcleide, Pedrinho, Verinha, Edson, Jane, Aninha, Sarah, Edson Filho, Adriana, Angélica, Arthur, Erica, Jamilly, Johnata, Katy, Lays, Layse, Luiz, Mari, Ohana, Samara, Thaíse, Walber, Walgley, Adriano e Ericke. Cada um deles atuando em minha vida como verdadeiros anjos da guarda.

A presença, o carinho e a cooperação de cada um foram essenciais para esta conquista. Obrigado a todos!

“Que adianta o homem ganhar o mundo

inteiro se perder a sua própria alma?”

MARCOS 8, 36.

GOMES, Edson Cassio Araujo. **Uso de Um Sistema de Lagoas de estabilização em Série para o Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Águas Residuárias**. Campina Grande, UEPB, 2011, 56 p. (Monografia para Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental).

RESUMO

Do quantitativo das águas residuárias coletadas no Brasil, algo em torno de 68,8% recebe algum tipo de tratamento. Quanto aos resíduos sólidos, do quantitativo coletado, apenas 27,7% são destinados em aterro sanitário e 50,8% são lançados em lixões. Os aterros sanitários são hoje considerados a forma mais viável de disposição final de resíduos sólidos urbanos dentro da realidade brasileira, levando em consideração aspectos físicos e econômicos, suas características construtivas permitem a minimização dos impactos gerados pelos seus principais poluentes ambientais, dentre eles o lixiviado. O lixiviado dos aterros sanitários é um efluente produzido devido a degradação da parcela orgânica dos resíduos sólidos urbanos que são dispostos no aterro, dentre as formas de tratamento mais aplicadas para este efluente são as lagoas de estabilização, porém sem obter eficiência necessária devido as suas características físico-químicas e por parâmetros operacionais inerentes do sistema de lagoas. Nesta pesquisa objetiva-se avaliar o desempenho de um sistema de lagoas de estabilização em série utilizado no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário com águas residuárias. O sistema experimental foi montado e monitorado na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário (EXTRABES) na cidade de Campina Grande-PB. O lixiviado utilizado no projeto é proveniente do Aterro Sanitário Metropolitano da cidade de João Pessoa, capital do estado da Paraíba e as águas residuárias são provenientes do interceptor leste da cidade de Campina Grande-PB de responsabilidade da Companhia de Abastecimento de Água e Tratamento de Esgoto do estado da Paraíba (CAGEPA). O monitoramento foi dividido em duas fases, a fase 1 com 1% de lixiviado e a fase 2 com 2% de lixiviado. Com os resultados verificou-se que, devido o lixiviado ter sido pré-tratado pelo processo de stripping de amônia, a concentração de nitrogênio amoniacal não foi um fator limitante para o tratamento biológico, os substratos nas fases 1 e 2 apresentaram relação DBO_5/DQO de 0,465 e 0,356, respectivamente, propiciando nos dois casos o tratamento biológico, nas lagoas de estabilização obteve-se nas fases 1 e 2 eficiência de remoção de DBO de 94,57% e 90,18%, respectivamente, e uma remoção de DQO de 54,86% e 82,59%, respectivamente. Com os resultados obtidos vemos que a utilização de lagoas de estabilização em série poderão ser uma alternativa promissora para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário e águas residuárias, principalmente para o Nordeste do Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: Lagoas de Estabilização, Lixiviado, Águas Residuárias, Tratamento conjugado.

GOMES, Edson Cassio Araujo. **Use of A Stabilization Ponds in Series for the Treatment conjugate Landfill Leachate and Wastewater.** Campina Grande, UEPB, 2010, p. 56 (Monograph for Undergraduate Sanitary and Environmental Engineering).

ABSTRACT

The quantity of wastewater collected in Brazil, something around 68,8% receive any treatment. Regarding solid waste, the quantity collected, only 27,7% in landfills are designed and 50,8% are thrown into landfills. Landfills are now considered the most viable form of disposal of solid waste within the Brazilian reality, taking into account the physical and economic, their construction allow the minimization of impacts generated by the main environmental pollutants, including the leachate. The leachate from landfills is an effluent produced due to degradation of the organic portion of urban solid waste disposed in landfills that are among the most applied forms of treatment for this wastewater stabilization ponds are, but without obtaining necessary efficient due to their characteristics physico-chemical parameters and associated operational system of lagoons. This research aims to evaluate the performance of a system of stabilization ponds in series used in the treatment conjugate of landfill leachate and wastewater. The experimental system was installed and monitored at the Experimental Station for Sewage Treatment (EXTRABES) in the city of Campina Grande-PB. The leachate used in the project comes from the Metropolitan Sanitary Landfill in the city of Joao Pessoa, the state capital of Paraiba and the wastewater from east interceptors of the city of Campina Grande-PB of CAGEPA. The monitoring was divided into two phases, phase 1 with 1% leachate and phase 2 with 2% leachate. The results showed that, because the leachate have been pre-treated by the process os stripping of ammonia, the ammonia concentration was not a limiting factor for biological treatment, the substrates in phases 1 and 2 BOD removal efficiency of 94,57% and 90,18%, respectively, and COD removal of 54,86% and 82,59% respectively. With the results we see that use of stabilization ponds in series may be a promising alternative for the treatment of landfill leachate and wastewater, especially in the Northeast of Brazil.

KEYWORDS: Stabilitation Ponds, Leachate, Wastewater, Treatment Conjugate.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1 – Evolução do Saneamento Básico no Brasil. Fonte: PNSB (2008). | 19 |
| Figura 2 – Evolução da disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil. Fonte: PNSB (2008). | 21 |
| Figura 3 – Dados da precipitação pluviométrica acumulada durante o ano de 2009 e a Normal Climatológica do período de 1961 à 1990 do Município de Campina Grande - PB. Fonte: INMET (2010)..... | 34 |
| Figura 4 – Planta baixa do sistema experimental..... | 37 |
| Figura 5 – Lagoas de Estabilização em Série | 37 |
| Figura 6 – Variação Temporal do pH nas Lagoas de Estabilização..... | 41 |
| Figura 7 – Variação Temporal da Alcalinidade Total nas Lagoas de Estabilização..... | 42 |
| Figura 8 – Variação Temporal da Acidez nas Lagoas de estabilização | 43 |
| Figura 9 – Variação Temporal da DQO nas Lagoas de Estabilização..... | 44 |
| Figura 10 – Variação Temporal da DBO ₅ nas Lagoas de Estabilização..... | 45 |
| Figura 11 – Variação Temporal da “Clorofila a” nas Lagoas de Estabilização | 46 |
| Figura 12 – Variação Temporal dos Sólidos Totais nas Lagoas de Estabilização..... | 47 |
| Figura 13 – Variação Temporal dos Sólidos Suspensos Totais nas Lagoas de Estabilização..... | 48 |
| Figura 14 – Variação Temporal dos Sólidos Suspensos Voláteis nas Lagoas de Estabilização..... | 49 |
| Figura 15 – Variação Temporal dos Sólidos Suspensos Fixos nas Lagoas de Estabilização..... | 50 |
| Figura 16 – Variação Temporal do Nitrogênio Amoniacal nas Lagoas de estabilização | 51 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 – Caracterização Gravimétrica de Alguns Países (%)..... | 20 |
| Tabela 2 – Classificação dos esgotos domésticos..... | 22 |
| Tabela 3 – Dados Típicos da Composição do Lixiviado em Aterros Novos e Antigos.... | 30 |
| Tabela 4 – Coeficiente K em Relação ao Peso Específico dos Resíduos Sólidos Urbanos..... | 33 |
| Tabela 5 – Parâmetros Físicos das Lagoas de Estabilização. | 36 |
| Tabela 6 – Dados de Operação do Sistema Experimental..... | 38 |
| Tabela 7 – Parâmetros e Métodos Analíticos..... | 39 |
| Tabela 8 – Caracterização do Lixiviado, das Águas Residuárias e dos Substratos | 40 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

APHA – American Public Health Association

CAGEPA – Companhia de Água e Esgotos da Paraíba

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

EXTRABES – Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário

FUNASA – Fundação Nacional da Saúde

IBAM – Instituto Brasileiro de Administração Municipal

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

N – Nitrogênio

NBR – Norma Brasileira

N-NH₄⁺ – Nitrogênio Amoniacal

NTK – Nitrogênio Total Kjeldhal

P – Fósforo

pH – Potencial Hidrogeniônico

Q – Vazão

RN – Referência de Nível

RSU – Resíduo Sólidos Urbanos

SSF – Sólidos Suspensos Fixos

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

ST – Sólidos Totais

STF – Sólidos Totais Fixos

STV – Sólidos Totais Voláteis

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket

λ_s – Carga Orgânica Superficial

LISTA DE SÍMBOLOS

% – Percentagem;

D – Dia

kN/m³ – Kilo Newtons por Metros Cúbico

L – Litro

L/d – Litros por Dia

M – Metro

m² – Metros Quadrado

m³ – Metros Cúbico

mg/L – Miligrama por Litro

m³/d – Metros Cúbicos por Dia

mm – milímetro

mm³ – milímetro cúbico

t – Tempo

ton.dia⁻¹ – Toneladas por Dia

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO | 15 |
| 2 OBJETIVOS | 17 |
| 2.1 Objetivo Geral | 17 |
| 2.2 Objetivos Específicos | 17 |
| 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA | 18 |
| 3.1 Saneamento Ambiental | 18 |
| 3.2 Resíduos Sólidos Urbanos | 19 |
| 3.2.1 Definição e Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos | 19 |
| 3.2.2 Situação dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil | 20 |
| 3.3 Águas Residuárias | 22 |
| 3.3.1 Definição e Classificação das Águas Residuárias | 22 |
| 3.3.2 Tratamento de Águas Residuárias | 23 |
| 3.4 Lagoas de Estabilização | 24 |
| 3.4.1 Lagoas Anaeróbias | 26 |
| 3.4.2 Lagoas Facultativas | 27 |
| 3.4.3 Lagoas de Maturação | 28 |
| 3.5 Lixiviado | 28 |
| 3.5.1 Definição e Formação do Lixiviado | 28 |
| 3.5.2 Tratamento Biológico de Lixiviado | 29 |
| 3.5.3 Tratamento Conjugado de Lixiviado e Águas Residuárias | 30 |
| 4. METODOLOGIA | 36 |
| 4.1 Local da Pesquisa | 36 |
| 4.2 Sistema Experimental | 36 |
| 4.3 Substrato Utilizado | 38 |

| | |
|--|-----------|
| 4.4 Monitoramento do Sistema Experimental | 38 |
| 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES..... | 40 |
| 5.1 Caracterização do Substrato..... | 40 |
| 5.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)..... | 41 |
| 5.3 Alcalinidade Total | 42 |
| 5.4 Acidez | 43 |
| 5.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO) | 44 |
| 5.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio..... | 45 |
| 5.7 Clorofila a | 46 |
| 5.8 Sólidos Totais..... | 47 |
| 5.9 Sólidos Suspensos Totais..... | 48 |
| 5.10 Sólidos Suspensos Voláteis..... | 49 |
| 5.11 Sólidos Suspensos Fixos..... | 50 |
| 5.12 Nitrogênio Amoniacal | 51 |
| 6 CONCLUSÕES..... | 52 |
| REFERÊNCIAS | 54 |

1 INTRODUÇÃO

A problemática dos resíduos sólidos urbanos vai muito mais além do que apenas a coleta e uma destinação final adequada, os líquidos lixiviados provenientes da decomposição da matéria orgânica vêm contribuindo para a contaminação do solo e dos mananciais de água superficiais e subterrâneos, principalmente pelo fato que ainda a maior parte dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil, 50,8% do total coletado segundo a PNSB (2008), têm como destinação final vazadouros a céu aberto, conhecidos popularmente como lixões e apenas 27,7% são destinados à aterros sanitários, sendo esta a forma de disposição final mais adequada para os resíduos sólidos urbanos atualmente.

A opção pelos aterros sanitários se deve ao fato de essa ser, hoje, a forma de disposição mais viável dentro da realidade brasileira, tanto do ponto de vista técnico quanto de ponto de vista econômico. Suas características construtivas permitem minimizar os efeitos das duas principais fontes de poluição oriundas dos resíduos sólidos: o gás do aterro e o lixiviado. Entretanto, minimizar não é sinônimo de eliminar, de modo que o aterro por si só não consegue resolver todos os problemas relacionados à disposição de resíduos sólidos (POVINELLE & SOBRINHO, 2009).

O lixiviado proveniente de aterros sanitários apresenta altas concentrações de matéria orgânica, bem como quantidades consideráveis de substâncias inorgânicas que atingem os corpos d'água comprometendo sua qualidade e trazendo sérias conseqüências para a saúde pública na ausência de tratamentos adequados. Os pesquisadores da área de resíduos sólidos urbanos têm dado destaque à elevada concentração de amônia dos lixiviados de aterro sanitário. Nesse contexto, a utilização de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviados têm tido ampla utilização pelos gestores dos aterros sanitários no Brasil, em que pesem as dificuldades operacionais, a necessidade de grandes superfícies para a instalação dessas unidades de tratamento

e, finalmente, as eficiências relativamente baixas alcançadas no tratamento (CASTILHOS et. al., 2009).

Os líquidos lixiviados provenientes de aterros sanitários, apresentam concentrações de nitrogênio amoniacal acima de 1000 mg N-NH₄⁺/L e uma baixa relação DBO₅/DQO, o que inviabiliza a aplicação de tratamento biológico nesse tipo de efluente, com isso, ver-se a necessidade de estudar outras formas de tratamento para os lixiviados. Uma dessas formas é o tratamento conjugado do lixiviado com águas residuárias utilizando-se proporções que diminuam as concentrações de nitrogênio amoniacal e um incremento à relação DBO₅/DQO que viabilizem o tratamento biológico e observando também se essas proporções irão suprir o quantitativo total tanto de lixiviado como de águas residuárias que serão tratadas na ETE. É necessário também estudar parâmetros de projetos para obter uma boa eficiência no tratamento, pois as características do substrato (lixiviado + águas residuárias) serão bem diferentes das encontradas apenas nas águas residuárias.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do sistema de lagoas de estabilização em serie no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e águas residuárias.

2.2 Objetivos Específicos

- Verificar se as concentrações de nitrogênio amoniacal e a proporção DBO_5/DQO do substrato nas proporções de 1% e 2% apresentaram-se como fatores limitantes do tratamento biológico;
- Avaliar a eficiência das lagoas de estabilização na remoção de matéria orgânica no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e águas residuárias, com substrato nas proporções de 1% de lixiviado e 2% de lixiviado;
- Verificar se os parâmetros de projeto aplicados as lagoas de estabilização foram adequados para o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e águas residuárias.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Saneamento Ambiental

A FUNASA (2006), define saneamento ambiental como o conjunto de ações socioeconômicas que têm por objetivo alcançar Salubridade Ambiental, por meio de abastecimento de água potável, coleta e disposição sanitária de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, promoção da disciplina sanitária de uso do solo, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis e demais serviços e obras especializadas, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida urbana e rural.

NOSAKI (2007), registra que a definição de saneamento básico é muito ampla e o entendimento por saneamento básico esta mudando para saneamento ambiental, o que é mais geral ainda, reunindo a questão da água, esgoto, resíduos sólidos urbanos, drenagem, meio ambiente e educação ambiental, um conjunto de ações e atividades que interferem e muito na vida do cidadão.

Ainda segundo NOZAKI (2007), o saneamento básico tem grande importância para o meio ambiente, no que se refere à proteção dos mananciais, corpos d'água, córregos, rios, lagos, lagoas, terras, etc. Pois com o novo formato de saneamento ambiental, é dado uma grande importância para um tratamento global de todo o saneamento em todas as suas nuances, ou seja, investir na exploração de um bem, mas também, promover ações variadas para que essas fontes sejam mantidas e preservadas.

No Brasil, segundo a PNSB (2008), entre 2000 e 2008, o percentual de municípios brasileiros que tinham rede geral de abastecimento de água em pelo menos um distrito aumentou de 97,9% para 99,4%; o manejo dos resíduos sólidos (que inclui coleta e destinação final do lixo e limpeza pública) passou a existir em todos os municípios em 2008, frente a 99,4% deles em 2000; e os serviços de manejo de águas pluviais (drenagem urbana), que existiam em 78,6% dos municípios em 2000, chegaram a

94,5% em 2008. Nesses oito anos, o único serviço de saneamento que não chegou próximo à totalidade de municípios foi a coleta de esgoto por rede geral, que estava presente em 52,2% dos municípios em 2000 e passou a 55,2% em 2008. Esses dados estão ilustrados simplificadaamente abaixo na Figura 1.

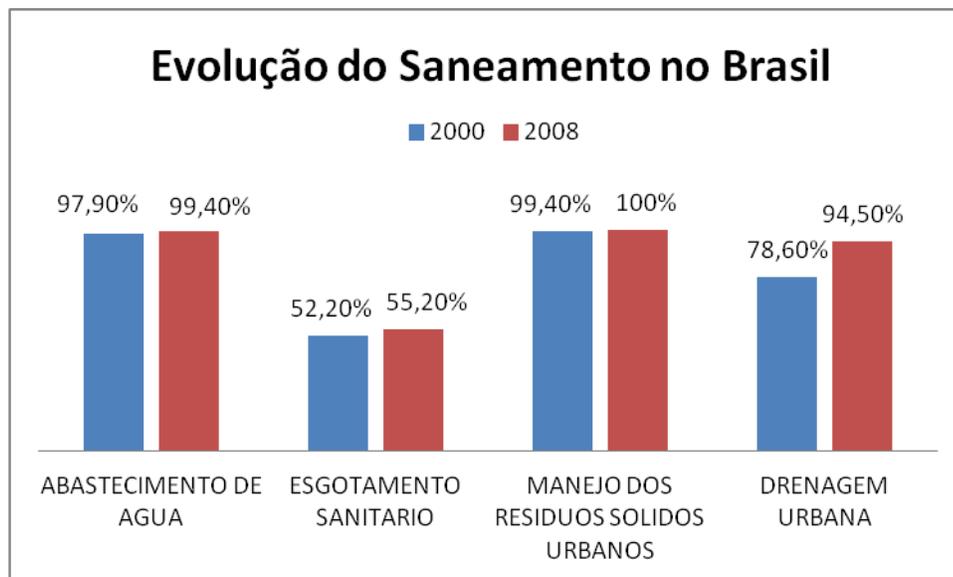


Figura 1 – Evolução do Saneamento Básico no Brasil. Fonte: PNSB (2008).

3.2 Resíduos Sólidos Urbanos

3.2.1 Definição e Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos

A NBR 10.004/2004 da ABNT define resíduos sólidos urbanos como sendo todos os resíduos no estado sólido ou semi-sólido que resultam da comunidade, de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviço e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistema 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 águas residuárias ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente viáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Segundo o IBAM (2001), 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. Na Tabela 2 encontram-se as variações das composições gravimétricas de alguns países que, segundo o IBAM (2001), a quantidade de matéria orgânica presente nos resíduos sólidos urbanos tende a se reduzir nos países desenvolvidos e industrializados.

Tabela 1 – Caracterização Gravimétrica de Alguns Países (%)

| COMPOSTO | BRASIL | ALEMANHA | HOLANDA | EUA |
|------------------|--------|----------|---------|-------|
| Matéria Orgânica | 65,00 | 61,20 | 50,30 | 35,60 |
| Vidro | 3,00 | 10,40 | 14,50 | 8,20 |
| Metal | 4,00 | 3,80 | 6,70 | 8,70 |
| Plástico | 3,00 | 5,80 | 6,00 | 6,50 |
| Papel | 25,00 | 18,80 | 22,50 | 41,00 |

Fonte: IBAM (2001).

3.2.2 Situação dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil

Segundo a PNSB (2008), os vazadouros a céu aberto, conhecidos como “lixões”, ainda são o destino final dos resíduos sólidos em 50,8% dos municípios brasileiros, mas esse quadro teve uma mudança significativa nos últimos 20 anos: em 1989, eles representavam o destino final de resíduos sólidos em 88,2% dos municípios. As regiões Nordeste (89,3%) e Norte (85,5%) registraram as maiores proporções de municípios que destinavam seus resíduos aos lixões, enquanto as regiões Sul (15,8%) e Sudeste (18,7%) apresentaram os menores percentuais. Paralelamente, houve uma expansão no destino dos resíduos para os aterros sanitários, solução mais adequada, que passou de 17,3% dos municípios, em 2000, para 27,7%, em 2008. A figura 2 ilustra

simplificadamente a evolução da disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil.

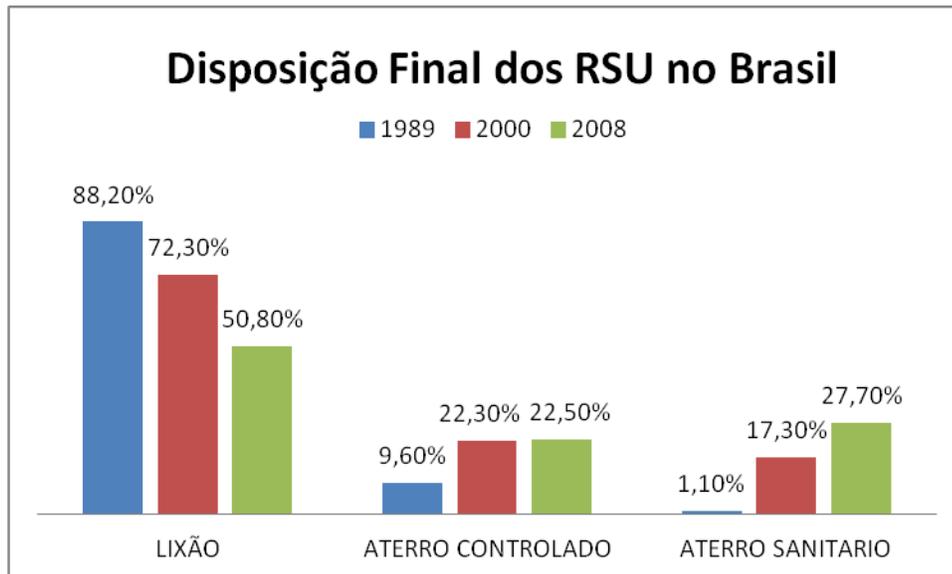


Figura 2 – Evolução da disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil.

Fonte: PNSB (2008).

Ainda segundo a PNSB (2008), os programas de coleta seletiva de resíduos sólidos aumentaram de 58 identificados em 1989 para 451 em 2000 e alcançando o patamar de 994 em 2008. O avanço se deu, sobretudo, nas regiões Sul e Sudeste, onde, respectivamente, 46% e 32,4% dos municípios informaram ter programas de coleta seletiva que cobriam todo o município.

Os programas de coleta seletiva são muito importantes, pois a partir deles pode-se diminuir significativamente a quantidade de resíduos sólidos urbanos nos locais adaptados para a sua disposição final, e de uma forma mais específica nos aterros sanitários, por ser uma obra de engenharia com um tempo de vida útil relativamente curto, para que esses possam ter uma vida útil maior.

3.3 Águas Residuárias

3.3.1 Definição e Classificação das Águas Residuárias

As águas residuárias, ou esgotos sanitários, são líquidos procedentes da atividade humana. Eles levam em sua composição grande parte de água, e geralmente são lançados em cursos ou massas d'água continentais ou marinhas (Seoanez, 1995, apud CUTOLO, 2009). Segundo CUTOLO (2009), as águas residuárias são caracterizadas quanto às suas características físicas, químicas e biológicas.

METCALF & EDDY (1991), Apud LIMA (2010), propõem uma classificação para os esgotos domésticos em forte, médio e fraco, segundo suas características físicas, químicas e biológicas. Os dados para essa classificação são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Classificação dos esgotos domésticos

| Características | Forte | Médio | Fraco |
|-----------------------------------|--------------|--------------|--------------|
| DBO ₅ (mg/L) | 400 | 220 | 110 |
| DQO (mg/L) | 1000 | 500 | 250 |
| COT (mg/L) | 290 | 160 | 80 |
| NTK (mg/L) | 85 | 40 | 20 |
| Nitrogênio Orgânico (mg/L) | 35 | 15 | 08 |
| Nitrogênio Amoniacal (mg/L) | 50 | 25 | 12 |
| Sólidos Totais (mg/L) | 1200 | 720 | 350 |
| Sólidos Suspensos Totais (mg/L) | 350 | 220 | 100 |
| Sólidos Suspensos Fixos (mg/L) | 75 | 55 | 20 |
| Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L) | 275 | 165 | 80 |
| Cloreto (mg/L) | 100 | 50 | 30 |
| Sulfato (mg/L) | 50 | 30 | 20 |

Fonte: Metcalf & Eddy, 1991. Apud Lima, 2010.

A NBR 9648/1986 da ABNT classifica as águas residuárias segundo a sua origem. Os esgotos domésticos são despejos líquidos resultantes do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas; os esgotos industriais são despejos líquidos resultantes dos processos industriais; águas de infiltração é toda água, proveniente do sub-solo, indesejável ao sistema separador e que penetra nas canalizações; a contribuição pluvial parasitária é a parcela do deflúvio superficial inevitavelmente absorvida pela rede de esgotamento sanitário; e os esgotos sanitários são os despejos líquidos constituídos de esgotos domésticos, esgotos industriais, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária.

3.3.2 Tratamento de Águas Residuárias

Segundo BOEIRA et. al. (2002), devido à poluição provocada pelo lançamento in natura dos esgotos domésticos em corpos receptores, estações de tratamento de esgoto vêm sendo implementadas nas principais cidades brasileiras, obtendo-se, geralmente, considerável redução da carga orgânica dos efluentes.

Segundo a PNSB (2008), do quantitativo total dos municípios brasileiros, 55,2% possuem redes coletoras de esgoto, mas apenas 28,5% desses municípios que possuem rede geral de esgotamento realizam o tratamento dos esgotos, mas apesar de menos de um terço dos municípios terem tratamento de esgoto, o volume tratado representa 68,8% do total de esgotos coletados no país.

A escolha do tipo de tratamento a ser aplicado as águas residuárias depende de suas características químicas e biológicas e da eficiência que deseja-se obter na remoção de determinados parâmetros.

3.4 Lagoas de Estabilização

Segundo SPERLING (1996), as lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento de águas residuárias tendo como seu principal objetivo a remoção de matéria carbonácea, como também para a remoção de microrganismos patogênicos.

A solução das lagoas como forma de tratamento de esgotos é muito adequada para as condições do Brasil e da América Latina, com climas favoráveis e grandes extensões de áreas planas, e a experiência alcançada já indica esta solução como plenamente aceitável (JORDÃO & PESSOA, 2005).

Segundo SPERLING (1996), de maneira geral, as lagoas de estabilização são bastante indicadas para regiões de clima quente e países em desenvolvimento devido aos seguintes aspectos: suficiente disponibilidade de área em um grande número de localidades, clima favorável (temperatura e insolação elevadas), operação simples e necessidade de poucos, ou nenhum, equipamentos.

Segundo ARAUJO (2007), entre as vantagens de sistemas de lagoas de estabilização destacam-se:

- Baixo custo e simplicidade de construção, operação e manutenção, o que torna as lagoas de estabilização a forma mais barata de tratamento;
- Necessitam de pouco ou nenhum componente mecânico;
- Nenhum consumo de energia elétrica é requerido, uma vez que utilizam como fonte de energia a radiação solar e a energia química liberada pela decomposição da matéria orgânica;

- Suportam sobrecargas hidráulicas ou orgânicas, devido ao longo tempo de detenção e elevada capacidade de diluição;
- Elevada eficiência na remoção de DBO_5 e organismos patogênicos (bactérias, vírus, protozoários e helmintos), possibilitando o uso dos efluentes na agricultura, além de ser um sistema bastante vantajoso principalmente em locais com elevado índice de doenças de veiculação hídrica.

As desvantagens do uso das lagoas de estabilização estão principalmente em dois aspectos, o primeiro são as grandes áreas requeridas para sua construção, e o segundo está na baixa eficiência na remoção de sólidos suspensos por conta do crescimento algal no sistema (LIMA, 2010).

No projeto de lagoas de estabilização, poderão ser trabalhadas algumas variantes, quando levado em consideração a eficiência de remoção de material orgânico e de microrganismos (METCALF & EDDY, 1991). Essas variantes normalmente se dão por meio de sistemas de lagoas de estabilização ligadas em série. Segundo OLIVEIRA (1990), Apud ARAUJO (2007), Quando se utiliza uma série de lagoas para o tratamento de águas residuárias, a qualidade sanitária do efluente é superior, comparada à de um efluente de uma única lagoa, com a mesma área total, tempo de detenção hidráulica e tratando uma mesma vazão de águas residuárias com igual concentração. Isto é justificado pelo fato do regime hidráulico de um sistema de lagoas em série se aproximar ao de um reator de carga não dispersa, que é mais eficiente do que o produzido por uma única lagoa, em que o regime hidráulico se aproxima ao de um reator completamente disperso.

No geral, em se tratando de esgoto doméstico, a variante adotada poderia ser constituída por lagoa anaeróbia, lagoa facultativa secundária e lagoa de maturação. Outras variantes também poderão ser adotadas, haja vista a disponibilidade de área, condições climáticas, características da água residuária a ser tratada e a qualidade do efluente que se deseja produzir (SHILTON, 2005).

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 se alcançar a qualidade padrão requerida (PEARSON et. al., 1995).

3.4.1 Lagoas Anaeróbias

Segundo SPERLING (1996), as lagoas anaeróbias constituem-se em uma forma alternativa de tratamento, onde a existência de condições estritamente anaeróbias é essencial, essas lagoas têm sido amplamente utilizadas para o tratamento de esgotos domésticos e despejos industriais predominantemente orgânicos, com altos teores de DBO, como frigoríficos, laticínios, bebidas, etc.

Nas lagoas anaeróbias a degradação da matéria orgânica é realizada por bactérias formadoras de ácidos orgânicos e por bactérias metanogênicas. São dimensionadas para receber cargas orgânicas elevadas, resultando na ausência de oxigênio dissolvido no meio líquido (UEHARA & VIDAL, 1989, Apud CASTILHOS et. al., 2009).

As lagoas anaeróbias são usualmente profundas, de ordem a 4m e 5m. A profundidade é importante, no sentido de reduzir a possibilidade da penetração do oxigênio produzido na superfície para as demais camadas. Pelo fato das lagoas serem mais profundas, a área requerida é correspondentemente menor (SPERLING, 1996).

Ainda segundo SPERLING (1996), a eficiência na remoção de DBO nas lagoas anaeróbias é de 50% a 60%. A DBO efluente é ainda elevada, implicando na necessidade de uma unidade posterior de tratamento. As unidades mais utilizadas para tal são as lagoas facultativas compondo o sistema de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, também denominadas sistema australiano. A remoção de DBO na

lagoa anaeróbia proporciona uma substancial economia de área, fazendo com que o requisito de área total (lagoa anaeróbia + lagoas facultativa) seja em torno de 2/3 do requisito de uma lagoa facultativa única.

3.4.2 Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas são a variante mais simples dos sistemas de lagoa de estabilização. Basicamente, o processo consiste na retenção de efluentes líquidos por um período de tempo longo o bastante para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam (SPERLING, 1996).

Segundo JORDÃO & PESSOA (2005), as lagoas facultativas caracterizam-se por possuir uma zona aeróbia superior, em que os mecanismos de estabilização da matéria orgânica são a oxidação aeróbia e a redução fotossintética, e uma zona anaeróbia na camada de fundo, onde ocorrem fenômenos típicos da fermentação anaeróbia. A camada intermediária entre as duas zonas é dita facultativa, predominando os processos de oxidação aeróbia e fotossintética.

Ainda segundo JORDÃO & PESSOA (2005), as lagoas facultativas podem ser operadas para operar como uma única unidade, ou em sequência a uma lagoa anaeróbia. No primeiro caso costuma ser chamada lagoa primária, e no segundo caso de lagoa secundária. Podem também operar após uma estação de tratamento, e é chamada de lagoa de polimento. Algumas vezes pode anteceder também uma série de lagoas de maturação.

4.3.3 Lagoas de Maturação

São lagoas predominantemente aeróbias em virtude da remoção de grande parte da carga orgânica nos tratamentos precedentes, que possibilitam um polimento no efluente de qualquer dos sistemas de lagoas de estabilização (CASTILHOS et al., 2009).

Segundo SPERLING (1996), o principal objetivo das lagoas de maturação é o da remoção de patogênicos e não da remoção adicional de DBO. As lagoas de maturação constituem-se numa alternativa bastante econômica à desinfecção do efluente por métodos mais convencionais, como a cloração.

3.5 Lixiviado

3.5.1 Definição e Formação do Lixiviado

Segundo LANGE & AMARAL (2009), os lixiviados de aterros sanitários podem ser definidos como o líquido proveniente da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado as materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa orgânica.

A formação de lixiviados é função da precipitação e da disponibilidade de água no local, das características do resíduos depositados e do método de impermeabilização do aterro (SILVA, 2008). Segundo EL-FADEL et. al. (2002), Apud SILVA (2008), os fatores que influenciam no processo de formação de lixiviados podem ser divididos naqueles que contribuem diretamente no teor de umidade do aterro (drenagem superficial, chuva, águas subterrâneas, conteúdo de umidade inicial, recirculação e a decomposição dos resíduos) e aqueles que afetam a distribuição da umidade dos resíduos aterrados

(compactação, permeabilidade, granulometria, vegetação, camada de cobertura, impermeabilização, entre outros).

3.5.2 Tratamento Biológico de Lixiviado

A implantação de sistemas de coleta e tratamento de lixiviado são essenciais para a preservação do meio ambiente, pois, segundo MORAIS & PERALTA-ZAMORA (2005), os impactos ambientais produzidos pelo lixiviado são bem acentuados. Ainda segundo MORAIS E PERALTA-ZAMORA (2005), estudos recentes demonstram que efeitos adversos podem ser observados no solo, mesmo a distâncias superiores a 100 m do aterro, assim como alterações na biota aquática, principalmente nas imediações da descarga.

No Brasil, ainda segundo MORAIS & PERALTA-ZAMORA (2005), a forma de tratamento mais comum é de natureza biológica. Este tipo de processo pode ser considerado eficiente no tratamento de lixiviado de aterro novo, rico em ácidos graxos voláteis e elevado valor de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Entretanto, inúmeros problemas são detectados no tratamento de lixiviado de células mais antigas (lixiviado maduro), o qual costuma apresentar reduzida disponibilidade de matéria orgânica biodegradável, altas concentrações de nitrogênio amoniacal, metais potencialmente tóxicos e substâncias húmicas. A Tabela 3 apresenta os dados típicos da composição de lixiviado em aterros sanitários novos e antigos.

Tabela 3 – Dados Típicos da Composição do Lixiviado em Aterros Novos e Antigos

| CARACTERÍSTICAS | VALORES mg/L | |
|-------------------------------------|------------------------------------|-----------------|
| | Aterros Novos (menos de 2 anos) | Aterros Antigos |
| DBO ₅ | 2.000-30.000 | 100-200 |
| COT | 1.500-20.000 | 80-160 |
| DQO | 3.000-60.000 | 100-500 |
| Sólidos Suspensos Totais | 200-2.000 | 100-400 |
| Nitrogênio Orgânico | 10-800 | 80-120 |
| Nitrogênio Amoniacal | 10-800 | 20-40 |
| Nitrato | 5-40 | 5-10 |
| Fósforo Total | 4-100 | 5-10 |
| Alcalinidade como CaCO ₃ | 1.000-10.000 | 200-1.000 |
| pH | 4,5-7,5 | 6,6-7,5 |
| Dureza como CaCO ₃ | 300-10.000 | 200-500 |

Fonte: Adaptado de TCHOBANOGLIOUS et. al. (1993) apud HAMADA (1997).

Atualmente, para projeto de sistemas de tratamento de lixiviado, são empregados parâmetros de esgoto doméstico, muito embora se saiba que o lixiviado apresenta características distintas dos esgotos domésticos. As consequências do emprego desses parâmetros são estações de tratamento com capacidade subestimada e de baixa eficiência (GOMES et. al., 2009).

Em relação ao tratamento biológico, é necessário o ajuste de condições favoráveis ao desenvolvimento da comunidade microbiana responsável pela degradação biológica da matéria orgânica e remoção de nutrientes, já que a eficácia de tais sistemas de tratamento está diretamente ligada ao desenvolvimento biótico, o qual é acondicionado à partida do sistema, ou seja, ao controle inicial de condições ambientes favoráveis. A falta deste pode levar a perda de biomassa formada em semanas, e, conseqüentemente, ao não funcionamento do sistema (MORAVIA et al., 2007, Apud TORQUATO, 2010).

3.5.3 Tratamento Conjugado de Lixiviado e Águas Residuárias

Segundo TORQUATO (2010), o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e águas residuárias em ETE (Estação de Tratamento de Esgotos) já existente é um procedimento que vem sendo aplicado com o objetivo de minimizar os custos de implantação e de operação do aterro. São requisitos para tal: a viabilidade de transporte de lixiviado até a ETE, a capacidade da estação em assimilar esse resíduo, a compatibilidade do processo com as características desse material e a possibilidade de manejo do provável aumento da produção de lodo.

Segundo MANNARINO et. al. (2011), a eficiência do tratamento combinado está relacionada ao estabelecimento de faixas de cargas carbonácea e nitrogenada do lixiviado a serem misturadas ao efluente doméstico. Com isso, deve-se estudar as melhores proporções de lixiviado em relação às águas residuárias que melhor se adequem ao tipo de tratamento.

ATHAYDE JUNIOR et. al. (2002), utilizou-se de um sistema de lagoas de estabilização em serie para o tratamento conjugado de lixiviado e águas residuárias, tendo esse substrato passado inicialmente por um pré-tratamento em um reator UASB, devido a sua alta carga de matéria orgânica. O lixiviado era misturado ao esgoto doméstico de modo que a DBO_5 fosse cerca de 1000mg/L. Inicialmente a proporção de lixiviado em relação ao volume total da mistura era de 1%, tendo sido posteriormente aumentada para 5% e subseqüentemente para 15%, de acordo com o envelhecimento e conseqüente diminuição de concentração e aumento do pH do percolado. As concentrações de DBO_5 e DQO do efluente final foi de, respectivamente, 50 mg/L e 200mg/L, já a concentração de amônia do efluente final foi de 6,6mg/L, obtendo uma remoção de 86% e aproximando-se do limite máximo de 5mg/L estabelecido pela Resolução 357/2005 do CONAMA.

VIANA et. al. (2009), avaliaram em campo, em escala de demonstração, o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário em Estação de Tratamento de Esgoto. O trabalho foi dividido em duas linhas de operação, sendo a linha 01 composta por unidades de lagoa facultativa e lagoa de maturação e a linha 02 composta por lagoa aerada seguida de lagoa de sedimentação. Ambas receberam a mesma diluição de

lixiviado, variando de 0,2% a 2% (relação vazão/vazão) caracterizando as 05 fases operacionais da pesquisa, sendo que em uma dessas fases a proporção de lixiviado era ajustada em função da detecção da sua concentração de amônia. A linha 2 da pesquisa apresentou resultados satisfatórios para a aplicação do tratamento combinado, com diluições de 0,2% a 0,5%. Neste caso, as eficiências médias de DBO, variaram entre 65% e 78%, apresentando efluente com concentração média inferior a 60mg/L. A eficiência de DQO alcançou valores mais baixos (entre 62% e 68%), se distanciando da eficiência média alcançada, quando as unidades operaram somente com esgoto doméstico. Já a linha 01 não apresentou resultados satisfatórios na remoção de DBO e DQO. O mau desempenho desta linha de operação é função do elevado aporte de amônia e DQO, mesmo com diluições de lixiviado reduzidas. A redução de amônia por nitrificação somente pode ser observada na linha de tratamento 02, com eficiência de remoção variando de 51% a 89%.

Neste projeto de pesquisa, para determinar a proporção de lixiviado para o tratamento conjugado, utilizou-se um método que apresenta uma fórmula empírica para determinar a produção de lixiviado em um aterro sanitário, este método ficou conhecido como método suíço. Neste método, segundo BARROS (2004), estima-se que uma certa porcentagem da precipitação infiltra nos resíduos, atinge a camada de impermeabilização na base da plataforma e, conseqüentemente deve ser drenada. Ainda segundo BARROS (2004), o método suíço considera como elementos principais a precipitação pluviométrica sobre a cobertura e o grau de compactação dos resíduos.

O cálculo da vazão média pode ser expresso pela equação abaixo:

$$Q = P \cdot A \cdot K / t$$

Equação 1

em que:

Q: vazão média de percolado, L/s;

P: precipitação média anual, mm;

A: área de cobertura, m²;

t: número de segundos em um ano;

K: proporção da precipitação que é convertida em percolado (Tabela 4).

Os valores de K são em função do peso específico dos resíduos sólidos urbanos e estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Coeficiente K em Relação ao Peso Específico dos Resíduos Sólidos Urbanos

| Peso Específico dos Resíduos (kN/m³) | K |
|--|-------------|
| 4 a 7 | 0,25 a 0,5 |
| > 7 | 0,15 a 0,25 |

Fonte: FIRTA, 2007, Apud LIMA (2010).

Para estimar a produção de lixiviado utilizou-se o coeficiente $k = 0,5$, por ser o maior valor possível.

BIANA (2007), estimou que, multiplicando o total de resíduos sólidos coletados diariamente em Campina Grande - PB que é de 220 ton/dia pelo fator 560 (Este fator se baseia nos seguintes parâmetros, usualmente utilizados em projetos de aterros: vida útil = 20 anos; altura do aterro = 20 m; taludes de 1:3 e ocupação de 80% do terreno com área operacional), a área mínima de um aterro sanitário para Campina Grande é de 123.200 m².

Na Figura 3 apresenta-se o comportamento da precipitação pluviométrica ocorrida no município de Campina Grande - PB, nela podemos observar tanto o índice pluviométrico do ano de 2009, como também a média de chuvas ocorridas na cidade entre os anos de 1961 até 1990. Baseado na média histórica se tem um valor anual de chuvas em Campina Grande que fica em torno de 800 mm.

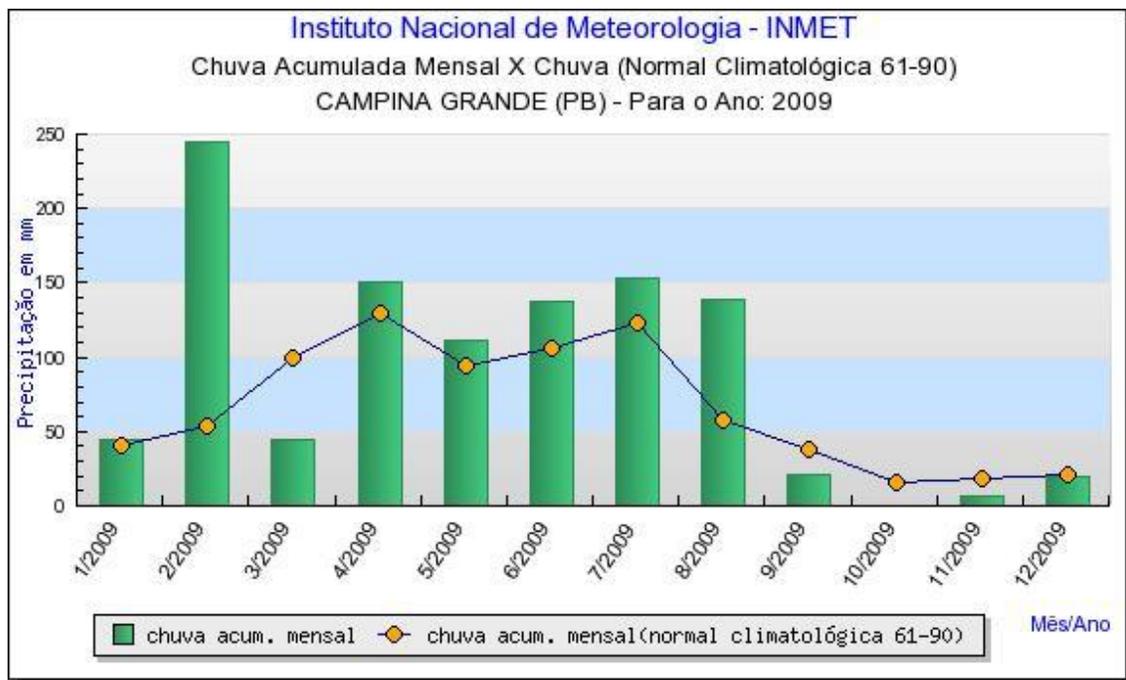


Figura 3 – Dados da precipitação pluviométrica acumulada durante o ano de 2009 e a Normal Climatológica do período de 1961 à 1990 do Município de Campina Grande - PB. Fonte: INMET (2010).

Baseados nos dados apresentados por BIANA (2007) e INMET (2011), e por meio do modelo suíço apresentado por BARROS (2004), estimou-se a vazão volumétrica de lixiviado que poderá ser produzida em um aterro sanitário na cidade de Campina Grande – PB:

$$Q = P \cdot A \cdot K / t$$

Equação 2

$$Q = 800 \times 123.200 \times 0,5 / 31622400$$

$$Q = 1,56 \text{ L / s}$$

Baseando-se em cálculos de engenharia para o dimensionamento de uma estação de tratamento de esgotos, estimou-se a vazão volumétrica de águas residuárias na cidade de Campina Grande – PB, adotando-se, segundo o IBDE (2010), que a população de Campina Grande – PB é cerca de 400.000 habitantes e que a produção per capita de esgotos é de $150 \text{ L.hab}^{-1}\text{dia}^{-1}$.

$Q = \text{População} \times \text{Vazão Per Capita}$

Equação 3

$Q = 400.000 \text{ hab} \times 150 \text{ L.hab}^{-1}\text{dia}^{-1}$

$Q = 60.000.000 \text{ L/dia}$

$Q = 694,44 \text{ L/s}$

Com esses dados conclui-se que a vazão volumétrica de lixiviados estimada para um aterro sanitário na cidade de Campina Grande – PB (1,56 L/s) equivale a cerca de 0,25% da vazão volumétrica estimada dos esgotos de Campina Grande – PB (684,44 L/s). Esses resultados nos indica que as proporções de 1% e 2% de lixiviado utilizados no tratamento conjugado estão bem acima dos valores teóricos obtidos.

4. METODOLOGIA

4.1 Local da Pesquisa

O trabalho foi realizado na cidade de Campina Grande no Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. O sistema experimental foi instalado e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamento biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba, que se encontra localizada no bairro do Tambor na cidade de Campina Grande – PB com coordenadas geográficas 7°13'11" Sul, 35°52'31" Oeste e com referencia de nível (RN) de 550 m acima do nível do mar.

4.2 Sistema Experimental

O sistema experimental constitui-se basicamente de quatro lagoas de estabilização ligadas em série, reservatórios para o armazenamento do lixiviado “pós stripping”, das águas residuárias e do substrato (lixiviado + águas residuárias). Na Tabela 5 apresenta as características físicas das lagoas de estabilização, a Figura 4 ilustra a planta baixa do sistema experimental e a Figura 5 ilustra as lagoas de estabilização em serie.

Tabela 5 – Parâmetros Físicos das Lagoas de Estabilização.

| Lagoas | Comprimento (m) | Largura (m) | Profundidade (m) | Volume (m ³) |
|---------|-----------------|-------------|------------------|--------------------------|
| Lagoa 1 | 5 | 1 | 0,50 | 2,50 |
| Lagoa 2 | 5 | 1 | 0,45 | 2,25 |
| Lagoa 3 | 5 | 1 | 0,40 | 2,00 |
| Lagoa 4 | 5 | 1 | 0,35 | 1,75 |

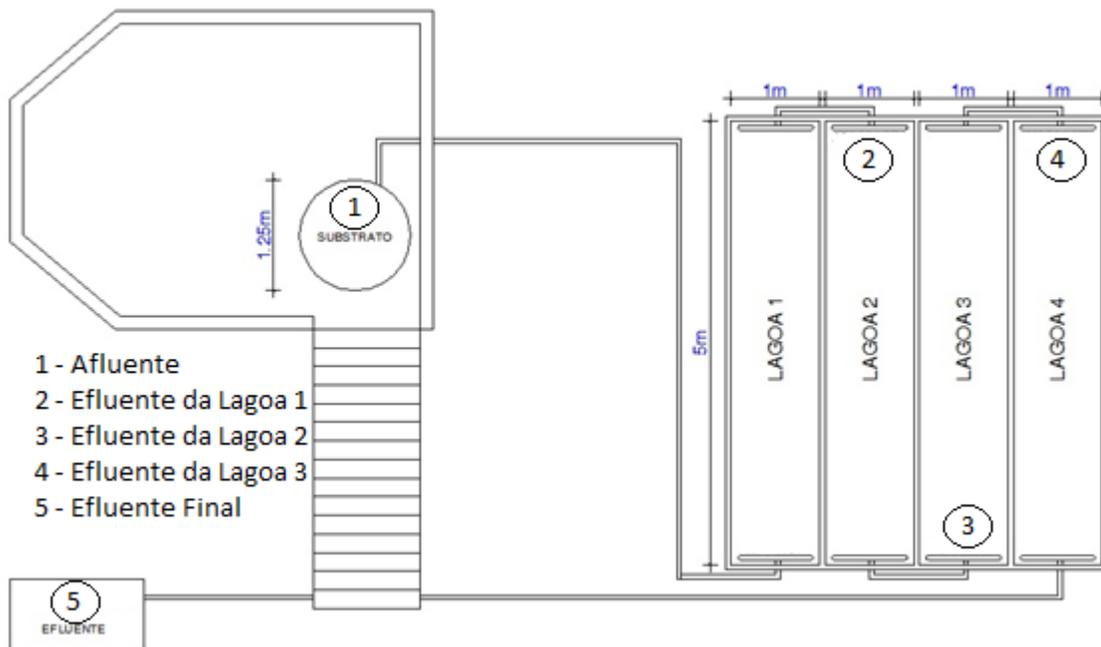


Figura 4 – Planta baixa do sistema experimental



Figura 5 – Lagoas de Estabilização em Série

4.3 Substrato Utilizado

O lixiviado utilizado foi proveniente do aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa – PB, que está localizado no Engenho Mussuré no Distrito Industrial a 5 km da BR-101, o mesmo foi transportado para a EXTRABES por meio de carros tanque e foi pré-tratado por meio do processo de Stripping de Amônia. As águas residuárias são provenientes de um interceptor de responsabilidade da CAGEPA que passa próximo as dependências físicas da EXTRABES.

Este trabalho foi dividido em 2 fases, com um tempo de monitoramento de 3 meses cada uma. Na fase 1, o substrato utilizado constituiu-se de águas residuárias e lixiviado na proporção de 1%. Na fase 2, o substrato utilizado constituiu-se de águas residuárias e lixiviado na proporção de 2%.

4.4 Monitoramento do Sistema Experimental

O sistema experimental foi monitorado de forma continua nas duas fases desta pesquisa. Na fase 1, o sistema operou com uma vazão de 450 L/dia, TDH de 18,8 dias e a Taxa de Aplicação Superficial (λ_s) de 370,4 kgDQO/ha.dia na lagoa 1. Na fase 2, o sistema operou com uma vazão de 450 L/dia, TDH de 18,8 dias e a Taxa de Aplicação Superficial (λ_s) de 392 kgDQO/ha.dia na lagoa 1. Os dados de operação do sistema estão sendo mostrados simplificadaamente na Tabela 6.

Tabela 6 – Dados de Operação do Sistema Experimental

| Fases | Q (L/dia) | TDH (dia) | λ_s (kgDQO/ha.dia) |
|--------------|------------------|------------------|--|
| Fase 1 | 450 | 18,8 | 370,4 |
| Fase 2 | 450 | 18,8 | 392,0 |

A Tabela 7 apresenta os parâmetros determinados semanalmente durante o período de monitoramento das duas fases do sistema. Todas as amostras foram coletadas com auxílio de béquer na superfície das lagoas (dez centímetros de profundidade), com exceção do primeiro ponto de amostragem. A coleta do primeiro ponto de amostragem se deu antes do substrato se misturar a massa líquida da primeira lagoa, através de um registro controle de fluxo existente na tubulação que conduz o substrato até a primeira lagoa da série. O horário de coleta foi às 8 horas da manhã no ponto afluente de cada lagoa e no ponto efluente da lagoa 4, dando um total de cinco pontos de amostragem que estão indicados da Figura 2. Todas as análises foram realizadas logo após cada coleta.

Os parâmetros físicos e químicos foram quantificados por métodos padronizados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA / AWWA / WEF, 1998), com exceção da *clorofila "a"* que seguiu o método recomendado por Jones (1979).

Tabela 7 – Parâmetros e Métodos Analíticos

| Parâmetro | Método | Frequência |
|----------------------|-----------------|-------------------|
| pH | Potenciométrico | 2 x por semana |
| AT* e Acidez | Potenciométrico | 2 x por semana |
| Nitrogênio Amoniacal | Micro Kjeldahl | 2 x por semana |
| DQO | Titulométrico | 2 x por semana |
| ST | Gravimétrico | 1 x por semana |
| SST | Gravimétrico | 1 x por semana |
| SSV | Gravimétrico | 1 x por semana |
| SSF | Gravimétrico | 1 x por semana |
| DBO ₅ | Titulométrico | 1 x por semana |

*Alcalinidade Total

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Caracterização do Substrato

A tabela 8 apresenta os dados da caracterização dos parâmetros do lixiviado pós stripping e dos substratos utilizados na alimentação das lagoas de estabilização nas proporções de 1% e 2% de lixiviado.

Tabela 8 – Caracterização do Lixiviado, das Águas Residuárias e dos Substratos

| Parâmetros | Lixiviado (Pós Stripping) | Águas Residuárias | Substrato Fase 1 | Substrato Fase 2 |
|---------------------------------------|---------------------------|-------------------|------------------|------------------|
| pH | 10,3 | 7,6 | 7,71 | 7,64 |
| AT (mgCaCO ₃ /L) | 11842,4 | 435,95 | 454,29 | 444,41 |
| Acidez (mgCaCO ₃ /L) | 679,6 | 39,91 | 45 | 42 |
| DQO (mg/L) | 9505,8 | 380,9 | 411,6 | 435,8 |
| DBO ₅ (mg/L) | 254,8 | 202,15 | 191,3 | 155,33 |
| N-NH ₄ ⁺ (mg/L) | 5,7 | 45,248 | 39,44 | 40,22 |
| ST (mg/L) | 83470 | 1095,4 | 1184,7 | 1102 |
| SSV | 240 | 54,8 | 42 | 50 |

De acordo com os dados apresentados na Tabela 8 observa-se que o lixiviado pós stripping possui características de lixiviado de aterro antigo e devido a sua baixa relação DBO/DQO que é em torno de 0,027, pode-se observar uma grande quantidade de material inerte, pouco biodegradável rapidamente, que é dificilmente degradado com tratamento biológico como o proposto nesta pesquisa. No entanto os substratos na proporção de 1% e 2% de lixiviado apresentaram uma relação DBO/DQO de 0,465 e 0,356, respectivamente. Essas relações tornam mais propício o tratamento biológico.

5.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

A Figura 6 apresenta os valores da variação temporal do pH das fases 1 e 2 durante o monitoramento das lagoas de estabilização.

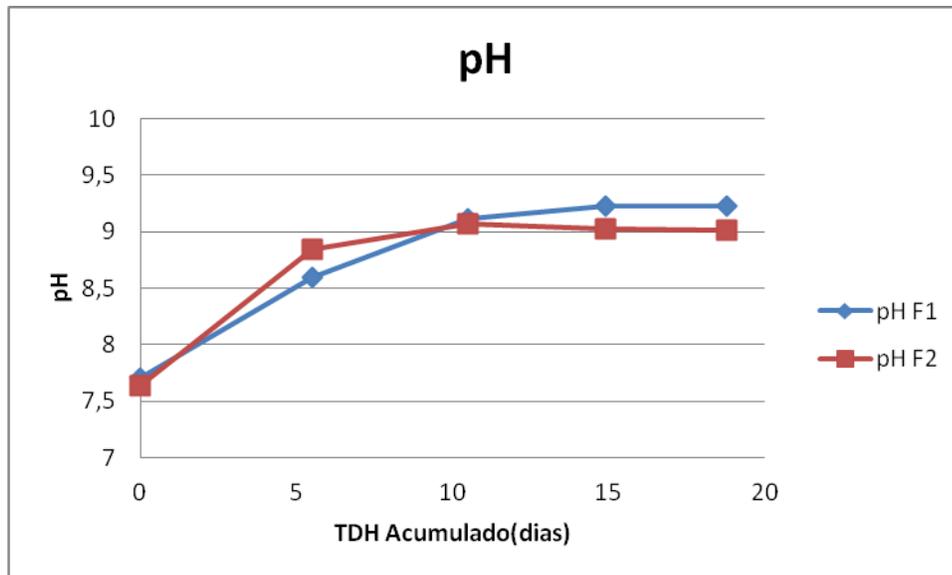


Figura 6 – Variação Temporal do pH nas Lagoas de Estabilização

Na fase 1, o pH sai de um valor inicial de 7,71 para 9,23, tendo um incremento de 1,52 unidades de pH, sendo que a maior parte desse incremento ocorreu nas lagoas 1 e 2 em um tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 10 dias. Na fase 2, assim como na fase 1, o incremento de pH ocorreu nas lagoas 1 e 2 com um tempo de aproximadamente 10 dias, mantendo-se praticamente sem variações até chegar ao efluente final da lagoa 4.

5.3 Alcalinidade Total

A Figura 7 apresenta os valores da variação temporal da alcalinidade total das fases 1 e 2 durante o monitoramento das lagoas de estabilização.

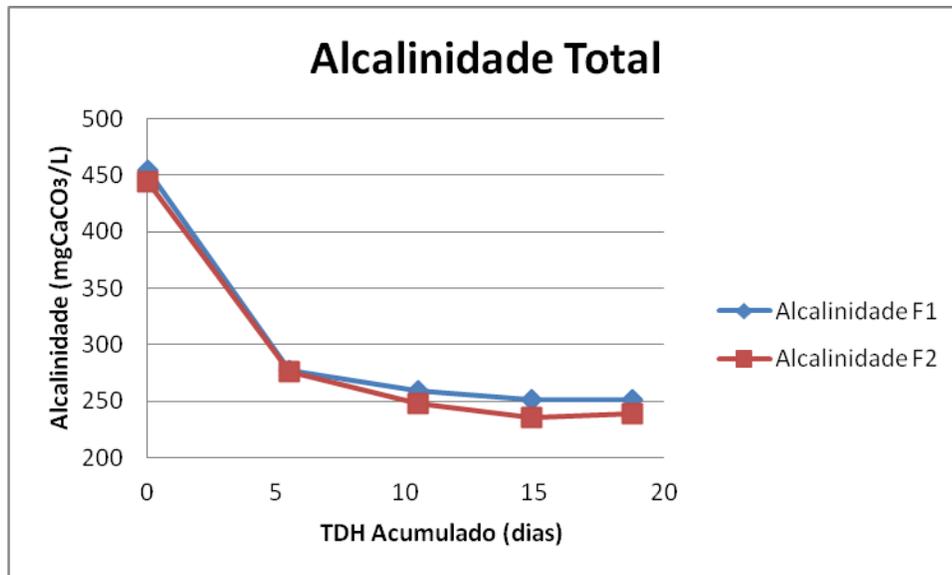


Figura 7 – Variação Temporal da Alcalinidade Total nas Lagoas de Estabilização

Na fase 1, a alcalinidade total apresentou uma concentração de 454,29 mgCaCO₃/L no substrato inicial e uma concentração de 250,97 mgCaCO₃/L no efluente final da lagoa 4, apresentando uma remoção de 44,75%, sendo que a maior parte dessa remoção ocorreu na lagoa 1 com um tempo de aproximadamente 5 dias. Já na fase 2, a alcalinidade total apresentou uma concentração de 444,41 mgCaCO₃/L no substrato inicial e uma concentração de 238,56 mgCaCO₃/L no efluente final da lagoa 4, apresentando uma remoção de 46,34%, sendo que, assim como na fase 1, a maior parte dessa remoção ocorreu na lagoa 1 com um tempo de aproximadamente 5 dias.

5.4 Acidez

A Figura 8 apresenta os valores da variação temporal da acidez das fases 1 e 2 durante o monitoramento das lagoas de estabilização.

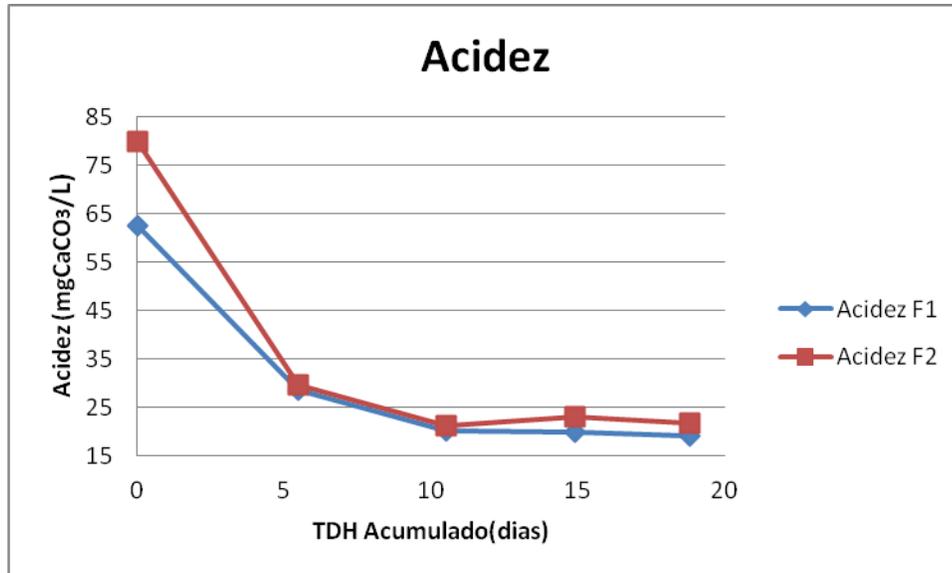


Figura 8 – Variação Temporal da Acidez nas Lagoas de estabilização

Na fase 1, a acidez apresentou uma concentração de 62,66 mgCaCO₃/L no substrato inicial e uma concentração de 18,99 mgCaCO₃/L no efluente final da lagoa 4, apresentando uma remoção de 69,69%, sendo que a maior parte dessa remoção ocorreu nas lagoa 1 e 2 com um tempo de aproximadamente 10 dias. Já na fase 2, a alcalinidade total apresentou uma concentração de 79,90 mgCaCO₃/L no substrato inicial e uma concentração de 21,73 mgCaCO₃/L no efluente final da lagoa 4, apresentando uma remoção de 72,80%, sendo que, assim como na fase 1, a maior parte dessa remoção ocorreu nas lagoas 1 e 2 com um tempo de aproximadamente 10 dias.

5.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Figura apresenta os valores da variação temporal da demanda química de oxigênio das fases 1 e 2 durante o monitoramento das lagoas de estabilização.

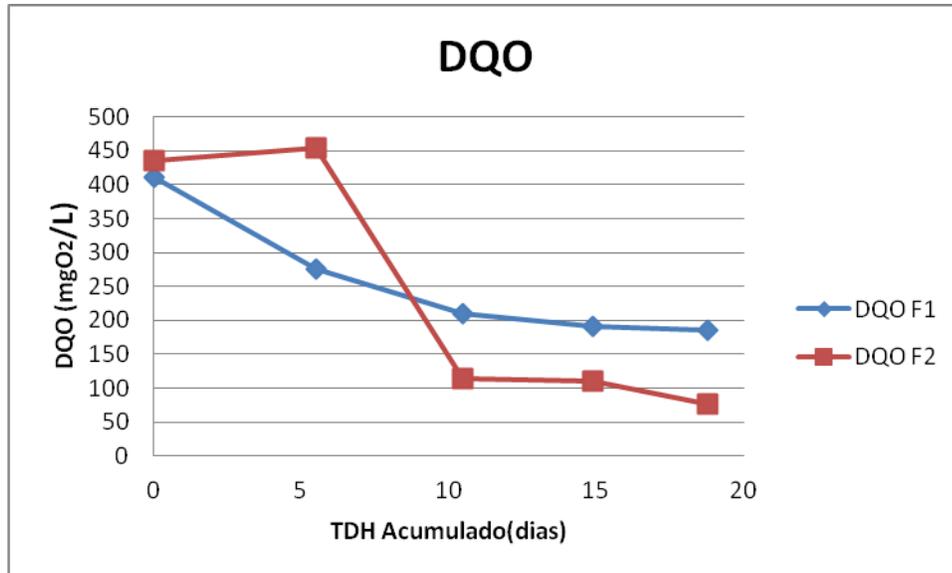


Figura 9 – Variação Temporal da DQO nas Lagoas de Estabilização

Na fase 1, a DQO apresentou uma concentração de 411,60 mgO₂/L no substrato inicial e uma concentração de 185,80 mgO₂/L no efluente final da lagoa 4, apresentando uma remoção de 54,86%, onde essa remoção ocorreu gradativamente ao durante os 18,8 dias (tempo de detenção hidráulica total das lagoas de estabilização). Já na fase 2, na lagoa 1 ouve um incremento de DQO de 19 mg/L, possivelmente explicado pela comunidade algal que normalmente se forma nesse tipo de tratamento biológico, apresentando na lagoa 2 uma remoção considerável de DQO com um tempo de aproximadamente 10 dias, nesta fase 2 a DQO apresentou uma concentração de 435,80 mgO₂/L no substrato inicial e uma concentração de 76,30 mgO₂/L no efluente final da lagoa 4, apresentando uma remoção de 82,59%. Observou-se também que a remoção mostrou-se maior no substrato da fase 2 por apresentar uma maior concentração de DQO em comparação com o substrato da fase 1.

5.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio

A Figura 10 apresenta os valores da variação temporal da demanda bioquímica de oxigênio das fases 1 e 2 durante o monitoramento das lagoas de estabilização.

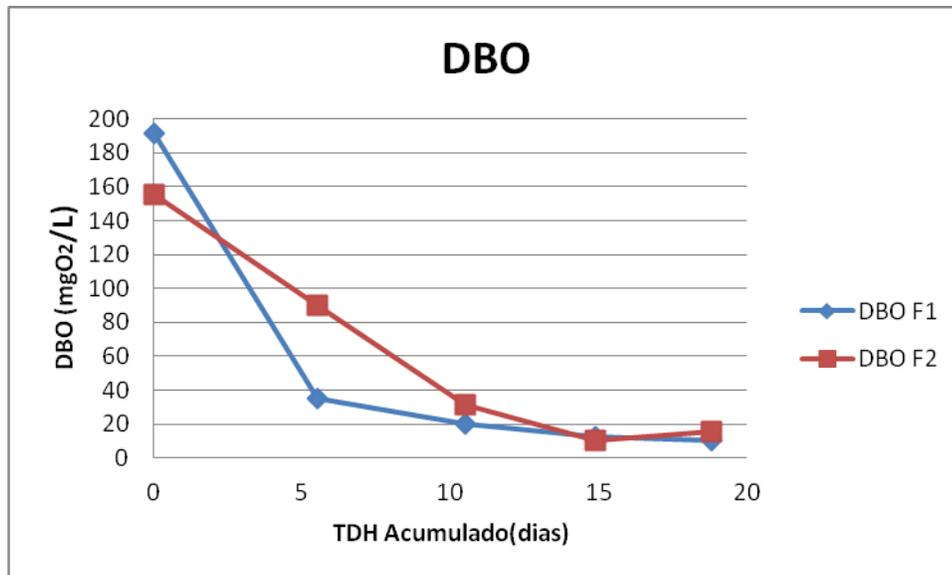


Figura 10 – Variação Temporal da DBO₅ nas Lagoas de Estabilização

Na fase 1, a DBO₅ apresentou uma concentração de 191,30 mgO₂/L no substrato inicial e uma concentração de 10,38 no efluente final da lagoa 4, apresentando uma remoção de 94,57%, sendo que esta remoção ocorreu mais significativamente na lagoa 1 com um tempo de aproximadamente 5 dias. Já na fase 2, a DBO₅ apresentou uma concentração de 155,33 mgO₂/L no substrato inicial e uma concentração de 15,23 mgO₂/L no efluente final da lagoa 4, apresentando uma remoção de 90,18%, sendo que, diferentemente do que aconteceu na fase 1, essa remoção ocorreu gradativamente durante os 18,8 dias, tendo um pequeno incremento de cerca de 5 mgO₂/L na lagoa 4.

5.7 Clorofila a

A Figura 11 apresenta os valores da variação temporal da “clorofila a” das fases 1 e 2 durante o monitoramento das lagoas de estabilização.

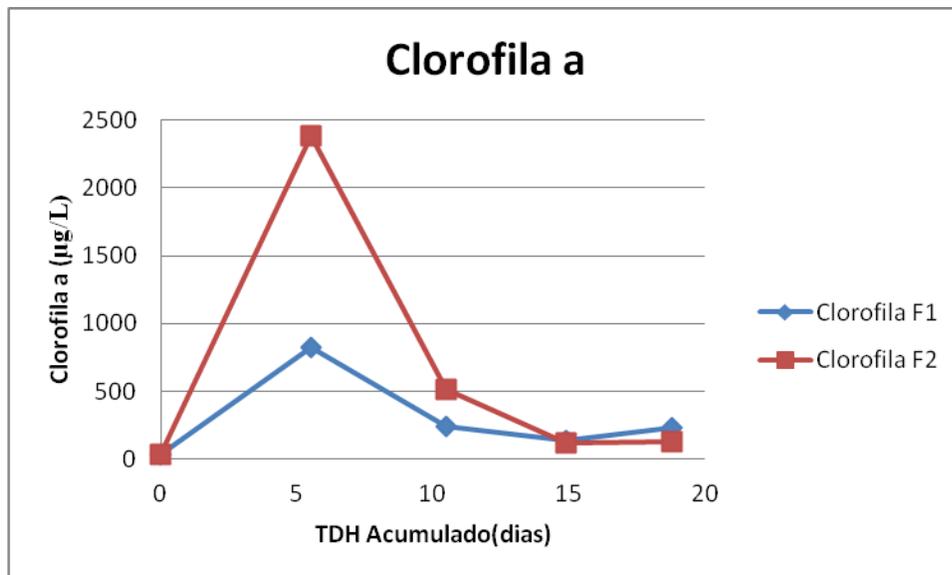


Figura 11 – Variação Temporal da “Clorofila a” nas Lagoas de Estabilização

Na fase 1, ocorreu um incremento de “clorofila a” de 790 µg/L na lagoa 1 com um tempo de aproximadamente 5 dias, havendo após isso uma remoção gradativa com uma concentração no efluente final da lagoa 4 de 236,20 µg/L. Já na fase 2, também ocorreu um incremento significativo de 2353,11 µg/L, havendo após isso uma remoção da concentração principalmente na lagoa 2, apresentando uma concentração no efluente final da lagoa 4 de 126,39 µg/L. Na fase 2 ocorre um maior incremento na concentração de “clorofila a” por ter uma maior carga orgânica aplicada em relação a fase 1.

5.8 Sólidos Totais

A Figura 12 apresenta os valores da variação temporal dos sólidos totais das fases 1 e 2 durante o monitoramento das lagoas de estabilização.

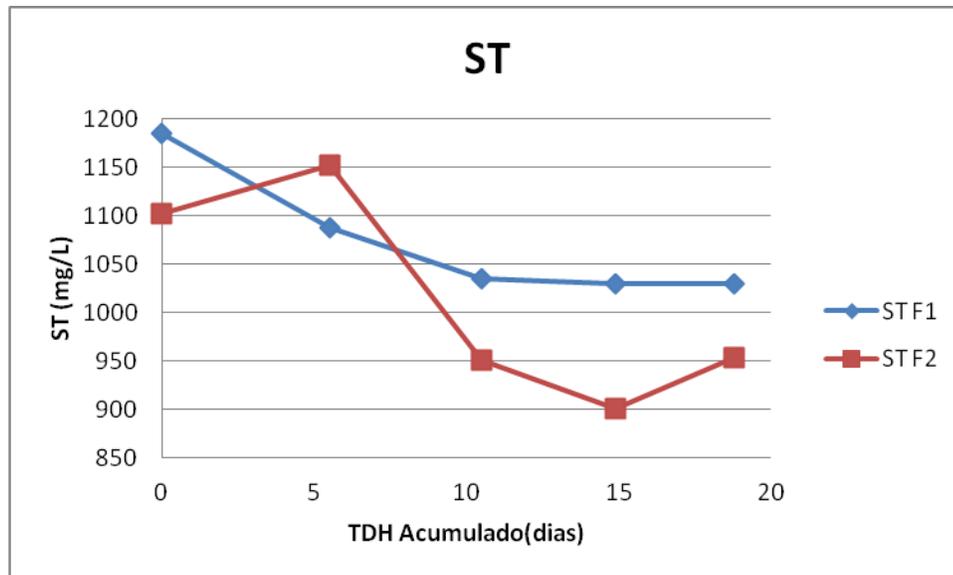


Figura 12 – Variação Temporal dos Sólidos Totais nas Lagoas de Estabilização

Na fase 1, os Sólidos totais apresentaram uma concentração de 1184,70 mg/L no substrato inicial e uma concentração de 1029,50mg/L, apresentando uma remoção de 13,10%, sendo que essa remoção ocorreu gradativamente durante os 18,8 dias de monitoramento. Na fase 2, ocorreu um incremento de 50mg/L na lagoa 1 com um tempo de aproximadamente 5 dias, havendo após isso uma remoção significativa nos 10 dias posteriores ao incremento ocorrido na lagoa 1, ocorrendo mais um incremento na lagoa 4 nos últimos 5 dias do monitoramento.

5.9 Sólidos Suspensos Totais

A Figura 13 apresenta os valores da variação temporal dos sólidos suspensos totais das fases 1 e 2 durante o monitoramento das lagoas de estabilização.

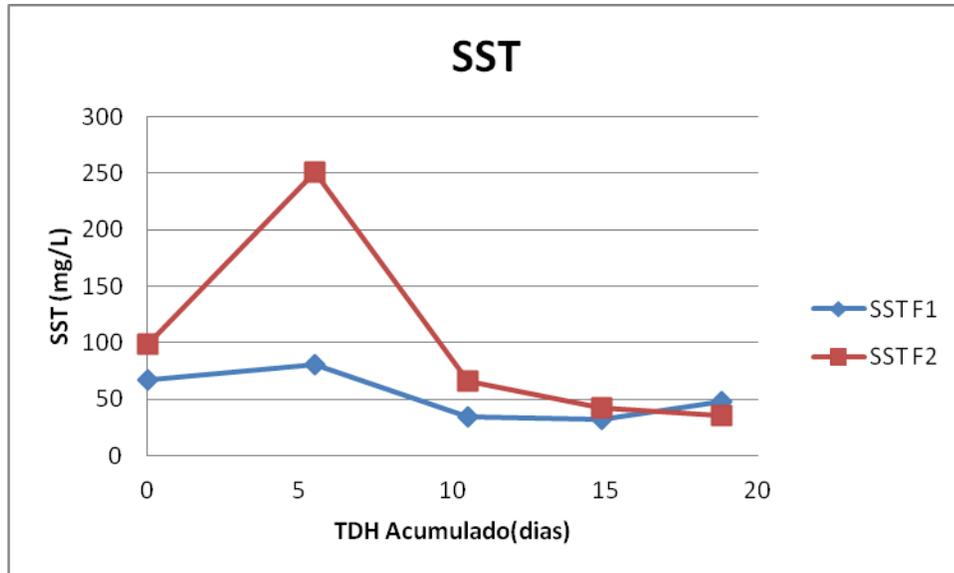


Figura 13 – Variação Temporal dos Sólidos Suspensos Totais nas Lagoas de Estabilização

Na fase 1, ocorreu um incremento de sólidos suspensos totais de 13,73 mg/L na lagoa 1 com um tempo de aproximadamente 5 dias, havendo após isso uma remoção gradativa com uma concentração no efluente final da lagoa 4 de 48,33 mg/L. Já na fase 2, também ocorreu um incremento significativo de 152,90 mg/L, havendo após isso uma remoção da concentração principalmente na lagoa 2, apresentando uma concentração no efluente final da lagoa 4 de 35,30 mg/L. as semelhanças entre o gráfico da “clorofila a” e dos sólidos suspensos totais evidenciam que o aumento da concentração de sólidos ocorrida na lagoa 2 é devido ao aumento da biomassa proveniente das algas.

Segundo JORDÃO & PESSOA (2005), a maior concentração de sólidos suspensos nas lagoas de estabilização é proveniente da biomassa fitoplanctônica, considerando que a biomassa algal corresponde a cem vezes a concentração de “clorofila a”.

5.10 Sólidos Suspensos Voláteis

A Figura 14 apresenta os valores da variação temporal dos sólidos suspensos voláteis das fases 1 e 2 durante o monitoramento das lagoas de estabilização.

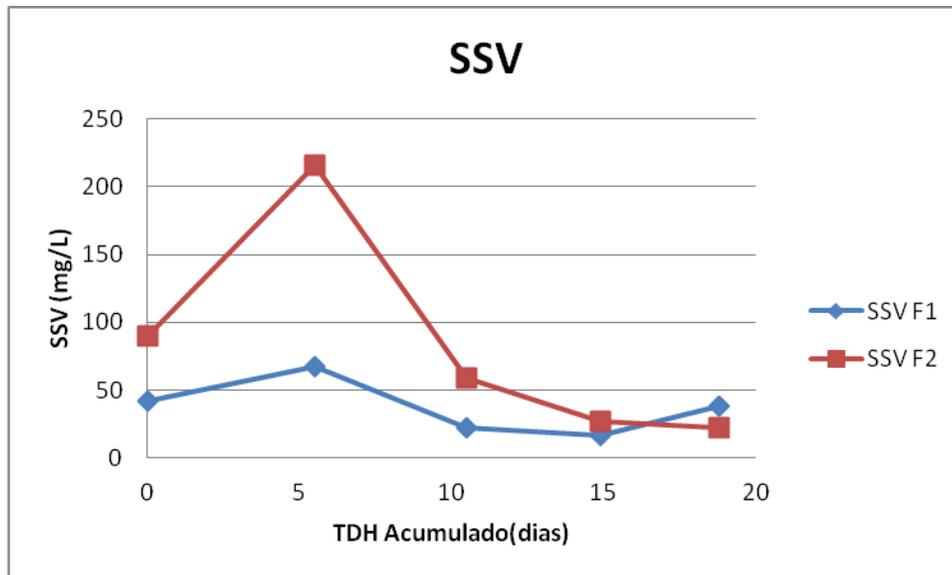


Figura 14 – Variação Temporal dos Sólidos Suspensos Voláteis nas Lagoas de Estabilização

Na fase 1, ocorreu um incremento de sólidos suspensos voláteis de 25 mg/L na lagoa 1 com um tempo de aproximadamente 5 dias, havendo após isso uma remoção gradativa com uma concentração no efluente final da lagoa 4 de 38 mg/L. Já na fase 2, também ocorreu um incremento significativo de 92,48mg/L, havendo após isso uma remoção da concentração principalmente na lagoa 2, apresentando uma concentração no efluente final da lagoa 4 de 22 mg/L. A semelhança dos gráficos da “clorofila a”, dos sólidos suspensos totais e agora dos sólidos suspensos voláteis evidenciam mais uma vez a influencia da biomassa proveniente das algas nas lagoas.

5.11 Sólidos Suspensos Fixos

A Figura 15 apresenta os valores da variação temporal dos sólidos suspensos fixos das fases 1 e 2 durante o monitoramento das lagoas de estabilização.

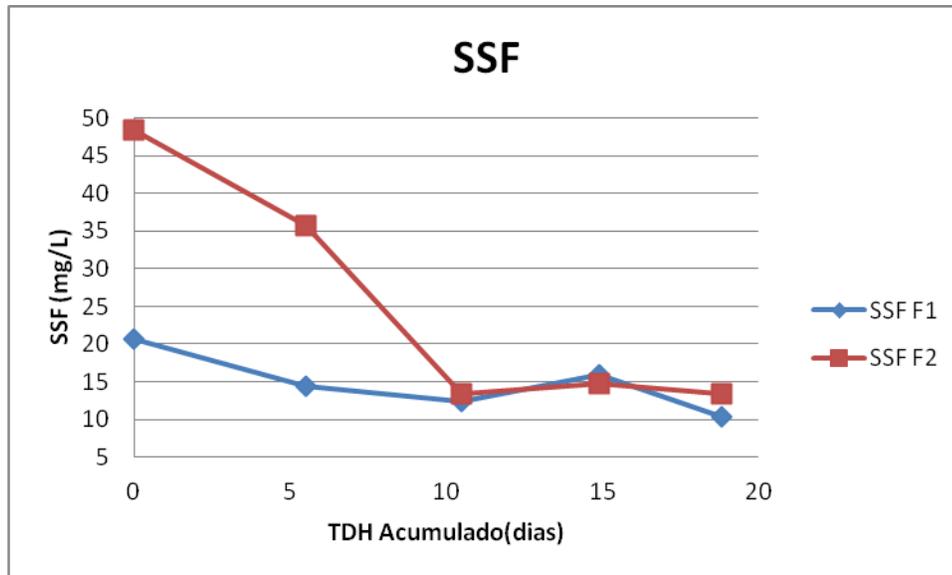


Figura 15 – Variação Temporal dos Sólidos Suspensos Fixos nas Lagoas de Estabilização

Na fase 1, os sólidos suspensos fixos apresentaram uma concentração de 20,67 mg/L no substrato inicial e uma concentração de 10,33 mg/L no efluente final da lagoa 4, apresentando uma remoção gradativa, com um incremento de 3,67 mg/L com um tempo de detenção hidráulica entre 10 e 15 dias, de 50,02%. Já na fase 2, os sólidos suspensos fixos apresentaram uma concentração de 48,44 mg/L no substrato inicial e uma concentração de 13,33 mg/L no efluente final da lagoa 4, apresentando uma remoção de 72,48%, sendo esta remoção mais significativa com um tempo de detenção hidráulica de 10 dias e ocorreu também um pequeno incremento de 1,33 mg/L com um tempo de detenção hidráulica entre da e 15 dias.

5.12 Nitrogênio Amoniacal

A Figura 16 apresenta os valores da variação temporal do nitrogênio amoniacal das fases 1 e 2 durante o monitoramento das lagoas de estabilização.

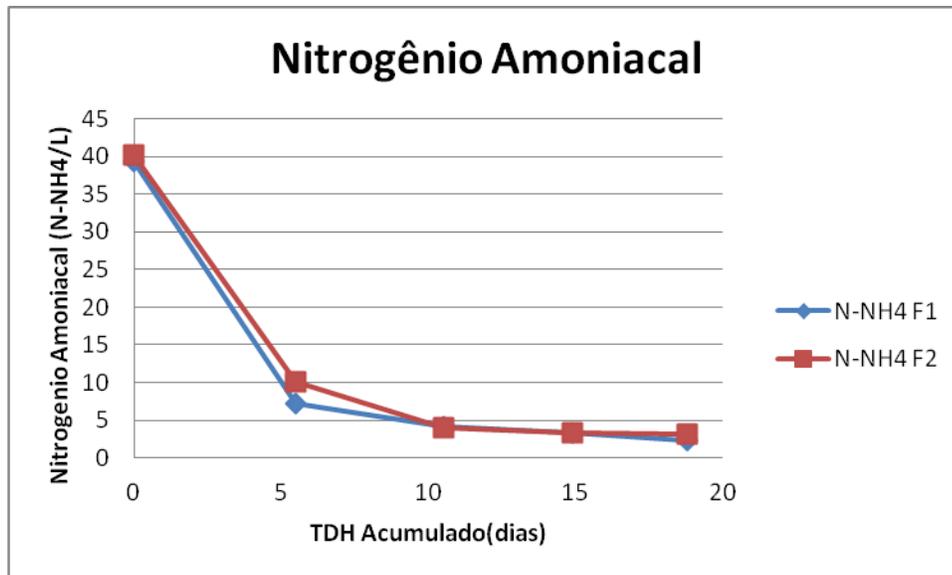


Figura 16 – Variação Temporal do Nitrogênio Amoniacal nas Lagoas de estabilização

Na fase 1, o nitrogênio amoniacal apresentou uma concentração de 39,44 mg N-NH₄⁺/L no substrato inicial e uma concentração de 2,24 mg N-NH₄⁺/L no efluente final da lagoa 4, apresentando uma remoção de 94,32%, esta remoção ocorreu principalmente com um tempo de detenção hidráulica de 10 dias atingindo após isso seu ponto de estagnação. Na fase 2, o nitrogênio amoniacal apresentou uma concentração de 40,22 mg N-NH₄⁺/L no substrato inicial e uma concentração de 3,10 mg N-NH₄⁺/L no efluente final da lagoa 4, apresentando uma remoção de 92,29%, esta remoção ocorreu principalmente com um tempo de detenção hidráulica de 10 dias atingindo após isso seu ponto de estagnação. Esta remoção significativa do nitrogênio amoniacal ocorreu devido a volatilização do mesmo que ocorre devido ao aumento gradativo do pH que ocorreu nas lagoas de estabilização.

6 CONCLUSÕES

De acordo com os dados dos parâmetros analisados na caracterização dos substratos utilizados nas fases 1 e 2 do monitoramento, observa-se que os valores da proporção DBO_5/DQO , que foi de 0,465 na fase 1 e de 0,356 na fase 2, e a concentração de nitrogênio amoniacal estão numa faixa que contribuem para o tratamento biológico, sendo no caso da relação DQO_5/DQO devido a diluição do lixiviado nas águas residuárias em proporções adequadas e as baixas concentrações de nitrogênio amoniacal é explicado pelo fato do lixiviado ter passado por um pré-tratamento em um processo de stripping de amônia.

O sistema de lagoas de estabilização apresentou uma remoção significativa de matéria orgânica com uma remoção total de 54,86% de DQO na fase 1 e de 82,49% na fase 2. Já a DBO_5 , o sistema de lagoas de estabilização apresentou uma remoção de 94,57% na fase 1 e 90,18% na fase 2.

O sistema de lagoas de estabilização apresentou uma remoção significativa de nitrogênio amoniacal de 94,32% na fase 1 e de 92,29% na fase 2, esta remoção ocorreu devido a volatilização da amônia ocasionada pelo aumento gradativo do pH nas lagoas de estabilização.

Os valores de “clorofila a” mostram a influencia da comunidade fitoplanctonica em parâmetros como DQO e sólidos em todas as suas formas, com excessão dos sólidos suspensos fixos, isso é evidenciado comparando-se os gráficos e observando o incremento desses parâmetros que ocorre principalmente nos primeiros 10 dias.

Os Parâmetros de projeto delineados para as lagoas de estabilização, que foram uma carga orgânica superficial de 370,40 kgDQO/ha.dia na fase 1 e 392 kgDQO/ha.dia na fase 2, ambos os casos na lagoa 1, e um TDH de 18,8 dias nas duas fases do monitoramento, mostraram-se adequados para o tratamento já que com esses parâmetros obteve-se as eficiências mostradas acima na remoção dos parâmetros. No

entanto, como na maior parte dos parâmetros atingiu o equilíbrio nos 10 primeiros dias, podendo-se com isso estudar a remoção desses parâmetros aumentando a carga superficial ou retirando-se uma das lagoas da série.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10.004: Resíduos Sólidos, 2004.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 9648: Estudo de Concepção de Sistemas de Esgoto sanitário, 1986.

APHA – American Public Health Association. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 19. Washington: APHA, AWWA, WPCF, 1998.

ARAUJO, R. E. C. L. **Estudo do Desempenho de um Sistema de Lagoas de Estabilização no Tratamento de Águas Residuárias de Bairro Populares (Glória I, Glória II, Jardim América e Belo Monte) da Cidade de Campina Grande, Paraíba.** 2007. 96f. Dissertação (Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2007.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; CARVALHO, C. M.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SILVA, S. A.; SOUSA, J. T. **Uso de Lagoas de Estabilização para Tratamento Conjugado de Percolado e Águas Residuárias Domésticas.** VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória – ES, 2002.

BARROS, H. L. **Estudo de Balanço Hídrico em Aterro Sanitário por meio de Lisímetros de Grandes Dimensões.** 2004. 125p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Viçosa, VIÇOSA - MG, 2004.

BIANA, S. M. S. **Seleção de Áreas para Implantação de Aterros Sanitários no Município de Campina Grande – PB.** 2007. 67p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - PRODEMA, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2007.

BOEIRA, R.C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. Mineralização de Nitrogênio em Solo Tropical Tratado com Lodos de Esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 11, p. 1639-1647, 2002.

CASTILHOS, A. B.; FERNANDES, F.; LANGE, L. C.; LOPES, D. D.; COSTA, R. H. R.; SILVA, S. M.; MARTINS C. L.; FERREIRA, C. F. A.; MORAVIA, W. G. Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário em Sistema de Lagoas. In: GOMES, L. P. (Org). **Estudos da Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 140-171.

CUTOLO, S. A. **Reúso de Águas Residuárias e Saúde Pública.** São Paulo: Annablume; Fabesp, 2009.

FUNASA – Fundação Nacional da Saúde. **Manual de Saneamento: Normas e Diretrizes.** 3 ed. Brasília, 2006.

GOMES, L. P.; LANGE, L. C.; AMORIM, A.; MIRANDA, L. A. S.; FERREIRA C. F. A.; MORAVIA, W. G.; GOMES, L. A. Aplicação de Tratamentos Biológicos Anaeróbios para Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos. In: GOMES, L. P. (Org). **Estudos da Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 172-203.

HAMADA, J. **Estimativas de geração e características do chorume em aterros sanitários**. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu, 1997.

IBAM – Instituto Brasileiro de Administrações Municipais. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos**. Rio de Janeiro, 2001.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2002). Disponível em: www.ibge.org.br. Acesso em: 10 de Outubro de 2011.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: www.inmet.org.br. Acesso em: 16 de Outubro de 2011.

JONES, J.G. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwaters. Ambleside: Freshwater Biological Association Scientific Publication, 1979.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Águas Residuárias Domésticos**. 3º ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L. P. (Org). **Estudos da Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 26-59.

LIMA, D. F. **Tratamento Conjugado de Águas Residuárias e Lixiviado de Aterro Sanitário em Lagoas de Estabilização Rasas**. 2010. 95p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - MCTA, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande-PB, 2010.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. **Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Esgoto Doméstico como Alternativa para a Solução de um Grave Problema Ambiental e de Saúde Pública – Revisão de Literatura**. Caderno de Saúde Coletiva, v. 19, n. 1, p. 11-19, 2011.

METCALF & EDDY. **Treatment, Disposal and Reuse**. Wastewater Engineering, 1991.

MORAIS, J. L.; PERALTA-ZAMORA, C. S. P. G. **Tratamento de Chorume de Aterro Sanitário por Fotocatálise Heterogênia Integrada a Processo Biológico Convencional**. *Química Nova*, v. 29, n. 1, p. 20-23, 2006.

NOSAKI, V. T. **Análise do Setor de Saneamento Básico no Brasil**. 2007, 110p. dissertação (Mestrado em Economia Aplicada), Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2007.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; ARRIDGE, H. **The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilisation pond performance and efficiency**. Water Science and Technology, Reino Unido, v. 31, n. 12, 1995.

PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Rio de Janeiro, 2008.

POVINELLE, J.; SOBRINHO, P. A. Introdução. In: GOMES, L. P. (Org). **Estudos da Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 19-25.

SHILTON, A. **Pond Treatment Technology**. IWA Publishing. London - Seattle , 2005.

SILVA, F. M. S. **Avaliação do Método de Precipitação Química Associado ao Stripping de Amônia no Tratamento do Lixiviado do Aterro da Muribeca-PE**. 2007, 117p. dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

SPERLING, M. V. **Lagoas de Estabilização**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 2ª ed. Belo Horizonte, 1996.

TORQUATO, S. C. **Pós-Tratamento Conjugado de Águas residuárias Doméstico e Lixiviado em Lagoas de Estabilização**. 2010. 117p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - PRODEMA, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande-PB, 2010.

VIANA, A. S. P. S.; CANTANHEDE, A.; FIGUEIREDO, I. C. **Avaliação do Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização**. In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife. **Anais...** Recife, PE: ABES, 2009.