

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO**

**CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

P

P

G

E

C



## **DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**ESTUDO DA DESIDRATAÇÃO DE LODO DE  
LAGOAS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO POR  
SISTEMAS DE GEOMEMBRANAS**

**Tatiane Maria Lafayette Góis**

*Maurício Alves da Motta Sobrinho  
Etiene Elayne Meireles da Rocha*

**TATIANE MARIA LAFAYETTE GÓIS**

**ESTUDO DA DESIDRATAÇÃO DE LODO DE  
LAGOAS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO POR  
SISTEMAS DE GEOMEMBRANAS**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

**Área de concentração:** Geotecnia

**Linha de pesquisa:** Geotecnia Ambiental

**Orientadores:** Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho  
Universidade Federal de Pernambuco

Dr<sup>a</sup>. Etiene Elayne Meireles da Rocha  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Recife, Abril de 2015.



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

A comissão examinadora da Defesa de Dissertação de Mestrado

ESTUDO DA DESIDRATAÇÃO DE LODO DE LAGOAS DE TRATAMENTO DE  
LIXIVIADO POR SISTEMAS DE GEOMEMBRANAS

Defendida por

Tatiane Maria Lafayette Góis

Considera o candidato: APROVADA

Orientadores:

---

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

---

Dr<sup>a</sup>. Etiene Elayne Meireles da Rocha – UFRPE  
(co-orientadora)

Banca Examinadora:

---

Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho – UFPE  
Orientador

---

Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá – UFPE  
Examinador Interno

---

Prof. Dr. Fernando Fernandes - UEL  
Examinador Externo

Recife, 24 de Abril de 2015.

*“Apesar dos nossos defeitos, precisamos enxergar que somos pérolas únicas no teatro da vida e entender que não existem pessoas de sucesso ou pessoas fracassadas. o que existe são pessoas que lutam pelos seus sonhos ou desistem deles.”*

Augusto Cury.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me dado o dom da vida, estando presente em todos os momentos, iluminando e guiando os meus caminhos.

A minha família por ter proporcionado uma boa educação para que eu venha a alcançar novos desafios, buscando sempre o melhor. Além de todo o apoio e compreensão durante esse tempo. Em principal, a minha mãe Pompéia Lafayette, pelas vezes que se disponibilizou a ir comigo tarde da noite ao laboratório, sempre estando preocupada com a minha segurança.

Ao meu lindo avô Dário Góis pelo exemplo de amor, força e persistência.

A todos os meus tios, pelos bons momentos de descontração familiar, principalmente a minha tia Lúcia Lafayette, por sempre que foi preciso me ceder o meio de transporte para ir fazer as coletas em campo.

Ao meu amor Wilkie Martins que esteve sempre presente durante esse período, me ajudando em tudo que precisava, seja trazendo uma palavra de conforto ou até mesmo sendo companhia para mim nos finais de semana que precisava ir ao laboratório. Agradeço por todo o seu esforço, companheirismo e compreensão nos momentos bons em que não podia desfrutar ao seu lado, pois estava sempre ocupada com algo da dissertação.

Ao meu orientador Maurício Motta, que durante todo esse tempo esteve sempre presente para me ajudar, orientando de forma sábia e eficaz, sempre incentivando e mostrando as devidas correções a serem realizadas. Só tenho a lhe agradecer por tudo que fizestes durante esse tempo, principalmente na reta final deste trabalho. Sua orientação foi de grande valia.

A minha co-orientadora Etiene Rocha pelo apoio, além dos momentos de descontração na hora do almoço.

Aos alunos de iniciação científica Luiz Martins, Kalyne e Cinthia Santos, pelo apoio e disponibilidade em dar o máximo de si por este trabalho. Principalmente a Cinthia, que se tornou uma pessoa querida para mim, e que deste o começo estava presente. Além do apoio com as análises, me trazia palavras de conforto e de

entusiasmo. Obrigada de coração por todos os momentos compartilhados durante quase um ano.

Aos meus amigos Cinthia Santos, Claudenice Paulino, Crisleide Nascimento, Diego Huggins, Eliza Albuquerque, Karina Oliveira, Natali Monteiro e Rodrigo Cândido, pelos bons momentos de descontração que me proporcionaram. Assim como o apoio que tive de vocês durante todo o desenvolvimento do trabalho, principalmente nas minhas dúvidas com relação a algo. Nesse trabalho tem um pedacinho de cada um de vocês.

Aos professores e amigos Valmir Marques e Rosângela Tavares, mesmo estando longe, sempre estavam presentes para que este trabalho fosse concluído. Obrigada por todo o apoio e atenção.

Aos colegas Derovil Santos, Edécio Souza e Rafael Roney, pela disponibilidade em me ajudar em determinadas fases da dissertação.

Ao corpo da secretaria da Pós-graduação, Andreia, Claudiana e Cleide pela paciência e profissionalismo.

Aos alunos do Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais (GPTA) pela atenção e apoio diário no laboratório.

Ao colega de trabalho Mauro Mata, pelos momentos de apoio e incentivo.

Ao CNPQ pelo apoio financeiro.

## RESUMO

GÓIS, T. M. L. (2015) **Estudo da desidratação de lodo de lagoas de tratamento de lixiviado por sistemas de geomembranas**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, Brasil. 113p.

O lixiviado é definido como a mistura do líquido gerado na decomposição anaeróbia da matéria orgânica (MO) juntamente com a umidade natural e a água que constitui a MO presente dentro da massa de resíduos sólidos urbanos, além da água de infiltração proveniente das precipitações. No Brasil, um dos processos mais utilizados para o tratamento de lixiviados é o sistema de lagoas. Todavia, com o passar do tempo, irá se acumular em no fundo das lagoas, reduzindo seu volume útil e, conseqüentemente, o tempo de detenção hidráulica e a eficiência do sistema. Neste contexto, o lodo gerado do tratamento do lixiviado é um problema atual para o meio ambiente, dado a sua forma semi-sólido e elevada concentração de MO resultar em um fator complicador para o transporte e disposição final. Nesse caso é necessário reduzir o volume de água do lodo por meio de técnicas como a secagem natural ou térmica, filtro prensa, adensador, centrífugas e as geomembranas. Essas são confeccionadas em tecido de polipropileno de alta resistência e desempenha a função de reter as partículas sólidas, assim como permitir a drenagem do líquido. Neste estudo foi avaliado o desague do lodo gerado na Estação de Tratamento de Lixiviado do Aterro da Muribeca por geomembranas. O lodo foi coletado e acondicionado em 3 bags (sem coagulante, com coagulante e com coagulante na 1ª semana) durante um período de 3 meses. Foram realizadas análises para caracterização do lodo e do líquido drenado. Os resultados obtidos indicaram que o uso do polímero foi eficaz para a remoção da cor e da turbidez. Porém o drenado apresentou elevada concentração de MO, havendo a necessidade de um tratamento. O balanço de massa realizado apresentou uma eficiência de 94,92%, 96% e 96,93% na remoção de sólidos totais (ST) para os bags sem polímero, com polímero e com polímero na 1ª alimentação, respectivamente. Para a análise do material interno contido no bag, foi realizado o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade para os parâmetros ph, ST, sólidos totais voláteis e carbono orgânico total. Com isso observou que para nenhum dos três tratamentos houve diferença significativa estatisticamente. Para estas variáveis tanto faz fazer o uso do polímero ou não.

**Palavras-chave:** Lixiviado. Lodo. Tratamento de lixiviado. Geomembrana. Balanço de massa.

## ABSTRACT

GÓIS, T. M. L. (2015) **Study on the dehydration of sludge from leachate treatment lagoons through geomembrane systems**. Master's Dissertation in Civil Engineering, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, Brazil. 113p.

Leachate is defined as a mixture of the liquid generated from organic matter (OM) anaerobic decomposition along with natural moisture and water, which composes the OM present within the urban solid waste, apart from the infiltration of rainfall water. One of the most used process for leachate treatment in Brazil is the lagoon system. However, over time, the leachate will accumulate at the lagoon's bottom, thus decreasing its useful volume and, consequently, the hydraulic detention time and system efficiency. Therefore, sludge generated from the leachate treatment is a current issue for the environment, given its semi-solid form and elevated OM concentration result in a complicating factor for transport and final disposal. In this case, it is necessary to reduce sludge's water volume through techniques, such as natural or thermal drying, filter press, concentrator, centrifuge and geomembranes. The latter are made of high-resistance polypropylene fabric and performs the function of retaining solid particles, as well as allowing liquid drainage. In the present study, it was evaluated the drainage of the sludge derived from the leachate treatment plant of Aterro da Muribeca through geomembranes. Sludge samples were collect and stored in 3 bags (without coagulant, with coagulant and with coagulant in the first week) during 3 months. Analyses to characterize the sludge and the drained liquid were performed. The results indicated that the use of polymer was efficient to remove color and turbidity. On the other hand, the drained liquid presented high OM concentration, thus needing further treatment. The performed mass balance showed an efficiency of 94.92%, 96% and 96.93% on the removal of total solids (TS) for the bags without polymer, with polymer and with polymer in the first week, respectively. Regarding the material within the bag, Tukey's test at the level of 5% of probability was performed for the following attributes: ph, TS, total volatile solids and total organic carbon. There was no significant difference among the three treatments, indicating that, for those variables, the use of the polymer is optional.

**Key-words:** Leachate. Sludge. Leachate treatment. Geomembranes. Mass balance.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Compostos Presentes no Lixiviado. Fonte: Adaptado de Mcbean, Rovers e Farquhar (1995).	26
<b>Figura 2</b> - Parâmetros de escolha para a seleção do tipo de tratamento para o lixiviado. / Fonte: Adaptado Moravia (2010).	33
<b>Figura 3</b> - Funcionamento de uma lagoa facultativa. Fonte: Mendonça (2000).	50
<b>Figura 4</b> - Etapas da degradação anaeróbia de um efluente doméstico. Fonte: Van Haandel e Lettinga (1994).	58
<b>Figura 5</b> – Balanço de Massa Genérico. Fonte: Aquim (2004).	62
<b>Figura 6</b> - Vista aérea do Aterro Controlado da Muribeca. Fonte: Santos Filho (2014).	63
<b>Figura 7</b> - Vista aérea frontal da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL) do Aterro Controlado da Muribeca/PE. Fonte: Rocha (2005).	64
<b>Figura 8</b> - Procedimento da coleta em campo. Fonte: Autor (2015).	65
<b>Figura 9</b> - Foto do bag de geotêxtil utilizado nos experimentos. Fonte: Autor (2015).	66
<b>Figura 10</b> - Instalação para o ensaio. Fonte: Autor (2015).	67
<b>Figura 11</b> - Alimentação. Fonte: Autor (2015).	68
<b>Figura 12</b> - Homogeneização. Fonte: Autor (2015).	68
<b>Figura 13</b> - Coleta dos drenados. Fonte: Autor (2015).	69
<b>Figura 14</b> - Armazenamento dos drenados. Fonte: Autor (2015).	69
<b>Figura 15</b> – Local da retirada das amostras. Fonte: Autor (2015).	71
<b>Figura 16</b> - Abertura do bag. Fonte: Autor (2015).	72
<b>Figura 17</b> - Perfil longitudinal do bag. Fonte: Autor (2015).	72
<b>Figura 18</b> - Amostras retiradas dos bags. Fonte: Autor (2015).	72
<b>Figura 19</b> - Amostras para análises. Fonte: Autor (2015).	72
<b>Figura 20</b> - Valor do pH dos drenados para o (◆) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.	75
<b>Figura 21</b> - Valor médio do pH dos drenados para os três bags.	76
<b>Figura 22</b> - Valor da cor dos drenados para o (◆) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.	77
<b>Figura 23</b> - Valor médio da cor dos drenados para os três bags.	78
<b>Figura 24</b> - Valor da turbidez dos drenados para o (◆) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.	79
<b>Figura 25</b> - Valor médio da turbidez dos drenados para os três bags.	79
<b>Figura 26</b> - Valor da condutividade dos drenados para o (◆) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.	80
<b>Figura 27</b> - Valor médio da condutividade dos drenados para os três bags.	81
<b>Figura 28</b> - Valor de sólidos totais dos drenados para o (◆) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.	81

<b>Figura 29</b> - Valor médio dos sólidos totais dos drenados para os três bags.	82
<b>Figura 30</b> - Valor de sólidos voláteis dos drenados para o (♦) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.	83
<b>Figura 31</b> - Valor médio dos sólidos voláteis dos drenados para os três bags.	83
<b>Figura 32</b> - Valor de sólidos fixos dos drenados para o (♦) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.	84
<b>Figura 33</b> - Valor médio dos sólidos fixos dos drenados para os três bags.	85
<b>Figura 34</b> - Valor da DQO dos drenados para o (♦) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.	86
<b>Figura 35</b> - Valor médio da DQO dos drenados para os três bags.	86
<b>Figura 36</b> – Análise de Variância para o pH.	88
<b>Figura 37</b> – Análise do F calculado para o pH.	88
<b>Figura 38</b> – Médias de bloco para o pH.	89
<b>Figura 39</b> – Médias de tratamento para o pH.	89
<b>Figura 40</b> – Análise de Variância para o ST.	89
<b>Figura 41</b> – Análise do F calculado para o ST.	89
<b>Figura 42</b> – Médias de bloco para o ST.	90
<b>Figura 43</b> – Médias de tratamento para o ST.	90
<b>Figura 44</b> – Análise de Variância para o STV.	90
<b>Figura 45</b> – Análise do F calculado para o STV.	90
<b>Figura 46</b> – Médias de bloco para o STV.	91
<b>Figura 47</b> – Médias de tratamento para o STV.	91
<b>Figura 48</b> – Análise de Variância para o COT.	91
<b>Figura 49</b> – Análise do F calculado para o COT.	91
<b>Figura 50</b> – Médias de bloco para o COT.	92
<b>Figura 51</b> – Médias de tratamento para o COT.	92
<b>Figura 52</b> - Valores da quantidade de massa que entra em cada sistema.	93
<b>Figura 53</b> - Valores da quantidade de massa que sai em cada sistema.	93
<b>Figura 54</b> - Evolução da saída dos sólidos totais para o (♦) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.	94
<b>Figura 55</b> - Valores da eficiência de retenção de sólidos em cada sistema.	95
<b>Figura 56</b> - Valores da quantidade de DQO que entrou em cada sistema.	95
<b>Figura 57</b> - Valores da quantidade de DQO que saiu em cada sistema.	96
<b>Figura 58</b> - Valores da eficiência de retenção de sólidos em cada sistema.	97

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Parâmetros meteorológicos e outros dados utilizados no Método do Balanço Hídrico. Fonte: (FENN et al, 1975; CAPELO NETO, 1999; <i>apud</i> SANTOS FILHO, 2014).	<b>22</b>
<b>Tabela 2</b> - Valores do coeficiente de escoamento superficial (C'). Fonte: (FENN et al, 1975; CAPELO NETO, 1999; <i>apud</i> SANTOS FILHO, 2014)	<b>23</b>
<b>Tabela 3</b> - Umidade do solo (mm de água/m de profundidade de solo). Fonte: (FENN et al, 1975; CAPELO NETO, 1999; <i>apud</i> SANTOS FILHO, 2014).	<b>23</b>
<b>Tabela 4</b> - Valores de K para utilização no Método Suíço. Fonte: Rocca (1981).	<b>24</b>
<b>Tabela 5</b> - Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros. Fonte: Souto & Povinelli, 2007.	<b>28</b>
<b>Tabela 6</b> - Caracterização do lixiviado das diferentes estados brasileiros. Fonte: FINEP (2012).	<b>29</b>
<b>Tabela 7</b> - Caracterização de lixiviado do Aterro da Muribeca. Fonte: Adaptado Rodrigues (2007).	<b>30</b>
<b>Tabela 8</b> - Valores de composição de lixiviado em aterro novos e antigos. Fonte: Adaptado Gomes (2011).	<b>32</b>
<b>Tabela 9</b> - Valores das concentrações dos parâmetros em lagoas anaeróbias. Fonte: Rodrigues (2009).	<b>51</b>
<b>Tabela 10</b> - Volumes dos drenados coletados.	<b>74</b>
<b>Tabela 11</b> – Valores dos ST, STV, pH e COT para o material contido no interior do bag sem polímero	<b>87</b>
<b>Tabela 12</b> – Valores dos ST, STV, pH e COT para o material contido no interior do bag com polímero	<b>87</b>
<b>Tabela 13</b> – Valores dos ST, STV, pH e COT para o material contido no interior do bag com polímero na 1ª alimentação	<b>88</b>

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1</b> - Principais fatores que influenciam a composição dos lixiviados de aterro sanitários. Fonte: Adaptado de Moravia (2010).	<b>30</b>
<b>Quadro 2</b> - Vantagens e desvantagens da recirculação de lixiviado. Fonte: Dias (2012).	<b>35</b>
<b>Quadro 3</b> - Vantagens e desvantagens do tratamento combinado do lixiviado com o esgoto doméstico. Fonte: Dias (2012).	<b>36</b>
<b>Quadro 4</b> - Parâmetros de Projeto para Lagoas Anaeróbias. Fonte: Gotardo (2005).	<b>52</b>
<b>Quadro 5</b> - Quantidade de lodo produzido nos sistemas de tratamento de esgoto. Fonte: Metcalf e Eddy (2002).	<b>55</b>
<b>Quadro 6</b> - Parâmetros analisados e seus respectivos métodos.	<b>70</b>
<b>Quadro 7</b> - Ponto de coleta das amostras no bag.	<b>71</b>

## LISTA DE EQUAÇÕES

<b>Equação 1</b> - Método suíço (vazão média de lixiviado).	<b>23</b>
<b>Equação 2</b> – Balanço de massa genérico.	<b>62</b>
<b>Equação 3</b> - Quantidade de massa	<b>72</b>
<b>Equação 4</b> - Quantidade de massa que entrou no sistema para as três alimentações.	<b>73</b>
<b>Equação 5</b> - Quantidade de massa que saiu do sistema para as quinze coletas.	<b>73</b>
<b>Equação 6</b> - Balanço de massa.	<b>73</b>
<b>Equação 7</b> - Eficiência.	<b>73</b>

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas  
CAG – Carvão Ativado Granulado  
CEMPRE – Compromisso Empresarial para Reciclagem  
CENASPQ – Centro de Apoio à Pesquisa  
CETENE – Centro de Tecnologias Estratégicas do Nordeste  
CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental  
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente  
COT – Carbono Orgânico Total  
CPTA – Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais  
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DEQ – Departamento de Engenharia Química  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto  
ETL – Estação de Tratamento de Lixiviado  
FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos  
FVMP – Frequência dos Valores mais Prováveis  
IBAM – Instituto Brasileiro de Administração Municipal  
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
IPT – Instituto de Pesquisa Tecnológica  
MBR – Sistema de Biorreatores de Membranas  
MO – Matéria Orgânica  
NBR – Norma Brasileira  
OD – Oxigênio Dissolvido  
pH – Potencial Hidrogeniônico  
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos  
POA – Processo Oxidativo Avançado  
PVC – Policloreto de Vinil  
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos  
SBR – Reatores Sequenciais em Batelada  
SS – Sólidos Suspensos

STF – Sólidos Totais Fixos

ST – Sólidos Totais

STV – Sólidos Totais Voláteis

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

TRATALIX – Rede de Tratamento de Lixiviado

UASB – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

UFRPE – Universidade Federal Rural de Pernambuco

UV – Ultravioleta

# SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>16</b>
<b>1.1</b>	<b>Objetivos</b>	<b>18</b>
<b>1.2</b>	<b>Estrutura da Dissertação</b>	<b>18</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>19</b>
<b>2.1</b>	<b>Lixiviado</b>	<b>19</b>
2.1.1	Definição do Lixiviado	19
2.1.2	Geração do Lixiviado	19
2.1.3	Estimativa da Geração do Lixiviado	21
2.1.4	Composição do Lixiviado	24
2.1.5	Fatores Intervenientes	30
<b>2.2</b>	<b>Tipos de Tratamento do Lixiviado</b>	<b>31</b>
<b>2.3</b>	<b>Tratamento de Lixiviado em Lagoas de Estabilização</b>	<b>43</b>
2.3.1	Lagoas Aeróbias	45
2.3.2	Lagoas Facultativas	48
2.3.3	Lagoas Anaeróbias	50
<b>2.4</b>	<b>Lodo</b>	<b>53</b>
2.4.1	Geração do Lodo em Diversos Sistemas de Tratamento	53
2.4.2	Tratamento do Lodo	55
<b>2.5</b>	<b>Sistema de Desaguamento de Geomembrana</b>	<b>59</b>
<b>2.6</b>	<b>Balanco de Massa</b>	<b>61</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>63</b>
<b>3.1</b>	<b>Descrição do Local da Coleta</b>	<b>63</b>
<b>3.2</b>	<b>Coleta do Lodo em Campo</b>	<b>65</b>
<b>3.3</b>	<b>Características do Bag</b>	<b>66</b>
<b>3.4</b>	<b>Determinação da Concentração do Coagulante</b>	<b>66</b>
<b>3.5</b>	<b>Dispositivo Experimental</b>	<b>67</b>
<b>3.6</b>	<b>Armazenamento dos Drenados</b>	<b>69</b>
<b>3.7</b>	<b>Análises Realizadas</b>	<b>69</b>
<b>3.8</b>	<b>Abertura dos Bags</b>	<b>70</b>
<b>3.9</b>	<b>Balanco de Massa dos Bags</b>	<b>72</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>74</b>

<b>4.1 Avaliação do Drenado</b>	<b>74</b>
4.1.1 Ph	75
4.1.2 Cor	76
4.1.3 Turbidez	78
4.1.4 Condutividade Elétrica	80
4.1.5 Sólidos Totais	81
4.1.6 Sólidos Totais Voláteis	82
4.1.7 Sólidos Totais Fixos	84
4.1.8 DQO	85
<b>4.2 Estudo do Material Retido no Bag</b>	<b>87</b>
4.2.1 Ph	88
4.2.2 ST	89
4.2.3 STV	90
4.2.4 COT	91
<b>4.3 Balanço de Massa no Bag</b>	<b>92</b>
<b>5 CONCLUSÕES</b>	<b>98</b>
<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>99</b>
<b>ANEXO</b>	<b>113</b>

## 1 INTRODUÇÃO

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

A geração total de RSU no Brasil em 2013 foi de 76.387.200 toneladas, o que representa um aumento de 4,1%, índice que é superior à taxa de crescimento populacional no país no período, que foi de 3,7%. A comparação entre a quantidade de RSU gerada e a coletada em 2013, mostra que diariamente mais de 20.000 toneladas deixaram de ser coletadas no país e, por consequência, tiveram destino impróprio (Abrelpe, 2012).

De acordo com pesquisas realizadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), referente à quantidade diária de resíduos sólidos, domiciliares e/ou públicos, coletados e/ou recebidos (t/dia) no Brasil, tem-se que 45.710 toneladas são dispostos em vazadouro a céu aberto (lixão), 46.000 toneladas em vazadouro em áreas alagadas ou alagáveis, 40.695 toneladas em aterro controlado, 167.636 toneladas em aterro sanitário, 1.635 toneladas em unidade de compostagem de resíduos orgânicos, 3.122 toneladas em unidade de triagem de resíduos recicláveis, 67 toneladas em unidade de tratamento de resíduos por incineração e 636 toneladas em outros locais (IBGE, 2008).

Ainda, segundo dados da Abrelpe (2013), 3.344 municípios ainda fazem uso de locais impróprios para destinação final de resíduos. Desse total, 1.569 municípios utilizam lixões, que é a pior forma de destinação, com o descarte de todos os materiais diretamente sobre o solo, sem nenhum cuidado e nem tratamento. Este tipo de destino contraria a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS (Lei Nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010).

O método de disposição final de resíduos sólidos em aterros sanitários continua a ser amplamente aceito e utilizado. O aterro sanitário minimiza os impactos ambientais, e permite a decomposição dos resíduos sob condições controladas até a sua

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

Durante a degradação dos resíduos sólidos, por processo bioquímicos, gases são emitidos e um líquido escuro de odor fortemente desagradável, com alta carga orgânica, chamado chorume é gerado. Este líquido, ao incorporar água da precipitação natural, umidade dos resíduos ou de infiltração, passa a denominar-se lixiviado. O lixiviado, se não for tratado e coletado corretamente, pode contaminar solos, águas subterrâneas e superficiais (LOUREIRO, 2015).

Segundo Lima (2004), os primeiros sistemas de tratamento de lixiviado implantado no Brasil foi o sistema de lagoas de estabilização, no início da década de 80.

Neste tipo de sistema, faz-se necessário, com o passar do tempo, realizar uma dragagem desta lagoa, para se manter o parâmetros de processo, como o TDH, e assim a eficiência do sistema. Todavia na literatura não foram encontrados trabalhos referentes ao tratamento de passivo.

Desta forma, este trabalho, procurou realizar o tratamento do lodo de sistemas de lagoas de tratamento de lixiviados com uso de geomembranas.

## **1.1 OBJETIVOS**

O presente trabalho tem como objetivo geral avaliar o desague do lodo de lagoas de tratamento de lixiviado do Aterro Controlado da Muribeca /PE por geomembranas.

Os objetivos específicos a serem atingidos são os seguintes:

- Caracterizar o lodo antes e após o seu desague com geomembranas;
- Monitorar e caracterizar o lixiviado oriundo do desague;
- Estudar a influência do uso de coagulantes adicionado ao lodo para facilitar o desaguamento;
- Realizar o balanço de massa para avaliar a eficiência do sistema de deságue.

## **1.2 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO**

A dissertação apresentada está segmentada em cinco capítulos.

O primeiro capítulo apresenta a introdução do assunto a ser estudado, assim como os principais objetivos a serem alcançados nesta pesquisa.

O segundo capítulo aborda a revisão bibliográfica, onde estão contidos assuntos relativos ao lixiviado, desde a geração até o tratamento. Assim como a formação do lodo e seus tratamentos. Apresenta também o sistema de desaguamento do lodo pelo sistema de geomembranas, e por fim o balanço de massa.

O terceiro capítulo apresenta os materiais e métodos. Este capítulo descreve todos os procedimentos realizados por este trabalho, contendo deste o local da coleta, o experimento com o lodo de lixiviado, as análises realizadas, abertura dos bags, até o balanço de massa.

No quarto capítulo aborda inicialmente os resultados da caracterização realizada no drenado. Em seguida a caracterização do lodo presente dentro do bag, e por fim o balanço de massa.

O quinto capítulo apresenta as conclusões desta pesquisa.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo será abordado a fundamentação teórica a respeito do lixiviado, onde apresentaremos informações sobre sua definição, geração e a sua composição. Além do mais descrevemos também as diversas formas de tratamento para o lixiviado. Também é descrito sobre o lodo e o seu tratamento e o sistema de desaguamento do lodo pelo sistema de geomembrana. Por último apresentamos o balanço de massa.

### 2.1 Lixiviado

#### 2.1.1 Definição do Lixiviado

O conceito de lixiviado é comumente associado ao termo chorume. Ao discutir este tipo de assunto, é possível perceber que as pessoas associam um termo ao outro, acreditando ser a mesma coisa.

Segundo Bidone & Povinelli (1999), chorume é designado como o líquido, gerado em aterro sanitário, proveniente do processo de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos.

A norma brasileira NBR 8849/1985 (ABNT, 1985) define chorume como:

*“Líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio).”*

No caso do lixiviado, é definido por Lange e Amaral (2009) como “a mistura do líquido gerado na decomposição anaeróbia dos resíduos, juntamente com a umidade natural e a água que constitui a matéria orgânica presente dentro da massa de resíduo sólido, além da água proveniente da infiltração da camada de cobertura do aterro sanitário, reunidos aos materiais dissolvidos e suspensos que foram removidos da massa orgânica”.

#### 2.1.2 Geração do Lixiviado

O lixiviado é gerado a partir da digestão da matéria orgânica sólida por atuação de exoenzimas produzidas pelos microrganismos contidos na degradação biológica, em combinação com a umidade natural dos resíduos e a água de infiltração. O papel realizado pelas exoenzimas é solubilizar a matéria orgânica para que as células

bacterianas possam vir a assimilá-las posteriormente. A umidade tem uma grande importância para a geração do lixiviado, pois o alto teor de umidade facilita a decomposição anaeróbia. A produção deste líquido está acoplada a topografia do terreno, geologia, assim como a intensidade de precipitação do local onde o terro está instalado (SEGATO & SILVA, 2000). Todavia, para El-Fadel *et al.*(2002), a produção do lixiviado só ocorre quando o teor de umidade dos resíduos sólidos excede a capacidade de campo, que é determinada como a umidade máxima retida no meio poroso sem produzir percolação.

A formação do lixiviado está diretamente relacionada com a precipitação do local, das características dos resíduos depositados e do método de impermeabilização do aterro. De acordo com Lange e Amaral (2009), os fatores que influenciam no processo de geração do lixiviado podem ser classificados como:

- Fatores climáticos (precipitação pluviométrica, evapotranspiração e temperatura);
- Hidrogeológicos (escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia e recirculação do lixiviado);
- Camada de cobertura (umidade, vegetação, declividade);
- Resíduos (composição gravimétrica, compactação, permeabilidade, granulometria, peso específico, etc.) e
- Método de impermeabilização do local.

Dentre os fatores que influenciam na formação do lixiviado, a precipitação pluvial que percola através da camada de cobertura do aterro é, sem dúvida, a mais relevante, segundo D'Almeida e Vilhena (2000).

Para se atender as normas ambientais e obter o licenciamento para a instalação do aterro, nem sempre é exigido incluir no projeto uma estação para o tratamento do lixiviado gerado, pois há a possibilidade do lixiviado ser captado e enviado para outro local. Mas caso haja necessidade de estar presente no projeto, para dimensionar a estação deve-se ter uma ideia de produção e composição do lixiviado. Desta forma, estes assuntos serão tratados nas sessões seguintes.

### 2.1.3 Estimativa da Geração do Lixiviado

É necessário conhecer a estimativa de produção dos lixiviados ao longo da vida de um aterro sanitário, como também o tempo que esses compostos levam para serem gerados, a fim de obter uma correta implantação de materiais de cobertura do aterro, com a finalidade de prevenir a contaminação de águas superficiais (SILVA, 2007).

De acordo com Moravia (2007) também se faz necessário ter a estimativa da vazão do lixiviado com o objetivo de dimensionar os sistemas de drenagem, armazenamento e tratamento de efluentes de um aterro sanitário. Além disto, um embasamento melhor do fluxo de umidade no aterro é importante para avaliação da degradação dos resíduos e produção do biogás.

Existem inúmeros métodos para estimar a produção de lixiviados. Porém, os métodos mais utilizados são: o método do balanço hídrico e o método suíço (CASTILHOS JÚNIOR *et al.*, 2003). O primeiro método tem uma integração maior, pois pondera na estruturação da fórmula o índice pluviométrico, a evapotranspiração, a capacidade de armazenamento do solo e o escoamento superficial. No caso do segundo método, ocorre uma relação direta entre a precipitação e a quantidade de lixiviado (LINS, 2003).

#### Método do Balanço Hídrico

De acordo com Catapreta (2008) esse método é geralmente utilizado em casos em que há uma grande disponibilidade de dados climatológicos, especialmente precipitação e evapotranspiração, que possam ser medidos no próprio local, ou serem disponibilizados por uma estação meteorológica mais próxima do local.

O balanço hídrico consiste na adição das parcelas de água que entram e na subtração das parcelas de água que deixam a célula do aterro durante o período monitorado (IPT/CEMPRE, 2000).

O emprego deste método consiste em armazenar mês a mês, os valores dos parâmetros apresentados na Tabela 1. Lembrando que, os parâmetros meteorológicos utilizados devem ser as médias aritméticas mensais.

**Tabela 1-** Parâmetros meteorológicos e outros dados utilizados no Método do Balanço Hídrico.

<b>PARÂMETROS</b>	<b>MODO DE OBTENÇÃO</b>
<b>Precipitação (P)</b>	Boletins Pluviométricos
<b>Evaporação Potencial (EP)</b>	Boletins Hidrometeorológicos (Tanque Classe A)
<b>Escoamento Superficial (ES)</b>	Aplicando-se o coeficiente de escoamento $C'$ para cada tipo de solo e inclinação (Tabela 2). $ES = C' \cdot P$
<b>Infiltração (I)</b>	Através da expressão: $I = P - ES$
<b>I - EP</b>	Diferença entre a água que infiltra e a que evapora.
$\Sigma$ (NEG (I - EP))	É calculado somando os valores negativos de (I - EP)
<b>Armazenamento de água no solo de cobertura (AS)</b>	Multiplicando o valor da água disponível para cada solo (Tabela 3) pela espessura desse solo, no caso em que $(I - EP) > 0$ ; Quando o solo estiver abaixo da capacidade de campo, $(I - EP) < 0$
<b>Variação no armazenamento de água no solo (<math>\Delta AS</math>)</b>	Diferença entre a água armazenada no solo, de um mês para o outro $(\Delta AS = AS_n - AS_{n-1})$
<b>Evaporação real (ER)</b>	Quando $(I - EP) > 0$ então $ER = EP$ Quando $(I - EP) < 0$ então $ER = [EP + (I - EP) - \Delta AS]$
<b>Percolação em mm (PER)</b>	$PER = P - ES - AS - ER$
<b>Vazão mensal em l/s (QM)</b>	$QM = (PER \times \text{Área}_{\text{aterro}}) / 2.592.00$

Fonte: (FENN *et al*, 1975; CAPELO NETO, 1999; *apud* SANTOS FILHO, 2014)

A Tabela 2 apresenta os valores do coeficiente de escoamento para as estações seca e úmida, considerando o tipo de solo e a declividade.

**Tabela 2** - Valores do coeficiente de escoamento superficial (C')

Tipo de solo	Declividade	Coeficiente C'	
		Estação seca	Estação úmida
Arenoso	0 a 2%	0.05	0.10
	2 a 7%	0.10	0.15
Argiloso	0 a 2%	0.18	0.17
	2 a 7%	0.18	0.22

Fonte: (FENN *et al*, 1975; CAPELO NETO, 1999; *apud* SANTOS FILHO, 2014)

Já na Tabela 3 são fornecidos os valores da capacidade de campo, do ponto de murcha e da água disponível para alguns tipos de solo.

**Tabela 3** - Umidade do solo (mm de água/m de profundidade de solo)

Tipo de solo	Capacidade de campo	Ponto de murcha	Água disponível
Arenoso	200	50	150
Siltoso	300	100	200
Argiloso	375	125	250

Fonte: (FENN *et al*, 1975; CAPELO NETO, 1999; *apud* SANTOS FILHO, 2014)

Para a utilização deste método algumas condições básicas são adotadas como: espessura de 60 cm para a cobertura do solo; infiltração no aterro oriunda apenas da precipitação incidente; fluxo de água no aterro apenas no sentido vertical; características hidráulicas do resíduo sólido e do material de cobertura uniforme (CAPELO NETO *et al*, 1999 *apud* CASTILHOS JR, 2003).

### Método Suíço

O método suíço consiste em uma concepção matemática empírica, correlacionando a precipitação, a área de contribuição e a geração de percolado de uma forma simplificada, apresentada na Equação 1 (FIRMO, 2008).

$$Q = \frac{1}{t} \cdot P \cdot A \cdot K \quad (1)$$

Na qual: Q = vazão média de lixiviado (L/s); P = precipitação do mês em questão (mm); A = área total do aterro (m<sup>2</sup>); t = tempo (s/mês) e K = coeficiente que depende do peso específico inicial ou grau de compactação dos resíduos sólidos urbanos (Tabela 4).

**Tabela 4** - Valores de K para utilização no Método Suíço

Tipo de aterro	Peso específico dos resíduos urbanos compactados	K
Aterros fracamente compactados	0,4 a 0,7 ton/m <sup>3</sup>	0,25 a 0,50
Aterros fortemente compactados	Acima de 0,7 ton/m <sup>3</sup>	0,15 a 0,25

Fonte: Rocca (1981).

Para Capelo Neto (1999), este método é bastante simples, mas por um lado deixa a desejar no que se refere à precisão. O método não considera os efeitos da evaporação potencial. Segundo Catapreta (2008) o método suíço considera como principais elementos a precipitação pluviométrica sobre a cobertura e o peso específico dos resíduos.

#### 2.1.4 Composição do Lixiviado

Os lixiviados de aterros sanitários são formados, em concentrações variadas, basicamente por compostos orgânicos polares e apolares. Além disso, o estudo da evolução das características desse efluente ajuda a compreender e monitorar a evolução do processo de degradação dos resíduos sólidos (ALCÂNTARA, 2007).

A composição química e microbiológica do lixiviado é bastante complexa e instável, pois irá depender das características dos resíduos sólidos depositados, da forma de operação dos aterros, das condições ambientais e, sobretudo, pela dinâmica dos processos de decomposição que ocorrem no interior das células (EL FADE *et al.*, 2002; KJELDSSEN *et al.*, 2002).

De acordo com Reinhart e Grosh (1998), a composição física, química e biológica depende, além das características dos resíduos, do grau de decomposição, do clima da região onde se encontra o resíduo, da estação do ano, da idade do aterro, da profundidade do resíduo aterrado, entre outros fatores. Diante disto, a composição do

lixiviado pode variar de um local para o outro, assim como em um mesmo local e entre épocas do ano.

Como se sabe, o tempo de aterramento do resíduo pode implicar na qualidade dos lixiviados e assim pode-se inferir que o potencial poluidor seja inversamente proporcional ao tempo de aterramento, mesmo em aterros em operação esta afirmação não seja tão evidente (LANGE & AMARAL, 2009).

De acordo com Silva (2008), o lixiviado é um líquido altamente poluidor, onde sua principal característica é a elevada carga orgânica e teor de nitrogênio amoniacal, além da alta variabilidade de sua composição em consequência do esgotamento progressivo da matéria orgânica biodegradável resultando em inúmeros compostos orgânicos e inorgânicos.

Os aterros sanitários geralmente recebem uma mistura de resíduos domésticos e comerciais, mas excluem quantidades significativas de resíduos químicos específicos. Diante disto, Christensen *et al.* (2001) sugerem a classificação dos poluentes que estão presentes no lixiviado de aterros sanitários em quatro grandes grupos:

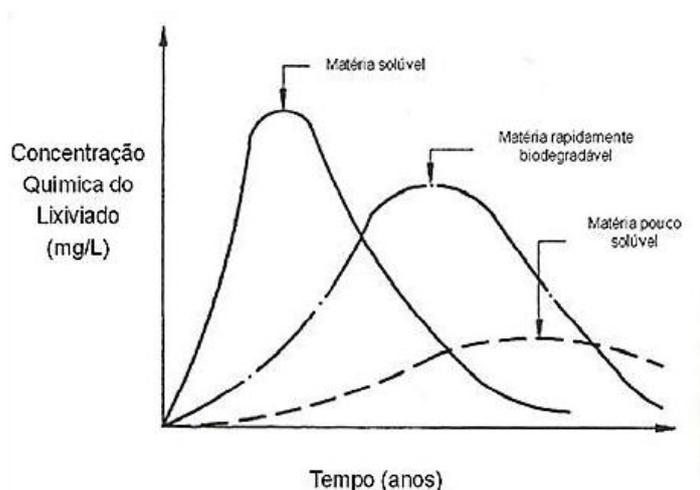
1. Matéria orgânica dissolvida, denominada de demanda química de oxigênio (DQO) ou carbono orgânico total (COT), abrangendo  $\text{CH}_4$ , ácidos graxos e voláteis, além dos compostos recalcitrantes, como por exemplo, substâncias húmicas (ácidos húmicos e fúlvicos);
2. Macrocomponentes inorgânicos: cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K), amônia ( $\text{NH}_3$ ), ferro (Fe), manganês (Mn), cloro (Cl), sulfato ( $\text{SO}_4^{-2}$ ) e bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ );
3. Metais pesados: cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn);
4. Compostos orgânicos xenobióticos, oriundos de resíduos domésticos e químicos presentes em pequenas concentrações, que incluem variedades de hidrocarbonetos aromáticos, compostos fenólicos e alifáticos clorados;

Além destes componentes, os autores citam outros, mas em concentrações baixíssimas, como boro (B), arsênio (As), selênio (Se), bário (Ba), lítio (Li), mercúrio (Hg) e cobalto (Co). No lixiviado é possível encontrar uma quantidade elevada de bactérias, sendo as mais comuns: acetogênicas, redutoras de sulfato, desnitrificantes e

espécies patogênicas como as do grupo coliforme (CHRISTENSEN *et al.*, 2001). Além destes, são ainda encontradas *Archaeas* metanogênicas, microrganismos fundamentais no processo de digestão anaeróbia (BARLAZ *et al.*, 1989; PINTO, 2000). Paes (2003) afirma que também podem ser encontrado cisto de protozoários e ovos de helmintos.

Conforme Mcbean *et al.* (1995) os componentes acima citados variam conforme a idade do aterro. Nos primeiros anos, o lixiviado tende a ser ácido (pH variando entre 6 e 7), devido a presença de ácidos graxos voláteis. O lixiviado novo é formado pelo processo de biodegradação da matéria orgânica (ex: celulose) e da dissolução de compostos orgânicos simples (ex: ácidos orgânicos). Com o passar do tempo, após 4 ou 5 anos, o pH aumenta 7 ou 8. Esse aumento do pH é devido ao consumo total da matéria orgânica rapidamente biodegradável e da produção de gases. Resta para ser degradada a matéria orgânica pouco biodegradável. A Figura 1 apresenta a curva característica para a concentração dos compostos presentes no lixiviado, variando com o passar dos anos.

Figura 1 – Compostos Presentes no Lixiviado.



Fonte: Adaptado de MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR (1995).

O lixiviado é classificado como um efluente tóxico devido à presença de materiais recalcitrantes, metais pesados, altas concentrações de amônia e alcalinidade. Contudo, o poder tóxico do lixiviado não pode ser associado apenas a uma substância isolada, muito menos ao somatório de todas as substâncias presentes, e sim deve ser associado ao efeito sinérgico entre as diferentes substâncias existentes no lixiviado (Clément *et al.*, 1997).

A Tabela 5 apresenta a composição do lixiviado para os principais aterros brasileiros, com base no levantamento realizado em 25 aterros localizados em nove estados no Brasil, por Souto & Povinelli (2007). A partir deste levantamento foram estabelecidas distribuições de frequência que permitiram definir as faixas mais prováveis de concentração para 30 variáveis físico-químicas do lixiviado.

**Tabela 5** - Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros.

Variável	Faixa Máxima	Faixa Mais Provável	Fvmp (%)
pH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78
Alcalin. total (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	750 – 11.400	750 - 7.100	69
Dureza (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	95 – 3.100	95 – 2.100	81
Condutividade (µS/cm)	2.950 – 25.000	2.950 – 17.660	77
DBO (mg/L de O <sub>2</sub> )	< 20 – 30.000	< 20 – 8.600	75
DQO (mg/L de O <sub>2</sub> )	190 – 80.000	190 – 22.300	83
Óleos e graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170	63
Fenóis (mg/L de C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH)	0,9 – 9,9	0,9 – 4,0	58
NTK (mg/L)	80 – 3.100	Não há	-
N-amoniaco (mg/L)	0,4 – 3.000	0,4 – 1.800	72
N-orgânico (mg/L)	5 – 1.200	400 – 1.200	80
N-nitrito (mg/L)	0 – 50	0 - 15	69
N-nitrato (mg/L)	0 – 11	0 – 3,5	69
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15	63
Sulfeto (mg/L)	0 – 35	0 - 10	78
Sulfato (mg/L)	0 – 5.400	0 – 1.800	77
Cloreto (mg/L)	500 – 5.200	500 – 3.000	72
Sólidos totais (mg/L)	3.200 – 21.900	3.200 – 14.400	79
Sólidos totais fixos (mg/L)	630 – 20.000	630 – 5.000	60
Sólidos totais voláteis (mg/L)	2.100 – 14.500	2.100 – 8.300	74
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 – 2.800	5 - 700	68
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 - 200	62
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês (mg/L)	0,04 – 2,6	0,04 – 2,0	79
Cobre (mg/L)	0,005 – 0,6	0,05 – 0,15	61
Níquel (mg/L)	0,03 – 1,1	0,03 – 0,5	71
Cromo (mg/L)	0,003 – 0,8	0,003 – 0,5	89
Cádmio (mg/L)	0 – 0,26	0 – 0,065	67
Chumbo (mg/L)	0,01 – 2,8	0,01 – 0,5	64
Zinco (mg/L)	0,01 – 8,0	0,01 – 1,5	70

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: Souto & Povinelli, 2007.

A Tabela 6 apresenta a caracterização do lixiviado realizado por diferentes estados brasileiros (Paraná, Pernambuco, Paraíba, Bahia, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, São Paulo e Rio de Janeiro) pelo projeto TRATALIX, onde se apresenta os valores mínimo, médio e máximo para os principais parâmetros analisados para o lixiviado.

**Tabela 6** – Caracterização do lixiviado das diferentes estados brasileiros.

Parâmetros	Unidade	Mínimo	Média	Máximo
Idade do aterro	anos			
Vazão de lixiviado	m <sup>3</sup> /h			
DQO total	mg/L	619,25	3283,66	4965
DQO filtrada	mg/L	503,14	3058,95	4712
Carboidratos	mg/L	11,65	134,66	235
Lipídeos	mg/L	1,65	285,15	861,63
Substâncias Húmicas	mg/L	76,86	854,99	1997,43
Proteínas	mg/L	70	735,76	1490,64
Alcalinidade	mg/L	2025	7440,91	11605
pH	-	7,75	8,31	9,23
N-NH <sub>3</sub>	mg/L	388,96	1402,34	2178
Fósforo	mg/L	1,4	19,08	47,90
ST	mg/L	3030	9897,27	19442
STF	mg/L	2440	7536,91	15916
STV	mg/L	590	2343,91	4826
SST	mg/L	8,5	162,92	590
SSF	mg/L	1,5	65,66	213
SSV	mg/L	7	97,23	377
Ferro	mg/L	11,68	22,18	52,80
Zinco	mg/L	0,03	0,72	1,49
Cromo	mg/L	< 0,15	0,68	1,97
Cádmio	mg/L	< 0,02	< 0,05	< 0,2
Chumbo	mg/L	< 0,02	0,65	1,55
Condutividade	mS/cm	6,14	19,34	27,90
COT	mg/L	618	1127,57	1571
Cloretos	mg/L	1644	3029,29	5526
Turbidez	NTU	19,3	148,70	347

Fonte: FINEP (2012).

Diante da variedade da composição do lixiviado, este líquido é descrito através de parâmetros de qualidade, sendo os mais usuais a DQO, DBO<sub>5</sub>, COT, pH, alcalinidade, nitrogênio amoniacal e toxicidade. A Tabela 7 apresenta a composição do lixiviado do aterro da Muribeca (Jaboatão dos Guararapes).

**Tabela 7** – Caracterização de lixiviado do Aterro da Muribeca.

Parâmetros	Aterro da Muribeca
Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	5015
DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	275
DQO (mg/L)	1230
Cloretos (mg/L)	-
Condutividade (µS/cm)	8900
Fosfatos totais (mg/L)	-
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	-
pH	7,80
Cálcio (mgCa/L)	40
Zinco (mgZn/L)	2,25
Níquel (mgNi/L)	-
Cromo (mgCr/L)	-
Ferro (mgFe/L)	38

Fonte: Adaptado Rodrigues (2007)

### 2.1.5 Fatores Intervenientes

Dentro dos aterros sanitários de RSU acontecem vários processos químicos, físicos e biológicos que afetam a composição do lixiviado, interferindo dessa forma nas suas características. Há uma série de fatores que influenciam esses processos, dos quais os principais são demonstrados no Quadro 1.

**Quadro 1** – Principais fatores que influenciam a composição dos lixiviados de aterro sanitários

Características dos Resíduos	Composição; Granulometria; Umidade; Idade do Resíduo; Pré-Tratamento.
Condições Ambientais	Geologia; Regime Pluviométrico; Temperatura; Clima.
Características do Aterro	Aspectos Construtivos das Células; Balanço Hídrico; Grau de Compactação dos Resíduos; Propriedade do Terreno; Codisposição de Resíduos Líquidos; Irrigação; Recirculação.
Processos Internos	Hidrólises; Adsorção; Biodegradação; Especiação; Dissolução; Diluição; Redução; Troca Iônica; Tempo de Contato; Partição; Geração e Transporte de Gás.

Fonte: Adaptado de Moravia (2010)

Definir um lixiviado típico é incerto, pois a sua composição modifica-se bastante de acordo com os fatores acima citados. Além do mais, o lixiviado contém elevadas concentrações de uma diversidade de substâncias que podem vir a causar algum tipo de interferência nas análises, afetando a comparação dos resultados (MORAVIA, 2010).

## **2.2 TIPOS DE TRATAMENTO PARA O LIXIVIADO**

Os lixiviados gerados nos aterros sanitários devem passar por um sistema de tratamento, antes de serem lançados nos corpos hídricos, a fim de prevenir danos ambientais e para a saúde pública, como a contaminação do solo, das águas subterrâneas e superficiais (PEREIRA, 2010). Entretanto, o tratamento de lixiviado representa ainda um grande desafio para a elaboração do projeto de aterro sanitário, uma vez que as características se modificam de acordo com as características dos resíduos presentes no aterro e, principalmente, com a idade do aterro (FERREIRA *et al.*, 2003).

Segundo Giordano (2003), se o lixiviado apresentar uma baixa fração de material biodegradável, significa que a maior parte dos resíduos presentes no aterro já foi digerida, podendo assim ser considerado um lixiviado de aterro velho. Além do mais, para Moraes (1995), se o pH estiver nas mediações de 6,0 indica que o lixiviado é proveniente de um aterro novo. Mas se o pH estiver em torno de 8,0, conclui-se que o lixiviado provém de um aterro antigo.

A Tabela 8 apresenta os parâmetros típicos da composição de lixiviado em aterros novos e antigos.

**Tabela 8** – Valores de composição de lixiviado em aterro novos e antigos.

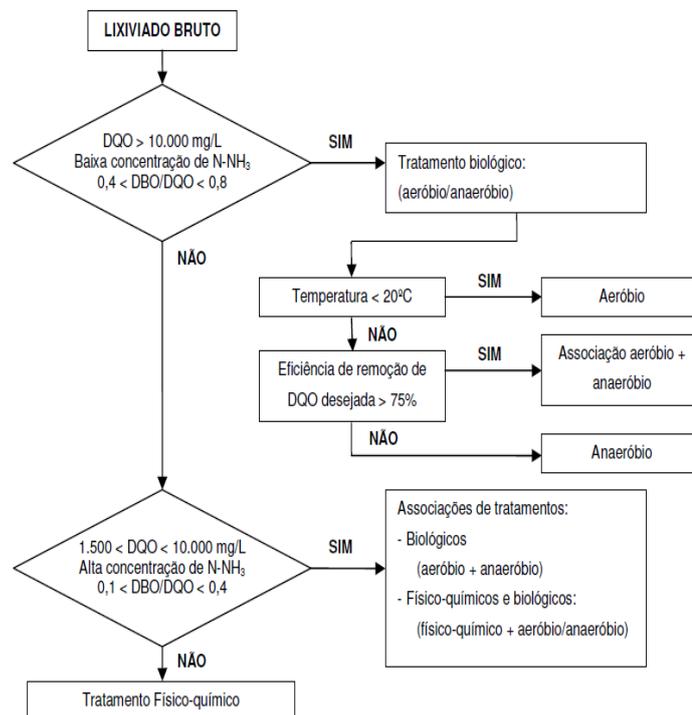
Características	Valores (mg/L)	
	Aterros Novos (menos de 2 anos)	Aterros Antigos
DBO <sub>5</sub>	2.000 – 30.000	100 – 200
COT	1.500 – 20.000	80 – 160
DQO	3.000 – 60.000	100 – 500
Sólidos Suspensos Totais	200 – 2.000	100 – 400
Nitrogênio Orgânico	10 – 800	80 – 120
Nitrogênio Amoniacal	10 – 800	20 – 40
Nitrato	5 – 40	5 – 10
Fósforo Total	4 – 100	5 – 10
Alcalinidade total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	1.000 – 10.000	200 – 1.000
pH	4,5 – 7,5	6,6 – 7,5
Dureza total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	300 – 10.000	200 – 500

Fonte: Adaptado Gomes (2011)

Os lixiviados gerados diariamente em aterros sanitários apresentam um grande potencial poluidor, fazendo necessário um estudo detalhado de alternativas para o tratamento destes efluentes (SILVA *et al.*, 2006).

Comumente, os processos biológicos são utilizados para tratar os lixiviados que apresentam uma disponibilidade de compostos orgânicos biodegradáveis (alta relação DBO<sub>5</sub>/DQO) de fácil remoção pelos microrganismos envolvidos nesse tipo de tratamento, neste caso os lixiviados novos, em face ao seu baixo custo operacional (MARTTINEN *et al.*, 2002). A Figura 2 apresenta um critério de seleção do tipo de tratamento para o lixiviado, levando em consideração alguns parâmetros desse efluente.

Figura 2 – Parâmetros de escolha para a seleção do tipo de tratamento para o lixiviado.



Fonte: Adaptado Moravia (2010).

De acordo com Moravia (2010), quando o lixiviado apresenta característica contrária a de um aterro novo, conclui-se que houve um decréscimo da fração orgânica biodegradável. Neste caso, temos um lixiviado proveniente de um aterro velho. Além do mais, para este tipo de lixiviado, encontra-se uma elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Diante disso, o tratamento biológico será limitado para a remoção desse componente, sendo indicado o método físico-químico, para redução do teor de matéria orgânica dissolvida, ou uma associação entre tratamentos biológicos (aeróbio e anaeróbio) e biológicos e físico-químicos. Mas para a remoção do nitrogênio amoniacal, a associação dos tratamentos aeróbio e anaeróbio, pode ser utilizada pelo processo de nitrificação/desnitrificação, atuando inclusive na remoção da DQO remanescente (residual).

Ainda o mesmo autor acrescenta que quando a relação  $DBO_5/DQO$  apresenta-se muito baixa, ou seja, a elevada concentração de matéria orgânica refratária sobre a matéria orgânica biodegradável, atributo dos lixiviados proveniente de aterros mais antigos, a possível concentração de ácidos graxos voláteis será muito baixa, sendo o tratamento mais indicado pelo processo físico-químico.

Segundo Renou *et al.* (2008), o tratamento de lixiviado é classificado em tratamento convencional (recirculação e tratamento combinado com esgoto doméstico; biodegradação/aeróbio e anaeróbio; oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação/floculação, sedimentação/flotação e *airstripping*) e novos tratamentos (tecnologia de membranas e processos oxidativos avançados – POA).

### Tratamento Convencional

#### a) Recirculação e tratamento combinado com esgoto doméstico

Recirculação: é um tipo de tratamento bastante aceito e utilizado em outros países, pelo fato de que, durante as primeiras etapas do funcionamento do aterro, os lixiviados apresentarão quantidades significativas de sólidos dissolvidos, DBO<sub>5</sub>, DQO, nutriente e metais pesados. Quando ocorre o processo de recirculação do lixiviado, os compostos gerados pela atividade bacteriana e pelas reações físicas e químicas são atenuados e diluídos (SILVA, 2007). Como exemplo, os ácidos orgânicos presentes nos lixiviados se transformarão em CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>. Com a elevação do valor do pH dentro do aterro, na fase metanogênica, os metais se precipitarão e ficarão retidos dentro do aterro sanitário.

Porém, a recirculação não é única opção para o tratamento. Há ainda a necessidade de reduzir a presença de sais orgânicos e concentrações de N-NH<sub>4</sub>. Além de que, a qualidade do lixiviado recirculado pode deteriorar, prejudicando a biomassa do aterro, depois de várias passagens através dele. Neste ponto, a qualidade do lixiviado pode vir a ser restaurada havendo uma fusão a um lixiviado fresco ou à água captada na superfície (SILVA, 2007).

Mcbean *et al.* (1995) ressalta algumas vantagens para tal método, como: aceleração na estabilização biológica do aterro sanitário; redução do volume do lixiviado devido à evapotranspiração; redução dos componentes orgânicos presentes no lixiviado; redução dos custos do sistema de tratamento de lixiviado; retardamento do tempo de implantação inicial do sistema de tratamento de lixiviado. O Quadro 2 mostra as vantagens e desvantagens desse método.

**Quadro 2** – Vantagens e desvantagens da recirculação de lixiviado.

Vantagens	Desvantagens
- Aumento da taxa de produção e da qualidade do biogás (USEPA, 2000).	- Geralmente a precipitação excede a soma da evaporação potencial. Logo, o volume de lixiviado a recircular aumentaria com o tempo, excedendo a capacidade de absorção pelo sistema (RUSSO, 2005).
- Aceleração da degradação da matéria orgânica aterrada (PHOLAND, F.G.; HARPER, S. R., 1985).	- Embora a carga orgânica do lixiviado possa ser reduzida pela recirculação, permanecem outros constituintes que não são removidos significativamente (amônia, cloretos e metais), exigindo um tratamento posterior, se desmobilizados do sistema (RUSSO, 2005; SILVA, 2005).
- Produção de lixiviado com baixa carga orgânica (REINHART <i>et al</i> , 2002).	
- Aceleração dos recalques, possibilitando o reuso do volume desocupado e, conseqüentemente, o aumento da vida útil do aterro (WARITH, 2002).	
- Diminuição dos custos de monitoramento e de pós-encerramento do aterro (USEPA, 2000).	- Potencial para ocorrência de maior instabilidade física da massa de resíduos durante a elevação da umidade e densidade dos resíduos (USEPA, 2000).

Fonte: Dias (2012).

#### b) Tratamento combinado com esgoto doméstico:

Devido à necessidade de tratar o lixiviado para redução da carga orgânica e concentrações de nitrogênio amoniacal, uma forma alternativa é o tratamento do lixiviado combinado com o esgoto doméstico.

De acordo com Dias (2012), este é um método muito empregado e refere-se ao seu lançamento, sob determinadas condições controladas de diluição, juntamente com o afluente da estação de tratamento de esgoto (ETE). Este tipo de tratamento foi bem empregado no início da gestão do lixiviado na maior parte dos países que aderiram o aterro sanitário como forma de disposição dos resíduos. No Brasil, os aterros sanitários que utilizam essa forma de tratamento, são: aterro de Contagem (MG); aterro desativado de Belo Horizonte-BR 040 (MG); aterro Bandeirantes (SP); São João (SP); Vila Albertina (SP); Morro do Céu de Niterói (RJ); aterro da Extrema, em Porto Alegre (RS); entre outros.

Renou *et al.* (2008) afirmam que este método apresenta a vantagem de não haver a necessidade de introduzir fertilizantes no sistema, pois o nitrogênio já está presente no lixiviado e o fósforo presente no esgoto doméstico (Quadro 3).

Países em desenvolvimento vêm aplicando esta técnica, porém não obtém sucesso devido à alta concentração de matéria orgânica e do nitrogênio amoniacal presentes no lixiviado. Os valores dessas concentrações e seus patamares dependem, essencialmente, do grau de decomposição dos resíduos sólidos e dos fatores hidrogeológicos intrínsecos aos locais onde estão presentes os aterros sanitários (BIDONE *et al.*, 2007).

Cossu (1982) afirma que para este tratamento conjugado, outros problemas poderiam ocorrer como a corrosão, à diminuição da sedimentação do lodo e problemas operacionais na estação causados pela precipitação de óxidos de ferro.

**Quadro 3** – Vantagens e desvantagens do tratamento combinado do lixiviado com o esgoto doméstico.

Vantagens	Desvantagens
- Baixos custos operacionais e facilidade de operação (RENOU <i>et al.</i> , 2008).	- Presença de compostos inibidores, no lixiviado, de baixa biodegradabilidade e presença de metais pesados, que podem reduzir a eficiência do tratamento (RENOU <i>et al.</i> , 2008).
- Conjugação do nitrogênio amoniacal presente no lixiviado com o fósforo presente no esgoto doméstico, implicando a não necessidade de adição desses nutrientes (RENOU <i>et al.</i> , 2008).	McBean, E. F. Rovers e G. Farquhar (1995) destacam: - necessidade de existência de ETE nas proximidades do aterro sanitário. - pouco viável para elevadas vazões de lixiviados.
- Possibilidade de atendimento à legislação brasileira referente ao lançamento de efluentes em corpos d'água (PAULA, 2008).	- elevado custo de transporte do lixiviado até a ETE. - aumento na produção de lodo.

Fonte: Dias (2012)

c) Biodegradação:

O tratamento biológico consiste no tratamento pelo processo aeróbio e anaeróbio. Este tipo de tratamento busca degradar, de forma natural, a matéria orgânica e outros poluentes presentes no efluente.

Segundo Von Sperling (1996), a degradação do efluente acontece devido à ação de microrganismos como bactérias, fungos, algas e protozoários, que tem a capacidade de transformar os poluentes em substâncias mais simples. Na biodegradação, as bactérias e algas se apresentam como os mais importantes na estabilização da matéria orgânica, e na mineralização dos demais poluentes.

A biodegradação resume-se ao contato do líquido com uma cultura de microrganismos que se desenvolvem ao longo do tempo utilizando como fonte de alimentação e energia, a matéria orgânica dissolvida (RODRIGUES, 2009). Mas para que isso aconteça se faz necessário um ajuste das condições favoráveis ao desenvolvimento da comunidade microbiana que será responsável pela degradação biológica da matéria orgânica e remoção dos nutrientes. A eficiência deste tratamento está diretamente ligada ao desenvolvimento biótico, isto é, ao controle inicial de condições ambientes favoráveis. A ausência deste pode acarretar na perda da biomassa gerada em semanas e, portanto a ineficiência do sistema (FUNARI, 2009).

Dias (2012) destaca outras vantagens, como: simplicidade operacional; eficiência da matéria orgânica biodegradável; eficiência de alguns processos na remoção de nitrogênio amoniacal e elevado custo benéfico.

Esse tratamento é utilizado em lixiviados que apresentam altas concentrações de DBO. O tratamento ocorre por meio da ação dos microrganismos, e estes podem degradar compostos orgânicos em CO<sub>2</sub>, em condições aeróbias, e degradar o lodo em biogás (mistura composta por CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>), em condições anaeróbias (RENOU *et al.*, 2008).

Segundo o mesmo autor, o tratamento biológico mostra-se eficiente para a remoção da matéria orgânica biodegradável e de compostos nitrogenados, quando a relação DBO<sub>5</sub>/DQO é elevada (> 0,5). Isto é, se no lixiviado a maior parte da matéria orgânica apresentar na forma “rapidamente biodegradável”. Com o envelhecimento do

aterro, a uma maior presença de compostos refratários, tendendo a limitação da eficiência do tratamento biológico, sendo recomendado um tratamento físico-químico.

Em relação ao doador de elétrons para a oxidação dos contaminantes, o processo biológico pode ser aeróbio, anaeróbio ou anóxico.

O tratamento aeróbio apresenta vantagem em relação à cinética favorecida de fácil controle e aclimatação, obtendo valores de eficiência elevados em termos de remoção da matéria orgânica. Contudo, acumulam uma grande quantidade de lodo que pode incluir compostos orgânicos e metais pesados adsorvidos. Isto porque, ocorre somente cerca de 40 a 50% de degradação da matéria orgânica biodegradável, com consequente conversão de CO<sub>2</sub>, os outros 50 a 60% da matéria orgânica acaba sendo incorporada pela biomassa microbiana, formando o lodo no sistema (CHERNICHARO, 1997). Todavia as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal presentes no lixiviado dificultam a aplicação deste processo para o tratamento do lixiviado.

Renou *et al.* (2008) destacam como principais tipos de tratamentos aeróbios: lagoas aeradas; lodos ativados; Reatores Sequenciais em Batelada (SBR); filtros biológicos e os biorreatores de membranas (*Membrane Bioreactor System – MBR*).

Já o tratamento anaeróbio, ao contrário do aeróbio, gera menos lodo e produz o metano (CH<sub>4</sub>), que possui um potencial de aproveitamento energético. Isto ocorre, nos processos anaeróbios, pois a maior parte da matéria orgânica biodegradável é transformada em biogás (cerca de 70 a 90%). Uma pequena parcela do material orgânico biodegradável é transformada em biomassa microbiana, cerca de 10 a 15% (CHERNICHARO, 1997). Porém, devido à redução das suas taxas de reação, a eficiência, em termos de remoção da matéria orgânica, é reduzida comparada ao sistema aeróbio, além do mais necessitam de uma longa partida para o sistema e são mais sensíveis à toxicidade (AMARAL, 2007; apud DIAS, 2012).

Renou *et al.* (2008) destaca os principais tipos de tratamentos anaeróbios, que são: filtros anaeróbios; reatores de fluxo vertical (ascendentes ou descendentes); reatores de fluxo horizontal; reatores anaeróbios de leito fluidificado; reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) e lagoas anaeróbias.

Com a estabilização da matéria orgânica depositada no aterro, isso irá ocasionar uma diminuição de compostos orgânicos de fácil degradação presentes no lixiviado.

Este fato evidencia a necessidade de ser realizado um tratamento baseado em processos físico-químicos, pois são capazes de atuar na degradação ou até mesmo a mineralização da matéria orgânica refratária, reduzindo os sólidos suspensos, partículas coloidais, material flutuante, cor e compostos tóxicos. Este tratamento pode ser associado como uma técnica de pré e de pós-tratamento de lixiviados ou para tratar um composto específico (*stripping* para a amônia) (RENOU *et al*, 2008).

De acordo com Piñeda (1998), as principais vantagens deste tipo de tratamento são: necessitam de um período de tempo curto para que seja iniciado o funcionamento; simplicidade dos equipamentos e materiais; fácil automatização e pouca sensibilidade às mudanças de temperatura. Contudo, apresentam a desvantagem na possível produção excessiva de lodo e no aumento das concentrações de alumínio ou ferro no efluente final (HAMADA & MATSUNAGA, 2000).

Jucá (2002) afirma que os processos de tratamento físico-químicos mais utilizados são: coagulação/floculação, precipitação química, adsorção, evaporação e o *airstripping* (remoção por arraste).

#### d) Coagulação/floculação

Este processo busca remover as substâncias estáveis, como metais pesados, partículas coloidais em suspensão e compostos orgânicos em suspensão. O funcionamento deste processo consiste na desestabilização das partículas coloidais através da inserção do coagulante (sulfato de alumínio, sulfato de ferro, cloreto férrico, clorosulfato de ferro e cal hidratada), e no aumento do tamanho e peso das partículas pela floculação. A floculação irá promover a aglomeração das partículas menores, formando flocos maiores, tornando as susceptíveis à decantação (SILVA, 2002). Este método apresenta as seguintes vantagens: remoção de parte da DQO e aumento da biodegradabilidade com elevação da relação  $DBO_5/DQO$ . Já as desvantagens são: geração de lodo; necessidade de aplicação de produtos químicos; custo elevado devido aos produtos químicos, os gastos com energia, e gerenciamento do lodo; necessita de combinação com outro processo de tratamento (DIAS, 2012).

#### e) Precipitação química

A precipitação química tem sido empregada para remover amônia, compostos orgânicos refratários e metais pesados devido à facilidade operacional e por demandar

equipamentos simples (OZTURK *et al.*, 2003; CALLI *et al.*, 2005). Durante o processo da precipitação química, os íons presentes na solução de forma dissolvidos, são transformados em uma fase sólida insolúvel via reações químicas.

Kurniawan *et al.* (2006) destacam como principais vantagens da precipitação química a elevada remoção de amônia, de matéria orgânica não biodegradável e outros ânions; simplicidade operacional. O mesmo autor aponta as principais desvantagens: consumo elevado de sais e elevado custo operacional.

#### f) Adsorção

Este processo é aplicado para remover espécies químicas dissolvidas, por exemplo, metais pesados, íons metálicos e uma diversidade de substâncias orgânicas, principalmente a matéria orgânica recalcitrante de lixiviados, passíveis de serem adsorvidas em matrizes sólidas, como o carvão ativado (remove orgânicos) (AZIZ *et al.*, 2004). Os principais fatores relacionados ao processo são: área disponível do adsorvente, natureza química e relação entre as massas adsorvido/adsorvente, pH, temperatura e forças iônicas (KURNIAWAN *et al.*, 2006). Essencialmente, a adsorção é um processo de transferência de massa no qual a substância é transferida da fase líquida para a sólida, permanecendo ligada pelas interações físicas ou químicas.

Kawahigashi *et al.* (2014) utilizaram carvão ativado Granular no pós-tratamento de lixiviados, obtendo eficiências de remoções de 94 a 100% para cor verdadeira, entre 45 e 76% para DQO e de 23 a 67% para o COT. Eles observaram que o uso do carvão ativado granular mostrou ser uma alternativa como pós-tratamento de lixiviado de aterros sanitários.

Já Dias (2013) utilizou a vermiculita expandida para adsorção do nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário, como pré-tratamento para o processo biológico, obtendo eficiência de remoção de 60% para o nitrogênio amoniacal e de 73% para o carbono orgânico total dissolvido.

Chian e DeWalle (1976) destacam as principais vantagens: tecnologia comprovada para lixiviado velho; fração orgânica removida pelo carvão ativado é a fúlvica, com peso molecular de 100-10000. Os mesmos autores citam as principais desvantagens: custo elevado; não indicado para substâncias com peso molecular fora do

intervalo 100-10000; necessidade de um tratamento prévio para remoção dos sólidos suspensos, quando utilizando o carvão ativado granulado (CAG).

Silva (2007) afirma que a maior desvantagem é a necessidade de estar regenerando constantemente as colunas com um elevado consumo de carvão em pó. Além disso, este método deve ser usado apenas para tratamento de lixiviado proveniente de aterros sanitários antigos ou com tratamento terciário de efluentes biológicos.

#### g) Evaporação

Segundo IBAM (2001) o lixiviado pode ser concentrado pela evaporação na forma direta ou indireta. A forma direta ocorre em locais onde há alta insolação, onde o lixiviado deve ser colocado em lagoas e concentrado pela ação do calor ambiente. Já a forma indireta, é realizada em um tanque metálico onde há o aquecimento do lixiviado em uma temperatura de 80 e 90°C, permitindo a evaporação de uma parte líquida, concentrando o teor de sólidos no líquido.

Bahé *et al.* (2008) estudaram um sistema de evaporação forçada como alternativa para o tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Gramacho. Eles desenvolveram um sistema, utilizando o biogás oriundo do aterro, com capacidade de tratamento de 27,4 L/h, obtendo uma relação de 1 Kg d lodo para cada 1,94 m<sup>3</sup> de lixiviado evaporado.

Sá *et al.* (2012) utilizaram um sistema de evaporação natural fechado para tratar o lixiviado, obtendo um destilado com qualidades de uso para agricultura, pela presença do nitrogênio amoniacal que foi dissolvido no líquido destilado.

#### h) *Air stripping*

Este método consiste no arraste com ar (*stripping*) de substâncias voláteis e amônia, presentes no lixiviado, por volatilização. Para a remoção de grande quantidade de amônia no lixiviado, pode ser necessário realizar o aumento do pH do meio, afim de favorecer a modificação do íon amônio em amônia livre (MORAVIA, 2010).

A principal vantagem destacada por Gomes (2009) é a elevada remoção de amônia. No caso das desvantagens, McBean *et al.*, (1995) destaca: elevado custo de operação e manutenção, pois é necessário o controle do pH, além do custo com a introdução de ar requerido no sistema; e a necessidade de combinação com outros

tratamentos. Todavia, este processo, utilizado como pré-tratamento do lixiviado permite a combinação com processos biológicos.

### Novos Tratamentos

Com relação às novas formas de tratamento de efluentes, vem sendo desenvolvidos alguns processos com a finalidade de tratar efluentes complexos, como o caso do lixiviado de aterro sanitário. Dentre esses processos destacam o tratamento por meio de separação por membranas e processo oxidativos avançados, onde o principal objetivo é a remoção de compostos recalcitrantes.

#### a) Tecnologia de membranas

A diferença entre o processo de separação por membrana e o processo convencional de filtração clássica, consiste na abertura dos poros da matriz seletiva que compõe poros bem menores ou até mesmo não apresentam os poros (MORAVIA, 2010).

Trebouet *et al.*, (2001) afirmam que esta tecnologia vem sendo aplicada em países europeus, e a utilização da nanofiltração está tendo aceitação devido a sua capacidade em remover a DQO, o que beneficia a população pois permite que o efluente seja lançado aos corpos hídricos com o limite imposto pela legislação dos países europeus.

O mesmo autor destaca as principais vantagens deste sistema: não há a mudança de fase durante a separação; não necessita adição de reagentes químicos; possibilita o processamento de substâncias termolábeis.

Renou *et al.* (2008) afirmam que a desvantagens para escolha deste tratamento consiste em: elevado custo com as membranas e energia; necessidade de combinação com outros tratamentos.

#### b) Processos oxidativos avançados (POAs)

Este tipo de tratamento consiste na geração de radicais altamente oxidativos, onde se destaca o radical hidroxila (-OH). Este radical se evidencia pela eficiência em transformar inúmeros compostos, de maneira ágil e de baixa seletividade, levando à mineralização parcial ou total do contaminante (DIAS, 2012).

O mesmo autor destaca as principais vantagens deste sistema, que consiste em: alta eficiência na remoção de compostos recalcitrantes presentes no lixiviado considerado velho; tratamento rápido e eficiente; baixa geração de lodo.

Moravia (2010) destaca as desvantagens deste tratamento: elevado custo operacional (produtos químicos); alto consumo de energia; necessidade de combinação com outros tratamentos.

Vale ressaltar que, não existe uma tecnologia, de maneira isolada, que consiga tratar o lixiviado, pois o mesmo apresenta certa complexidade devido à elevada carga orgânica e compostos recalcitrantes. Em vista disso, as soluções convencionais estão baseadas na combinação de sistemas de tratamento, onde as preocupações estão associadas à eficiência e o custo com o tratamento (PACHECO, 2004).

Concluído o tratamento do lixiviado, se faz necessário o seu monitoramento, com o objetivo de realizar a correta destinação aos corpos hídricos, visando à qualidade da água para consumo humano e a preservação da biota aquática (BRENTANO, 2006).

### **2.3 Tratamento de Lixiviado em Lagoas de Estabilização**

O método de lagoas de estabilização é propício para o tratamento de lixiviados oriundos de aterros sanitários urbanos, uma vez que este processo de tratamento é de fácil aplicação, projeto e operação. É um tratamento indicado para efluentes com alta carga orgânica, além de ser um dos tratamentos biológicos que expressa menor custo (SILVA *et al.*, 2006).

Qasim e Chiang (1994) apresentam o sistema de lagoas de estabilização como sendo um método relativamente barato para o tratamento do lixiviado, podendo ser utilizado antes de disposição para tratamento em estações de tratamento de esgoto (ETE) ou recirculação dentro do aterro.

Os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simplificada para o tratamento dos esgotos por apresentar-se como uma das tecnologias mais simples e de baixo custo. Além do mais, o principal objetivo alcançado por este tratamento é a remoção de matéria orgânica carbonácea, sendo este processo indicado para regiões tropicais (DIAS, 2012).

A indicação deste tipo de tratamento para regiões de clima tropical está associada às condições climatológicas de temperatura, intensidade e duração dos raios solares, favorecendo como, por exemplo, o Brasil. Diante disto, tornam-se relevantes estudos regionais sobre o comportamento do processo a fim de aperfeiçoar o processo natural (VON SPERLING, 2005).

Kellner e Pires (2000) avaliam a eficiência desse sistema de lagoas em função da qualidade do efluente, sendo que a mesma poderá ser estimada através de análises dos parâmetros DBO<sub>5</sub>, DQO e sólidos em suspensão. As dimensões das lagoas podem ser convencionadas com base em relações teóricas e empíricas dos resultados esperados. No caso do tempo de detenção hidráulica (TDH) a estimativa irá depender da qualidade do efluente que se pretende atingir.

Uma série de fatores podem afetar as condições hidráulicas e biológicas das lagoas de estabilização. Alguns destes fatores estão relacionados ao projeto e, outros, em função de sua natureza incontrolável. Assim sendo, devem ser criteriosamente considerados, a fim de minimizar as suas interferências no funcionamento da lagoa (CETESB, 1990).

Conforme Mara e Pearson (1986), o sistema de tratamento de lixiviado realizado através das lagoas de estabilização é onde acontecem a retenção do líquido para remoção de cargas orgânicas, coliformes fecais, cistos e ovos de parasitas, além de lagoas facultativas, que são supridas de oxigênio através da aeração superficial e principalmente da atividade fotossintética das algas.

Segundo Uehara (1989) vários tipos de organismos habitam as lagoas de estabilização, os quais se destacam as bactérias e as algas. As bactérias realizam o processo de decomposição das substâncias orgânicas complexas dos efluentes como os carboidratos, proteínas, gorduras em matéria solúvel. No caso das algas, são responsáveis pela produção de oxigênio e remoção de nutrientes como nitrogênio, carbono e fósforo, para atender as suas próprias necessidades nutricionais.

Mara e Pearson (1986) apontam as principais vantagens deste tipo de tratamento sobre os demais métodos de tratamento biológico, tais como: alta eficiência na remoção de DBO<sub>5</sub> e organismos patogênicos, flexibilidade e simplicidade no sistema e baixo custo. Como principal desvantagem destaca-se a necessidade de grande área para sua

construção. Além da necessidade de uma área grande para construção das lagoas, Lima (2010) destaca também a baixa eficiência na remoção de sólidos suspensos devido ao crescimento das algas no sistema.

De acordo com Von Sperling (2005), a matéria orgânica é estabilizada através do processo de oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas. Do ponto de vista sanitário, além da redução da matéria orgânica, as lagoas de estabilização apresentam uma elevada remoção de organismos patogênicos.

As lagoas de estabilização são utilizadas como etapa que precede a disposição final do lixiviado em estações de tratamento de esgoto. Porém essas lagoas também podem ser utilizadas como unidade final do sistema de tratamento, objetivando dar polimento ao efluente, seja em termos de remoção de nutrientes ou patógenos, assim como redução de demanda química remanescente (CHERNICHARO, 2002).

Se o local onde for instalada a lagoa possuir área disponível e vento, a areação da lagoa de estabilização pode ser de forma natural, não havendo a necessidade de meios artificiais (aeradores mecânicos). A classificação das lagoas é conforme a atividade metabólica prevalente na matéria orgânica, como: aeróbias ou de maturação, facultativas e anaeróbias (FERREIRA *et al.*, 2003).

Segundo Pearson (1995), as lagoas de estabilização podem ser configuradas em diferentes números e combinações, a fim de obter a qualidade requerida para o efluente. Porém a configuração mais adequada, segundo Chernicharo (2002), para remover a matéria orgânica é a série anaeróbia+facultativa+maturação. Contudo, os critérios de projeto podem ser modificados de acordo com o objetivo principal que o tratamento deseja alcançar.

### 2.3.1 Lagoas aeróbias

As lagoas aeróbias ou de maturação são utilizadas como última etapa em uma série de lagoas, ou após o tratamento biológico convencional (filtros biológicos ou lodos ativados). São lagoas predominantemente aeróbias, devido à remoção de grande parte da matéria orgânica biodegradável nos tratamentos precedentes, o que facilita um polimento no efluente de qualquer dos sistemas de lagoas de estabilização. Sua principal

função é a remoção de microrganismos patogênicos, podendo também remover nutrientes (VON SPERLING, 2002; ZANOTELLI, 2002).

Constituem-se em uma alternativa econômica à desinfecção do efluente, substituindo métodos convencionais, como a cloração. O processo de desinfecção natural é obtido pela ação de fatores diversos como: temperatura elevada, tempo de retenção hidráulica, sedimentação, pH, oxigênio dissolvido (OD), insolação, escassez de alimentos, herbivoria, presença de compostos tóxicos e competição biológica (VON SPERLING, 2002; CASTILHOS Jr., 2006).

De acordo com Bracho *et al.* (2006), a desinfecção natural requer a penetração dos raios solares na coluna d'água. Em sistemas anteriores a esta lagoa, deve priorizar a remoção de sólidos suspensos (SS) e nutrientes. Caso haja altas concentrações de sólidos suspensos, a remoção de coliformes cai drasticamente, além do fotoperíodo, que para proporcionar uma boa desinfecção deve ser longo (>17horas).

O fator sedimentação promove a remoção de cistos de protozoários e de ovos de helmintos da fase líquida. No fundo da lagoa os ovos e cistos podem falecer ou tornarem inativos, e quando ocorrer à necessidade de descarte do lodo excedente, o mesmo deve ser higienizado. Os métodos de higienização mais utilizados são: calagem, compostagem e pasteurização (PASSAMANI e GONÇALVES, 2000).

A inativação ou eliminação dos patógenos ocorre principalmente pela exposição prolongada dos microrganismos à radiação solar (raios UV), sendo de grande importância a profundidade da lagoa para a penetração dos raios solares na coluna d'água. Diante disto, o dimensionamento das lagoas irá depender de certos fatores como: pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura, radiação solar e tempo de detenção hidráulico. Essas lagoas apresentam altas concentrações de sólidos suspensos (SS) e DBO presentes no efluente, devido à elevada população de algas. Essas unidades de tratamento podem atingir elevada eficiência para remoção de coliformes ( $E > 99,9\%$ ), a fim de cumprir os padrões da legislação (VON SPERLING, 2005).

No entanto, nesse sistema de lagoas somente uma fração da DBO é reduzida, todavia a remoção de nitrogênio e fósforo é significativa por meio de volatilização, precipitação e assimilação pela biomassa de algas (MARA *et al.*, 1992).

Segundo o mesmo autor, as lagoas são construídas com profundidade  $\leq 1\text{m}$  e em série, possuem menor estratificação vertical e a oxigenação mais homogênea em relação à lagoa facultativa. O número de lagoas e o tamanho são variados de acordo com a qualidade do efluente que precede o tratamento e o nível de tratamento que se deseja alcançar (irrigação, hidroponia, aquicultura, entre outros). As lagoas de maturação também são denominadas de lagoas de polimento, as quais efetuam o pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios.

O nitrogênio presente no efluente, na sua forma dissolvida, pode ser removido por meio do processo de volatilização da amônia e assimilação do nitrogênio orgânico pelas algas. Este tipo de lagoa apresenta uma diversidade de algas, com predominância dos gêneros sem mobilidade, sendo colonizadas por zooplâncton e peixes, podendo surgir macrófitas se não houver uma manutenção adequada do sistema (MARA *et al.* 1997).

No caso do fósforo, pode ser removido pelo processo de precipitação na forma insolúvel quando o pH for  $\geq 9,0$ . Esse elevado teor de pH é resultante da menor produção de  $\text{CO}_2$  devido à baixa carga orgânica, associada à maior atividade de fotossíntese que o consome. Por isso, é beneficiada a formação de amônia molecular que pode desprender da fase líquida, e também uma elevada concentração de íon fosfato, e em consequência, a sua precipitação na forma de fosfato de cálcio, por exemplo, no caso de tratamento de esgoto doméstico (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Kato e Florêncio (2001) realizaram um estudo sobre a lagoa de polimento recebendo o efluente tratado por reator UASB. Foram testados em diferentes profundidades (0,3; 0,6 e 1,0m) para a lagoa, fixando o tempo de retenção hidráulica em 20 dias. Os resultados obtidos foram comparados ao estudo realizado por Arantes *et al.* (2000), que utilizou o tempo de retenção hidráulica entre 3,5 a 10 dias. A eficiência da lagoa foi significativa, e apresentou remoção de DQO filtrada de 60 a 67%, e remoção de coliformes entre 84 e 97%, chegando a atingir valores no efluente final de  $10^2$  a  $10^3$  NMP/100 ml.

Comparando estes valores com experimentos anteriores verifica-se que, em maiores tempos de retenção hidráulica houve um decaimento dos coliformes fecais. No caso da remoção de DQO, não houve uma diferença significativa. Contudo, os

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

### 2.3.2 Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são as mais simples da listagem das lagoas de estabilização. O procedimento dessas lagoas consiste na retenção de efluentes líquidos por um período de tempo longo, a fim de que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica sejam desenvolvidos. Com relação às suas dimensões, elas apresentam profundidade menor que as anaeróbias e se faz necessário que sejam rasas, carecendo de grandes áreas disponíveis para sua implantação (VON SPERLING, 2002).

De acordo com o mesmo autor, o dimensionamento das lagoas é considerando o tempo de retenção hidráulica, profundidade e a carga orgânica aplicada, em função da temperatura, exposição solar, latitude, altitude, pluviometria, evaporação e outros fatores locais. Além do mais devem ser analisados os regimes hidráulicos (fluxo pistão, fluxo disperso e mistura completa) e pode ser adotada nos cálculos a remoção da  $DBO_5$  segundo uma reação de primeira ordem.

As cargas aplicadas são entre 100 a 400 kg de  $DBO_5$ /ha.dia, consideradas baixas, para que o meio tenha condições de desenvolver a biomassa algal, conferindo uma coloração verde à água, podendo também aparecer à coloração rósea (sinal de sobrecarga orgânica) e presença de bactérias anaeróbias reductoras de sulfato (MARA, 2005).

Sousa (1994) reforça que elas operam com cargas orgânicas menores, com isso facilita o desenvolvimento de algas nas camadas mais superficiais e iluminadas. Através da ação fotossintética, as algas oxigenam a massa líquida da lagoa, modificando o pH e consumindo os nutrientes inorgânicos. Além do mais, as algas contribuem para volatilização da amônia e a precipitação dos fosfatos, favorecendo maior grau de depuração da água residuária (KÖNIG, 1990). Vale ressaltar que as algas desempenham um papel fundamental na lagoa, e sua concentração é mais elevada do que a de bactérias, com isso tornam o líquido na superfície da lagoa esverdeada. A concentração

de sólidos em suspensão é inferior a 200mg/L, embora em termos de números elas possam alcançar na faixa de  $10^4$  a  $10^5$  organismos por ml (ARCEIVALA, 1981).

As lagoas facultativas são métodos de tratamento onde o efluente bruto ou pré-tratado é encaminhado, objetivando a estabilização bioquímica da matéria orgânica afluyente por meio dos metabolismos de organismos aeróbio e anaeróbio. O tratamento é realizado por meios de processos naturais, como: físicos, biológicos e bioquímicos (UEHARA, 1989).

As lagoas podem funcionar como uma única unidade ou em sequência a uma lagoa anaeróbia. Funcionando como uma única unidade é costumada a chamar de lagoa primária, onde recebem o efluente bruto. Da forma sequencial, é denominada de lagoa secundária, recebem o efluente proveniente de outra unidade de tratamento. Também podem funcionar após uma estação de tratamento, sendo chamada de lagoa de polimento. Como também podem anteceder uma série de lagoas de maturação (JORDÃO e PESSOA, 2005).

Segundo Truppel (2002) as lagoas facultativas se caracterizam por possuir uma zona aeróbia (camada superior), onde os mecanismos de estabilização da matéria orgânica são a oxidação aeróbia e a redução fotossintética, e uma zona anaeróbia (camada inferior) onde ocorre a fermentação anaeróbia para estabilização da matéria. O termo “facultativo” refere-se à camada intermediária entre as duas zonas, onde predomina processos de oxidação aeróbia e fotossintética.

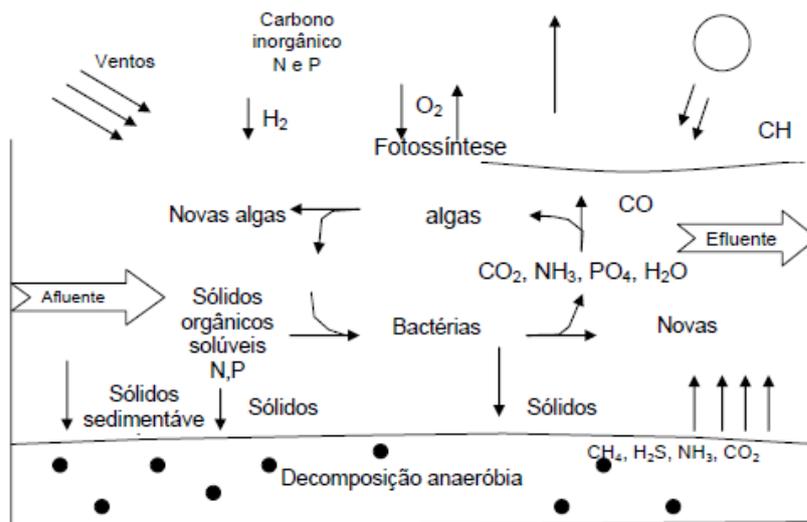
De acordo com o mesmo autor, o oxigênio necessário para a zona aeróbia provém das algas ali presentes. As algas utilizam-se dos produtos finais do metabolismo, seja dos seres aeróbios ou anaeróbios, para a fotossíntese. E para que haja o funcionamento do processo, é necessária uma manutenção do equilíbrio biológico do ecossistema.

A zona anaeróbia é formada pelo lodo de fundo de lagoa, e este é formado pela sedimentação da matéria orgânica em suspensão (DBO particulada). O lodo é decomposto pelas bactérias anaeróbias, sendo convertidos, basicamente, em gás carbônico, metano e água. O gás sulfídrico formado é oxidado durante a passagem para as camadas superiores da lagoa até chegar à superfície, mas isso não ocasiona problemas de odores. A DBO particulada que não foi biodegradável se acumula no

fundo da lagoa. Já a DBO solúvel (matéria orgânica dissolvida) não se sedimenta e continua dispersa pela massa líquida, juntamente com a matéria orgânica em suspensão (DBO finamente particulada) (DIAS, 2012).

König (1990) destaca as principais características dessas lagoas: cor verde, elevador teor de OD e grande quantidade de SS (algas) de difícil sedimentação. A cor verde atribuída à água é devido ao desenvolvimento das algas nas camadas mais superficiais e iluminadas da lagoa. Os processos de oxidação bacteriana, na lagoa facultativa, converte a matéria orgânica em dióxido de carbono, amônia e fosfato, os quais serão utilizados como nutrientes pelas algas. Desta forma, o método de lagoas facultativas apresenta uma interação entre algas e bactérias, embora certas espécies de algas possam utilizar material orgânico diretamente. Esta relação pode ser observada na Figura 3.

**Figura 3** – Funcionamento de uma lagoa facultativa.



Fonte: Mendonça (2000)

### 2.3.3 Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias é uma forma alternativa de tratamento onde as condições para sua operação é estritamente anaeróbia, ou seja, sem a presença do oxigênio. Em geral são responsáveis pelo tratamento primário do esgoto, atuando como unidade primária em um sistema em série de lagoas. Além do mais são empregadas para realizar a estabilização de altas cargas orgânicas aplicadas. Sua principal função é a degradação da matéria orgânica ( $DBO_5$  e  $DQO$ ) e essa atividade é realizada pelas bactérias facultativas e anaeróbias (MEDRI, 1997). As lagoas são dimensionadas com relação às

altas cargas orgânicas, resultando na ausência do oxigênio dissolvido no meio líquido (UEHARA, 1989). No balanço de oxigênio, a produção pela fotossíntese e pela re-reação atmosférica, nesse caso, são desprezíveis (VON SPERLING, 2002).

Segundo Jordão e Pessoa (1995), a estabilização da matéria orgânica ocorre pelos fenômenos de digestão ácida e fermentação metanogênica. Primeiramente, os microrganismos facultativos, na ausência de OD, transformam compostos orgânicos complexos em compostos mais simples, basicamente ácidos orgânicos. Nesta fase é observado que a produção de material celular (síntese) e compostos intermediários (gás sulfídrico e mercaptanas) e o pH é reduzido a valores entre 5 e 6.

A fermentação anaeróbia é um processo sequencial. Segundo Von Sperling (1996) a estabilização anaeróbia é lenta, devido à baixa taxa de reprodução das bactérias anaeróbias. Desta forma, a eficiência de redução de DBO varia entre 50 a 60%, obtendo maior eficiência no período de verão (temperatura acima de 15°C), em virtude da elevada atividade microbiana em altas temperaturas. A Tabela 9 mostra os valores das concentrações dos parâmetros na saída da lagoa anaeróbia, com base em estudos para tratar o lixiviado de aterro doméstico, realizados por Silva (2007) e Martins (2008).

**Tabela 9** – Valores das concentrações dos parâmetros em lagoas anaeróbias.

Parâmetros	Silva (2007)		Martins (2008)	
	Concentração	Eficiência (%)	Concentração	Eficiência (%)
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	1955	21,86	2824	14,09
DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	287	36,78	976	24,92
pH	8,31	-	9,2	-
Nitrogênio total (mg/L)	-	-	1133	9,65
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	711	42,94	941	6,46
Sólidos suspensos totais (mg/L)	287	38,41	338	27,62
Sólidos totais (mg/L)	6745	15,9	-	-
Fósforo total (mg/L)	33,6	17,24	-	-
Temperatura	25,9	-	24,6	-
Turbidez	86,1	16,41	68	38,74

Fonte: Rodrigues (2009)

De acordo com Truppel (2002), o mecanismo das lagoas anaeróbias funciona como grandes fossas sépticas, onde a matéria orgânica se deposita no fundo das lagoas, iniciando o processo de digestão anaeróbia. A matéria orgânica presente no líquido também sofre uma parcial estabilização anaeróbia.

Mesmo havendo uma redução da DBO (em torno de 50 a 60%) durante o processo, o efluente sai com uma elevada carga de DBO, implicando na necessidade de uma unidade posterior de tratamento. As unidades mais usuais são as lagoas facultativas. A remoção de DBO na lagoa anaeróbia favorece uma economia de área para a unidade posterior, neste caso a lagoa facultativa, fazendo com que o requisito de área total (lagoa anaeróbia + facultativa) seja em torno de 45 a 70% para esgoto doméstico do requisito de uma lagoa facultativa única (VON SPERLING, 2002).

Segundo o mesmo autor, ele cita as principais variáveis que são consideradas para a elaboração do projeto de lagoas anaeróbias: profundidade, tempo de detenção hidráulico, taxa de aplicação volumétrica e geometria (comprimento/largura). Porém a taxa volumétrica é a mais relevante, sendo estabelecida em função do volume necessário para a conversão da carga de DBO aplicada na lagoa. Já o tempo de detenção é em função do tempo necessário para a reprodução das bactérias anaeróbias. Os valores encontrados são os obtidos no Quadro 4.

**Quadro 4** - Parâmetros de Projeto para Lagoas Anaeróbias.

Parâmetro de Projeto	Valores	Fonte
Taxa de Aplicação Volumétrica (kgDBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d)	0,1 – 0,4	SILVA e MARA, 1979; JORDÃO e PESSOA, 1995.
	0,19 – 0,24	UEHARA e VIDAL, 1989.
	0,1 – 0,3	VON SPERLING, 2002.
	>0,1	MARA, 2002 e MARA <i>et al.</i> , 1992
Profundidade (m)	2 – 4	SILVA e MARA, 1979.
	3 – 5	UEHARA e VIDAL, 1989.
	3 – 4	JORDÃO e PESSOA, 1995.
	4 – 5	VON SPERLING, 2002.
	2 – 5	MARA, 2002 e MARA <i>et al.</i> , 1992.

Fonte: Gotardo (2005)

## 2.4 Lodo

A necessidade de tratamento deste líquido é de suma importância do ponto de vista ambiental, pois o lixiviado é altamente poluidor, e se o mesmo for lançado diretamente ao meio ambiente trará certos danos como a contaminação do solo e da água, por exemplo.

Os sistemas de tratamento auxiliam na melhora das características do lixiviado promovendo uma redução do seu potencial poluidor. Porém, ocorre a formação de um resíduo semi-sólido, pastoso e de natureza principalmente orgânica, denominado de lodo (ANDRADE, 1999). Diante disso cria um grande problema ambiental para as empresas de saneamento que é a destinação deste lodo gerado nas ETEs (METCALF; EDDY, 2002).

Luduvic (2001) afirma que o gerenciamento do lodo provindo de ETE é um trabalho de grande complexidade e alto custo, que se não forem bem trabalhados podem vir a comprometer os benefícios ambientais e sanitários aguardados por esse sistema.

Segundo Andreoli *et al.* (2006), o termo “lodo” é designado para os subprodutos sólidos das ETEs. No tratamento de esgoto por processos biológicos, parte da matéria orgânica é absorvida e convertida, integrando a biomassa microbiana, intitulado de lodo biológico ou secundário, formado principalmente de sólidos biológicos.

Na literatura não há um enfoque sobre a geração de lodo proveniente de estações de tratamento de lixiviado. Diante disso, neste trabalho irá ser relatado, de forma geral, sobre o lodo proveniente de estações de tratamento de esgoto (ETE), uma vez que o esgoto apresenta características semelhantes ao do lixiviado, levando em consideração que o lixiviado apresenta uma carga orgânica mais elevada comparada ao esgoto.

### 2.4.1 Geração do Lodo em Diversos Sistemas de Tratamento

Segundo Soares (2004), a produção de lodo no Brasil é estimada entre 150 a 220 mil toneladas de matéria seca por ano. Levando em consideração que apenas 30% da população têm seus esgotos coletado e tratado, é de se esperar que a geração de lodo venha a superar 400 mil toneladas de lodo por ano, se os esgotos fossem totalmente tratados no país. A ampliação dos serviços de coleta e tratamento de esgoto tem um

potencial para multiplicar a produção de lodo no país em 3 a 4 vezes (ANDREOLI, 2002).

A produção de lodo a ser gerado é função principal dos sistemas de tratamento utilizados para a fase líquida. Em princípio, todos os processos de tratamento biológico geram lodo. Aqueles que recebem o esgoto bruto em decantadores primários formam o lodo primário. Este lodo é composto por sólidos presentes no esgoto bruto que sedimentam nos decantadores. O lodo primário pode exalar um odor forte, principalmente, se ficar confinado por muito tempo nos decantadores primários, em condições de altas temperaturas (VON SPERLING, 2002).

O lodo biológico é proveniente do tratamento biológico do efluente. Este lodo é considerado a própria biomassa, que é formado à custa do alimento fornecido pelo esgoto afluente. Se a biomassa não for removida do sistema, irá ocasionar a sua sedimentação, podendo acarretar a saída do mesmo juntamente com o efluente final. De acordo com o tipo de sistema que será utilizado, o lodo primário pode vir a ser enviado para o tratamento com o lodo secundário, sendo considerado neste caso, um lodo misto (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Das diversas formas de tratamento de esgoto, a lagoa de estabilização é a que tem a produção menor de lodo, em comparação ao lodo ativado convencional que apresenta um maior volume de lodo a ser tratado. Isto ocorre já que no sistema de lodo ativado, o tempo de permanência do lodo (idade do lodo) é baixo, tornando menor a oportunidade para a digestão do lodo dentro do próprio tanque de aeração (Quadro 5). Com relação às lagoas de estabilização, o lodo produzido na lagoa fica retido por vários anos, havendo a digestão (transformando em água e gases) e adensamento (remoção da umidade) com isso reduzindo o seu volume (ANDREOLI *et al.*, 2001).

Metcalf e Eddy (2002) afirmam que o metabolismo aeróbio promove uma maior formação de lodo, ocasionando um volume maior de lodo para ser descartado nos sistemas de lodos ativados. Já os sistemas anaeróbios, a produção de lodo geralmente é baixa, sendo esse estabilizado, isso lhe atribui como um sistema vantajoso quanto à produção e disposição final do lodo.

**Quadro 5** – Quantidade de lodo produzido nos sistemas de tratamento de esgoto.

<b>Tipo de sistema</b>	<b>Volume de lodo produzido (L/hab.dia)</b>
Lagoas facultativas	0,05 – 0,15
Reator UASB	0,2 – 0,6
Lodos ativados convencionais	3,1 – 8,2
Aeração prolongada	3,3 – 5,6
Lagoa anaeróbia	0,1 – 0,3
Filtro biológico de alta carga	1,4 – 5,2
Lagoa aerada facultativa	0,08 – 0,22

Fonte: Metcalf e Eddy (2002)

#### 2.4.2 Tratamento do Lodo

O tratamento do lodo proveniente de ETE vem ganhando mais espaço no Brasil, em virtude do aumento de instalações de ETE e da necessidade de atender as exigências ambientais. Além do mais a geração de grande volume de lodo e o seu processamento e disposição final tornam-se um problema complicado para a engenharia sanitária (ANDREOLI *et al.*, 2006). Porém, o lodo pode ser aproveitado pelo seu potencial energético, em processo de pirólise, gerando produtos que podem ser utilizados como óleo, gases e carvão como fonte de combustíveis ou terem utilidades no ramo da indústria petroquímica, por exemplo (KARAYILDIRIM *et al.*, 2006).

De acordo com Cassini (2003), o objetivo do tratamento do lodo visa à obtenção de um produto mais estável e com menor volume, a fim de facilitar o seu manuseio e redução dos custos nos processos subsequentes. Esse tratamento é por meio de processos físicos, químicos e biológicos. Via de regra, o tratamento do lodo, após a sua geração, inclui uma ou mais das seguintes etapas:

- Adensamento: diminuição da umidade (diminuição do volume)
- Estabilização: diminuição da matéria orgânica (diminuição dos sólidos voláteis)
- Condicionamento: preparação para a desidratação (essencialmente mecânica)
- Desidratação: diminuição adicional da umidade (diminuição do volume)
- Disposição final: destinação final do resíduo.

Segundo Miki *et al.* (2006), o processo de adensamento tem como objetivo elevar a concentração de sólido no lodo, aproximadamente 12% no lodo primário (BITTON, 2001), assim reduzirá a capacidade volumétrica das unidades posteriores de tratamento. Além do mais, podemos citar a diminuição de consumo em produtos químicos no desaguamento e menor consumo de energia no aquecimento de digestores. Os tipos de adensamento comuns são: por gravidade, flotação com ar e tambor rotativo (METCALF; EDDY, 2002).

O processo de desaguamento é realizado de forma natural e de forma mecânica. De forma natural acontece por meio de secagem natural, sendo utilizado o leito de secagem ou as lagoas de lodos. O processo de forma mecânica consiste em filtros prensa de esteira, filtros prensa de placas, prensa de parafuso e centrífugas (VAN HAANDEL, 2006). O processo de filtração conduz uma maior concentração de sólidos comparada ao processo de adensamento.

O processo de condicionamento é utilizado para aperfeiçoar as características de segregação das fases sólido-líquida do lodo, e pode ser realizado de forma física ou química (ALÉM SOBRINHO, 2006).

O condicionamento físico, por meio de tratamento térmico, pode produzir lodo com menor teor de umidade (VAN HAANDEL, 2006). De acordo com Bitton (2001) o lodo deve ser aquecido a uma faixa de temperatura de 175°C a 230°C, a uma pressão de 1 a 2kPa para diminuir a sua afinidade em absorver água.

O condicionamento químico consiste em adicionar ao lodo sais de alumínio e ferro ou polímeros orgânicos (BITTON, 2001). Por meio desta adição ocorre a desestabilização das partículas do lodo com formação de flocos em maiores dimensões (MIKI *et al.*, 2006). O processo de condicionamento químico, mais utilizado, seguido do desaguamento, pode favorecer a diminuição da umidade do lodo de 90 a 99% para 65 a 80%, dependendo da natureza dos sólidos tratados. De acordo com EPA (1992), o principal fator que afeta o deságue do lodo é o tamanho da partícula.

O processo de estabilização do lodo tem como objetivo a mineralização da fração biodegradável da matéria orgânica presente no lodo, diminuindo os riscos de putrefação e a concentração de organismos patogênicos (METCALF; EDDY, 2002). A

estabilização ocorre por meio dos seguintes processos: digestão aeróbia, digestão anaeróbia, compostagem, estabilização química e térmica.

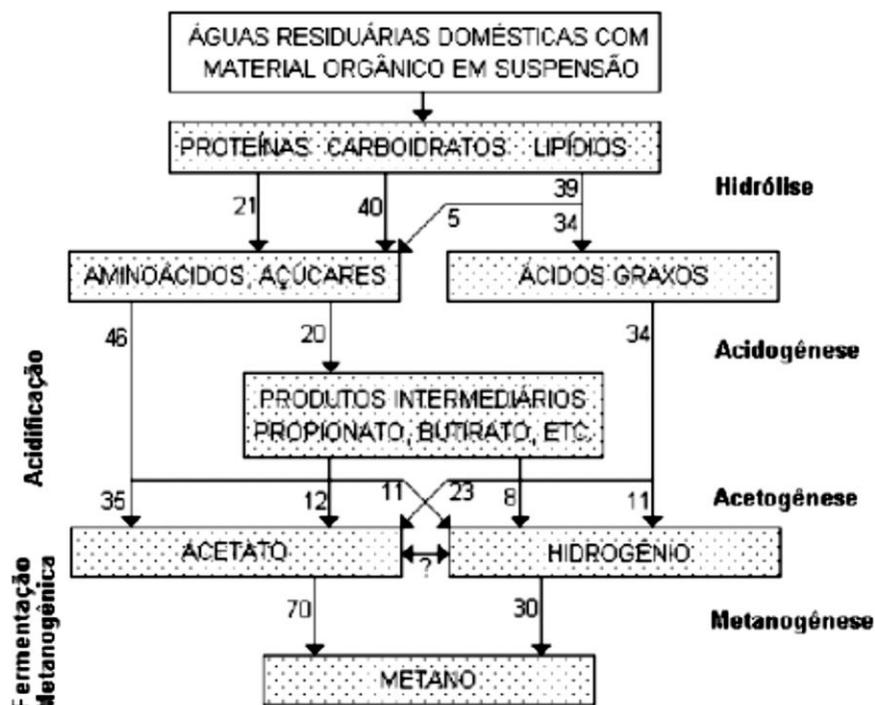
A digestão aeróbia consiste na degradação da matéria orgânica por meio de microrganismos que atuam em condições aeróbias, ou seja, com a presença de oxigênio. Neste tipo de processo ocorre a nitrificação biológica da amônia, convertendo-a em nitrato. As vantagens deste processo é o baixo custo com a implantação, facilidade na operação e produção de lodo estabilizado sem odores fétidos. As desvantagens consistem no alto consumo de energia para que haja a disponibilidade de oxigênio no meio, e produção de lodo com baixa capacidade de desidratação. Essa baixa capacidade de desidratação está relacionado ao fato de haver a destruição da estrutura do floco durante o processo de respiração endógena que ocorre no sistema aeróbio (BITTON, 2001).

A digestão anaeróbia consiste na degradação da matéria orgânica complexa por meio de microrganismo que atuam em meio anaeróbio, produzindo metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células (CHERNICHARO, 1997). A digestão anaeróbia é composta por quatro processos: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. A hidrólise consiste na conversão, através das exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas, da matéria orgânica particulada em compostos dissolvidos de menor peso molecular. A fase acidogênica os compostos dissolvidos são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, são excretados como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{NH}_3$  e  $\text{H}_2\text{S}$ . Na fase acetogênica os produtos formados na fase anterior serão convertidos em acetato, hidrogênio gasoso e o gás carbônico, para que na fase posterior haja a produção do metano. A fase metanogênica consiste na formação do metano pelas bactérias acetotróficas (redutoras do ácido acético) ou pelas bactérias hidrogenotróficas (redutoras de dióxido de carbono) (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Segundo Chernicharo (1997), as bactérias acetotróficas produzem cerca de 60 a 70% de toda a produção de metano nos reatores anaeróbios. Já as bactérias hidrogenotróficas produzem cerca de 30%.

A digestão anaeróbia pode promover a redução da concentração de sólidos voláteis entre 35 a 60%, dependendo da natureza do lodo de esgoto e das condições adotadas na operação do sistema (TSUTYA *et al*, 2001).

**Figura 04** – Etapas da degradação anaeróbia de um efluente doméstico.



Fonte: Van Haandel e Lettinga (1994)

A compostagem é um processo biológico aeróbio, onde a matéria orgânica biodegradável é estabilizada por meio de microrganismos mesófilos e termófilos. Com a estabilização ocorre a geração de vapor d'água e gás carbônico, além de promover um solo rico em ácido húmico. Durante a biodegradação da matéria orgânica, a temperatura aumenta, geralmente, entre 60 a 65°C nos primeiros dias do processo, favorecendo a eliminação de microrganismos patogênicos presentes no biossólido (SIMONETI, 2006). As técnicas mais utilizadas para compostagem são: sistemas de leiras revolvidas (*windrow*), leiras estáticas aeradas (*static pile*) e os sistemas de reatores biológicos fechados (*in vessel*).

O processo térmico é utilizado para estabilizar e condicionar o biossólido. Em elevadas temperaturas, acima de 180°C, o biossólido torna-se esterilizado. Este processo reduz vírus patogênicos, bactérias e ovos de helmintos a níveis abaixo dos detectáveis.

Porém, o biossólido deve ser estocado no fim do processo, pois pode haver o ressurgimento de bactérias patogênicas no produto tratado (ANDREOLI *et al*, 2006). No caso do processo químico são eficientes na eliminação dos ovos de helmintos mais resistentes a esses processos (CASSINI, 2003).

O tratamento e disposição final do lodo devem ser visto como uma forma de minimizar os problemas ambientais, como o lançamento de contaminantes e patógenos ao meio ambiente, por exemplo. Diante disso, as principais formas de dispor o lodo no ambiente são: disposição em aterros sanitários; disposição no solo (com a finalidade de recuperar o solo, uso agrícola ou florestal); disposição no mar e incineração (MATTHEWS, 1992).

## **2.5 Sistema de Desaguamento por Geomembrana**

Os sistemas de contenção de geotêxteis são utilizados em um grande número de aplicações. As mais comuns são marinhas, com a prevenção de erosão e retenção de areia através de estruturas resistentes ao fluxo de água; em fundações, os geotêxteis aumentam a estabilidade de colunas de areia e pedra em fundações de baixa carga de tensão e compressão; nas aplicações ambientais destaca-se o desague de lodos e retenção de sedimentos contaminados, reduzindo seus volumes e facilitando a sua gestão e disposição final (LAWSON, 2008).

Dois fenômenos ocorrem simultaneamente durante a desidratação, são eles: a retenção de sólidos no tubo geotêxtil e expulsão de água. Se um fenômeno é dominante, a eficiência do geotêxtil é grandemente afetada. O equilíbrio entre a retenção de sólidos com expulsão máxima de água e expulsão de água sem muita perda de sólidos é necessária de modo que o geotêxtil execute a sua máxima eficiência. Este equilíbrio é afetado por vários parâmetros, sendo os principais fatores: gradação de sólidos nas lamas, teor de água de lamas, e o tamanho da abertura geotêxtil. Outro aspecto importante que tem de ser tomado cuidado durante a remoção de água é a permeabilidade do geotêxtil. A permeabilidade do geotêxtil não permanece constante ao longo do processo. Ela diminui com o tempo. A diminuição da permeabilidade de um geotêxtil é o resultado de entupimento dos poros. O entupimento é uma função da retenção dos sólidos, assim como a diminuição da permeabilidade também o é. No entanto, a abertura do tamanho de geotêxtil e teor de água das lamas são outras variáveis

que têm influência significativa sobre a permeabilidade. (Muthukumaran; Ilamparuthi, 2006)

Atualmente existem três tipos básicos de sistemas de geotêxteis, que se diferenciam por sua forma e volume: tubos, containers e bags (sacos). Lawson (2008) apresenta detalhes dos três modelos, assim como fotos dos mesmos.

O uso de geomembrana tem sido utilizado para desague de lodos de várias origens. Guerdat *et al.* (2013) avaliaram o uso deste geotêxtil para a retenção de sólidos em sistemas de aquicultura. Foram utilizados dois sistemas, um que usa água doce e outro com água salobra. Ambos os sistemas receberam um polímero catiônico (poliacrilamina) que atua com floculante, auxiliando na retenção dos sólidos. Os resultados indicaram que o desempenho de cada um dos sistemas era semelhante para eficiência de remoção de sólidos totais, demanda química de oxigênio e de nitrogênio e fósforo totais, tendo obtido remoção superior a 95%, 65%, 50%, e 38%, respectivamente, para ambos os sistemas. Análise do lodo coletado no sistema de água doce, após 70 dias de desidratação, mostrou um teor de umidade de 86% ou 14% de matéria seca, indicando que o sistema também foi eficaz na remoção de água.

Mori *et al.* (2002) estudaram o uso de sistema tubular de geotêxtil para retenção de sedimentos contaminados com dioxinas. Os tubos foram fabricados com uma única camada de geotêxtil, que foi escolhido, com base em testes de filtração sob pressão. Eles observaram que a concentração de dioxinas diminuiu no processo de secagem, o que é devido à formação de filtro bolo.

Hasbach (1999) estudaram a eficácia de geotêxteis em desidratação de lodo de curtume. Ele realizou testes em protótipos de tubos de geotêxtil de alta resistência para estudar o seu desempenho. Foram testados tubos de geotêxtil de vários tamanhos e materiais. O lodo foi usado para testes de dois tipos; um era o lodo primário (resíduos provenientes da planta de curtume) e o outro lodo biológico (lodo anaeróbio). Após duas semanas de desidratação o teor de sólidos aumentou até 25% no lodo primário e 18-30% no lodo biológico.

Cantrell *et al.* (2008) estudaram o desague de lodo de lagoas anaeróbias com sistemas de bags totalmente suspensos. Após três ciclos de enchimento e desague, o sistema apresentou uma eficiência de retenção de 87,6% para os sólidos totais, 58,4%

para o nitrogênio amoniacal e de 86,7% para o fósforo total. Os resultados que eles obtiveram mostraram que o sistema foi eficiente no desagüe e concentração do lodo, reduzindo em 18,5% o volume total requerido inicialmente para disposição do lodo.

## 2.6 Balanço de Massa

O balanço de massa é de extra importância para análise de um processo novo, assim como um processo já existente. Para o estudo da manta de geotêxtil, o conhecimento do balanço de massa (ou fluxo de matéria) pode ser um método usado para estabelecer a eficiência de retenção de sólidos por meio dos bags.

Esse método é baseado na lei de conservação de massa ou de Lavoisier, onde diz que a massa não pode ser criada, nem destruída. Portanto, não existindo acúmulo de massa no interior de um equipamento, obtém-se ao longo de um determinado intervalo de tempo que:

$$\text{Massa total que entra} = \text{Massa total que sai}$$

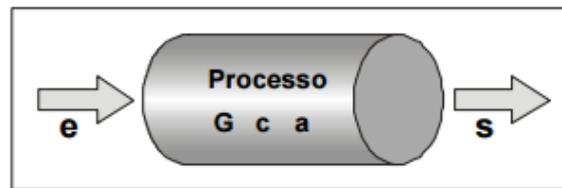
Segundo Aquim (2004), os processos de balanço de massa podem ser classificados em regime estacionário e regime transiente. No regime estacionário, os valores das variáveis (concentração, tempo, vazão, etc) não variam com o tempo em qualquer posição fixa. No caso do regime transiente, há a variação dos valores das variáveis com o tempo em alguma posição fixa do processo.

Com relação à transferência de massa através de sua fronteira, o sistema pode ser classificado em sistema aberto e fechado. No sistema aberto ocorre a transferência de material da fronteira do sistema. Já o sistema fechado, não há essa transferência.

A operação de um processo pode ser especificada como batelada, contínua e semibatelada ou semicontínua. A operação em batelada, a massa não cruza as fronteiras do processo durante a operação. O sistema é alimentado e os produtos são retirados de uma única vez, sendo no início e ao final do tempo do processo. No caso da operação contínua, há a passagem de massa através das fronteiras do sistema continuamente pelas correntes de entrada e saída. Neste caso, a operação contínua se comporta como um sistema aberto.

O balanço de massa pode ser representado pelo esquema da Figura 5.

Figura 5 – Balanço de Massa Genérico.



Fonte: Aquim (2004)

O balanço de massa é definido pela Equação 2:

$$E - S + G - C = A \quad (2)$$

Na qual: E = quantidade da grandeza que entra através da fronteira; S = quantidade da grandeza que sai através da fronteira; G = quantidade da grandeza gerada no interior do sistema; C = quantidade da grandeza consumida no interior do sistema; e A = quantidade da grandeza acumulada no interior do sistema.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo está dividido em oito partes. A primeira parte consiste na descrição do local onde foram realizadas as coletas. A segunda descreve como foi realizado o procedimento para a coleta em campo. A terceira caracteriza o bag. A quarta parte demonstra a determinação do polímero a ser utilizado no experimento. A quinta e a sexta parte, trazem respectivamente, como foi o ensaio com o lodo em laboratório e o armazenamento do drenado formado. A sétima consiste na descrição das análises realizadas. A oitava e nona parte aborda sobre a abertura dos bags e o balanço de massa realizado.

#### 3.1 Descrição do Local da Coleta

O lodo utilizado é proveniente da primeira lagoa do sistema de tratamento de lixiviado do Aterro Controlado da Muribeca/PE. Este aterro está localizado no município de Jaboatão dos Guararapes, no estado de Pernambuco. O aterro distancia da cidade do Recife em 15 km. As coordenadas geográficas do aterro são  $8^{\circ} 9' 50''S$  (latitude) e  $34^{\circ} 59' 00''W$  (longitude). A Figura 6 apresenta a vista aérea do atual Aterro da Muribeca/PE.

**Figura 6** - Vista aérea do Aterro Controlado da Muribeca.



Fonte: Santos Filho (2014).

O aterro da Muribeca apresenta uma área física de 62 hectares e uma concentração de resíduos sólidos estimada aproximadamente em 11 milhões de toneladas, onde diariamente recebia uma média de 2.000 toneladas de resíduos sólidos urbanos de municípios de Jaboatão dos Guararapes, Moreno, Recife e de lugares privados, quando o seu funcionamento chegou ao fim em julho de 2009 (SANTOS FILHO, 2014).

O acondicionamento dos resíduos sólidos urbanos teve início em 1985, mas o aterro era um simples vazadouro a céu aberto. Já em 1994, o aterro passou por um programa de recuperação ambiental, que visava transformar o lixão em um aterro controlado, onde os resíduos eram depositados em nove células isoladas. No ano de 2001, o aterro teve as vias de acesso das células isoladas preenchidas e elevação da altura das mesmas a 60 metros de resíduos, devido à necessidade de expandir a vida útil do aterro (OLIVEIRA, 2013).

No ano seguinte, deram início às obras do sistema de drenagem de gás, assim como do líquido, com a construção da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL). A visão adotada para esta estação foi de ser realizado um tratamento biológico, através de duas lagoas de decantação, uma anaeróbia, seguida de três facultativas e o tratamento bioquímico, por meio de fitoremediação (LINS, 2011), como mostra a Figura 7.

**Figura 7** - Vista aérea frontal da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL) do Aterro Controlado da Muribeca/PE.



Fonte: Rocha (2005).

Antes da finalização da construção da ETL, todo o lixiviado produzido era lançado no rio Muribequinha. Com a finalização da construção, meados de 2002, o lixiviado passou a ser drenado para a estação de tratamento (PAES, 2003).

De acordo com Lins (2011), em julho de 2009, com o fechamento das atividades do Aterro da Muribeca, houve a tendência do lixiviado ficar menos biodegradável, afetando o sistema atual. Diante disto, em abril de 2013, o lixiviado produzido no aterro foi direcionado para ser realizado o tratamento em outra estação de tratamento de efluentes, em um aterro sanitário privado que fica localizado próximo ao Aterro da Muribeca.

### 3.2 Coleta do Lodo em Campo

Foram realizadas três coletas, em campo, do lodo. Esse procedimento foi desempenhado em dias determinados. A primeira coleta foi realizada no dia 13 de Agosto de 2014, a segunda coleta no dia 27 de Agosto de 2014, e a terceira e última coleta, no dia 01 de Outubro de 2014. O espaçamento de tempo entre a segunda e terceira coleta foi maior devido à redução da capacidade de drenagem do sistema de deságue. Por este motivo foi necessário estender o número de dias para que a última coleta fosse realizada e o bag conseguisse suportar uma nova alimentação.

O procedimento (Figura 8) para as coletas foi realizado da seguinte forma: dois funcionários da estação de tratamento de lixiviado da Muribeca, no período da manhã, com o auxílio de um balde amarrado a uma corda, lançavam-no e retiravam o lodo do fundo da lagoa anaeróbia e armazenavam em recipientes de plástico. Em seguida os recipientes eram transportados para UFPE, para alimentar os bags (geomembranas).

**Figura 8** - Procedimento da coleta em campo.



Fonte: Autor (2015)

### 3.3 Característica do Bag

O bag (Figura 9) utilizado neste experimento é um saco geotêxtil (geomembrana), e sua fabricação é feita com um tecido de polipropileno com alta resistência que desempenha a função de reter as partículas sólidas, assim como permitir a drenagem do líquido presente na amostra. Além do mais, são inertes para a degradação biológica dos resíduos e são resistentes a produtos químicos presentes nos resíduos, como produtos alcalinos e ácidos.

O material foi cedido pela empresa ALLONDA, representante no Brasil da TenCate. O modelo utilizado foi o TenCate Geotube GT 500, com diâmetro médio dos poros de 80  $\mu$  (ASTM D6767). Suas dimensões são de 53 x 51cm. No Anexo I é apresentada a ficha técnica da geomembrana utilizada.

**Figura 9** – Foto do bag de geotêxtil utilizado nos experimentos.



Fonte: Autor (2015)

### 3.4 Determinação da Concentração do Coagulante

O coagulante utilizado foi o polímero de alto peso molecular, à base de poliácridamida catiônica, na forma de cristais granulados com aparência de um pó branco. Para identificarmos qual melhor dosagem do coagulante a ser utilizado no experimento, foi necessário realizar o processo de jar teste, com dosagens de 0,1 a 0,6g/L (1% a 6%). A concentração de 5% e 6% foi a que obteve melhor resultado na coagulação. Como para as duas concentrações os resultados foram semelhantes, optou-se em utilizar a concentração a 5%, devido a questão econômica. Neste caso o uso de polímero é menor, reduzindo o custo da aquisição do produto.

### 3.5 Dispositivo Experimental

O ensaio com o uso do lodo consiste em conjuntos compostos por uma estrutura montada em uma bancada, onde preso ao teto encontra-se um recipiente de plástico suspenso, juntamente conectado a um tubo de PVC de 60mm com 1,2 m de comprimento, e este conectado a manta de geotêxtil (bag). Esta manta é mantida dentro de um recipiente (de forma retangular), onde em uma de suas extremidades contém um orifício, e neste há um registro em PVC e uma mangueira para a coleta do drenado. O líquido em excesso, proveniente do sistema, é drenado através dos poros da manta de geotêxtil, promovendo a desidratação do material sólido, assim como uma diminuição do volume de água. Este líquido, depois de percorrer o sistema, é captado por meio de recipientes de plásticos que estão presentes ao chão (Figura 10). A carga hidráulica submetida ao líquido foi de 1,15m.c.a.

**Figura 10** - Instalação para o ensaio.



Fonte: Autor (2015)

Para este ensaio foram utilizados três bags. O primeiro bag foi alimentado com o lodo, proveniente do Aterro da Muribeca, sem o polímero. O segundo bag foi alimentado com o lodo mais a adição do polímero. O terceiro bag foi alimentado com o lodo mais adição do polímero, isto para a primeira alimentação, pois nas outras duas alimentações seguintes, este bag recebeu apenas o lodo sem polímero. A condição do terceiro bag foi empregada para verificar se apenas inserindo uma única vez o polímero no sistema haveria eficiência.

Assim que o lodo chegava ao laboratório, era realizado a homogeneização manual do material e de imediato realizado as alimentações (Figura 11 e 12). O segundo e o terceiro bag recebiam a dosagem do polímero, e nova homogeneização manual era realizada para que o polímero estivesse presente em todo o material.

**Figura 11** – Alimentação.



Fonte: Autor (2015)

**Figura 12** – Homogeneização.



Fonte: Autor (2015)

Na primeira e segunda alimentação (13/08/2014 e 27/08/2014, respectivamente), cada bag recebeu 30 litros de lodo. Na terceira alimentação (01/10/2014), o bag sem polímero e o bag com polímero receberam 20 litros, cada. Já o bag com polímero na 1ª alimentação recebeu apenas 15 litros.

As diferenças nos volumes de alimentação ocorreram em virtude da redução da capacidade de drenagem dos bags proveniente do fechamento dos seus poros. Diante disto, foi necessário a redução do volume a ser inserido no bag.

### 3.6 Armazenamento dos Drenados

Os drenados, assim que terminavam de percorrer o sistema, eram coletados em recipientes de plástico (Figura 13). Logo em seguida, conhecido o volume drenado e por fim acondicionados em garrafas pets, devidamente lacradas e etiquetadas (Figura 14).

Os drenados foram coletados do período de 13 de Agosto de 2014 à 27 de Outubro de 2014, totalizando 17 coletas de drenado, em cada bag, para posteriormente serem analisados. As análises foram realizadas para todas as coletas, porém as duas últimas coletas (20/10/2014 e 27/10/2014) foram desprezadas, visto que o volume do drenado foi pequena, não havendo condições de caracterizá-los. Portanto, foram caracterizadas 15 coletas de drenado.

**Figura 13** – Coleta dos drenados. **Figura 14** – Armazenamento dos drenados.



Fonte: Autor (2015)



Fonte: Autor (2015)

### 3.7 Análises Realizadas

As análises dos parâmetros físico-químicos foram realizadas de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). Os métodos utilizados estão apresentados no Quadro 6.

**Quadro 6** – Parâmetros analisados e seus respectivos métodos.

Parâmetro	Drenado	Sólido	Método
pH	X	x	SMEWW 4500B – Potenciômetro / EMBRAPA (2001)
Cor (Hazen)	X	-	SMEWW2120 C - Espectrofotômetro
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	X	-	Condutância elétrica SMEWW2510 B - Condutivímetro
Turbidez ( NTU)	X	-	Nefelométrico SMEWW 2130 B - Turbidímetro
DQO ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ )	X	-	Titulométrico (Digestão com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) SMEWW 5220 C - Termo reator de DQO e Espectrofotômetro
ST	X	x	SMEWW 2540B – Gravimetria
STV e STF	X	x	SMEWW 2540E – Gravimetria
Metais	X	x	Espectrofotometria de absorção atômica
COT	-	x	Método de Walkley & Black

Para DQO foi necessário realizar a DQO filtrada, com papel filtro de porosidade 0,45mm, devido a grande concentração de sólidos, dificultando a leitura.

As análises realizadas para toda a pesquisa foram executadas nos laboratórios:

- Laboratório do Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais – GPTA/DEQ/UFPE;
- Laboratório do Centro de Apoio à Pesquisa – CENAPESQ/UFRPE
- Laboratório de Fertilidade do Solo - UFRPE (campus Recife)
- Laboratório do CETENE

### 3.8 Abertura dos Bags

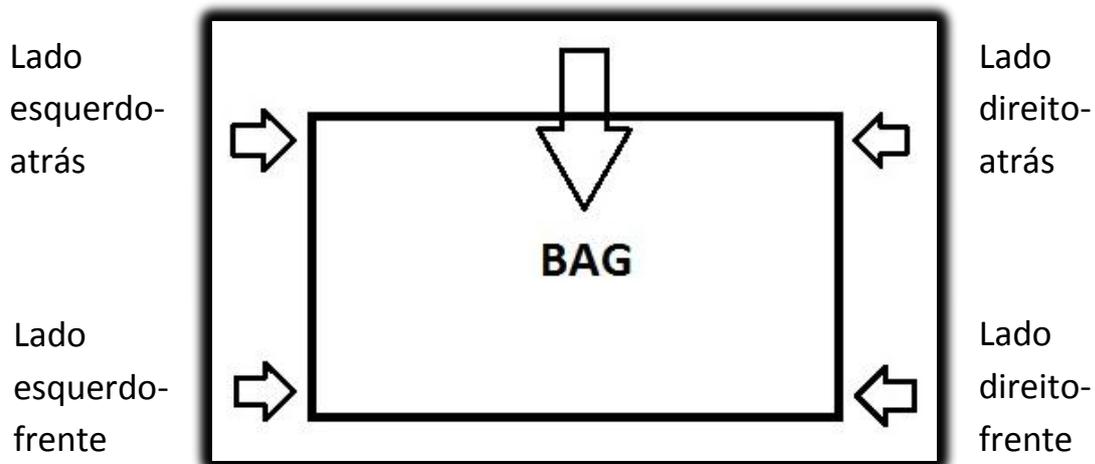
Os bags foram abertos 15 dias após a última coleta de drenado, quando encerrou o processo de lixiviação. Foram coletadas amostras de 8 pontos diferentes do bag, conforme mostra o Quadro 7. A Figura 15 ilustra onde os pontos foram retirados dos bag. As Figuras 16, 17, 18 e 19, apresentam a abertura do bag, o perfil longitudinal do bag, as amostras retiradas, e as amostras para a análise, respectivamente.

**Quadro 7** – Ponto de coleta das amostras no bag.

<b>NUMERAÇÃO</b>	<b>LOCAL DE RETIRADA DA AMOSTRA</b>
1	Lado esquerdo - frente
2	Lado direito – frente
3	Lado direito – atrás
4	Lado esquerdo – atrás
5	Centro - superficial
6	Centro
7	Centro – fundo
8	Mistura de todo o lodo presente no bag

**Figura 15** – Local da retirada das amostras

Centro  
(superficial/centro/fundo)



**Figura 16** - Abertura do bag.

Fonte: Autor (2015)

**Figura 17** - Perfil longitudinal do bag.

Fonte: Autor (2015)

**Figura 18** - Amostras retiradas dos bags.

Fonte: Autor (2015)

**Figura 19** - Amostras para análises.

Fonte: Autor (2015)

### 3.9 Balanço de Massa dos Bags

O balanço de massa foi realizado com a finalidade de obter a eficiência dos bags, ou seja, a quantidade de massa que foi retida pela geomembrana. O balanço de massa consiste na diferença entre a quantidade de massa que entra com a quantidade de massa que sai do sistema. Para isso é necessário saber a quantidade de massa, sendo calculada através da Equação 3.

$$\text{Massa seca (mg)} = P \times \text{Volume (L)} \quad (3)$$

Diante disto, temos 3 alimentações para cada bag, sendo calculada da seguinte forma, na Equação 4:

$$Massa\ seca\ (entrada) = P(1^a) \times Volume\ (1^a) + P(2^a) \times Volume\ (2^a) + P(3^a) \times Volume\ (3^a) \quad (4)$$

Na qual: P = parâmetro a ser realizado o balanço de massa (ST e DQO), para a 1ª alimentação, 2ª alimentação e 3ª alimentação.

Para determinação da quantidade de massa que saiu do sistema, é o mesmo segmento do cálculo da quantidade de massa que entrou no sistema. Porém na saída do sistema tivemos 15 coletas de material, sendo calculado pela seguinte Equação 5:

$$Massa\ seca\ (saída) = P(1^a) \times Volume\ (1^a) + P(2^a) \times Volume\ (2^a) + P(3^a) \times Volume\ (3^a) + \dots + P(15^a) \times Volume\ (15^a) \quad (5)$$

Na qual: P = parâmetro a ser realizado o balanço de massa (ST e DQO) para as 15 coletas do drenado.

Obtendo a quantidade de massa que entra no sistema e a quantidade de massa que sai do sistema, pode-se calcular a massa retida pela geomembrana, com a seguinte Equação 6:

$$Massa\ seca_{retida} = Massa\ seca_{entra} - Massa\ seca_{sai} \quad (6)$$

Diante da quantidade de massa que foi retida pela bag, pode-se conhecer a eficiência da geomembrana, pela Equação 7:

$$Eficiência\ (\%) = \frac{Massa\ seca_{retida}}{Massa\ seca_{entrada}} \times 100 \quad (7)$$

## 4 RESULTADO E DISCUSSÃO

Nesse capítulo serão abordados os resultados obtidos pelo monitoramento da coleta do drenado, assim como os dados provenientes do material retido dentro da manta de geotêxtil. Esses resultados foram obtidos através das análises realizadas em laboratório durante todo o experimento.

### 4.1 Avaliação do percolado

Durante todo o procedimento do experimento, foram realizadas coletas, em dias específicos, dos drenados gerados após o desague do lodo. A Tabela 10 apresenta os valores dos volumes dos drenados coletados para cada data especificada.

**Tabela 10** - Volumes dos drenados coletados.

Data da Coleta	Drenado SEM Coagulante	Drenado COM Coagulante	Drenado COM Coagulante na 1º Semana
13/08*	6L	2L	2L
15/08	5L	2L	2L
18/08	6L	7L	2L
21/08	225mL	400mL	75mL
27/08**	2,5L	1L	2L
29/08	5L	7,5L	4,3L
01/09	2L	1,8L	1,7L
04/09	500mL	475mL	750mL
08/09	600mL	450mL	300mL
15/09	600mL	300mL	600mL
22/09	400mL	400mL	450mL
03/10***	3,5L	5L	2,5L
06/10	900mL	900mL	500mL
09/10	500mL	500mL	500mL
13/10	330mL	-x-	300mL
20/10	5mL	5mL	3mL
27/10	5mL	5mL	5mL

(\*) Refere-se a 1º alimentação do bag (dia 13/08); (\*\*) Refere-se a 2º alimentação do bag (dia 27/08)

(\*\*\*) Refere-se a 3º alimentação do bag (dia 01/10)

#### 4.1.1 pH

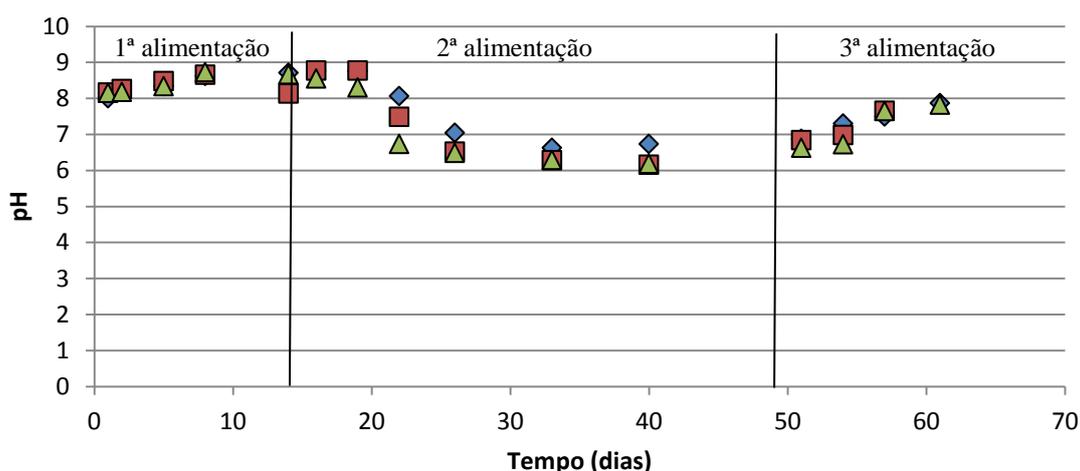
A determinação deste parâmetro é de grande importância no monitoramento ambiental de aterros controlados, tendo em conta que as atividades microbiológicas não estão apenas relacionadas à temperatura, tendo este parâmetro importância no processo de estabilização do lixiviado (ROCHA, 2008).

A Figura 20 apresenta o comportamento do pH para as três condições dos bags. Observa-se que inicialmente há um aumento para os três casos, e após a segunda alimentação o pH tende a cair, com posterior elevação. Esse declínio do pH pode ser atribuído a fase ácida da digestão anaeróbia.

Na fase acidogênica ocorre, nitidamente, uma diminuição do pH, aumentando a solubilização de compostos inorgânicos (Moravia, 2010). Durante essa fase é produzido compostos orgânicos simples, principalmente os ácidos graxos voláteis. Estes se misturam com o drenado que percola pela massa de resíduo, promovendo o decaimento do pH entre 4 a 6 (Castilhos *et al.*, 2003).

Segundo Angelidaky *et al.* (2004), o processo de digestão anaeróbia acontece no intervalo de pH de 6 a 8,3. Para Tchobanoglous *et al.* (1993) a faixa de pH entre 6,8 e 8 mostram-se compatíveis a fase metanogênica.

**Figura 20** - Valor do pH dos drenados para o (♦) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.



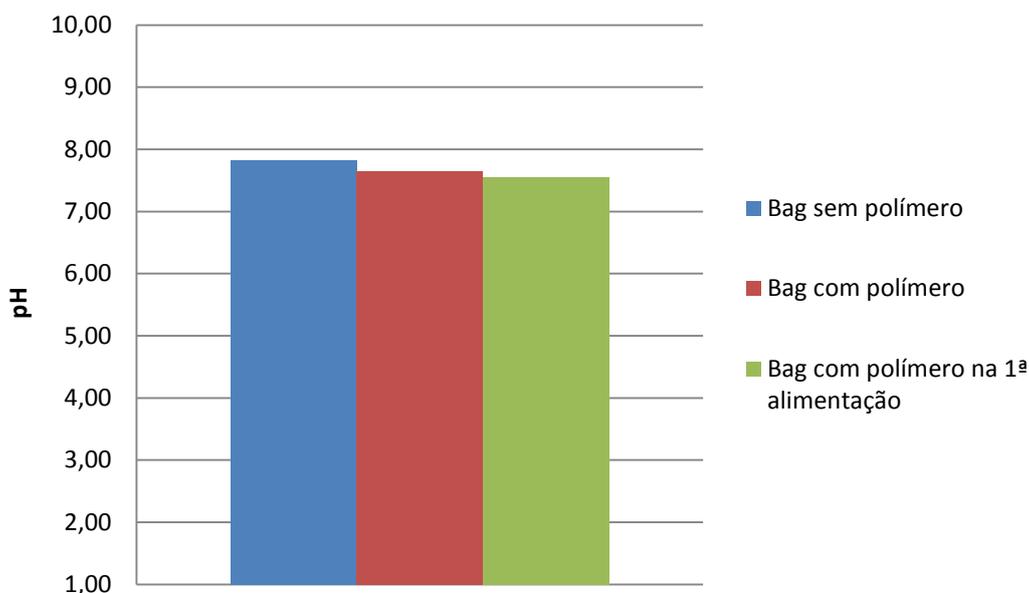
As taxas de variação, mínimo e máximo, para o pH foi entorno de 6,62 – 8,76, 6,15 – 8,77 e 6,18 – 8,72, para o bag sem polímero, bag com polímero e bag com polímero na 1ª alimentação, respectivamente. De acordo com a média de cada bag,

apresentada na Figura 21, verifica-se que para os três casos apresentam-se o estado alcalino, indicando um significativo estágio de decomposição. O pH médio para o lodo *in natura* das três alimentações foi 7,57, com um  $\sigma = \pm 0,25$ .

Para o drenado do bag sem polímero, o pH médio foi 7,82, com desvio padrão ( $\sigma$ ) de  $\pm 0,76$ . Para o drenado do bag com polímero, o pH médio foi 7,65, com  $\sigma = \pm 0,94$ . Para o drenado do bag com polímero na 1ª alimentação, o pH médio foi 7,56, com  $\sigma = \pm 0,94$ .

Contudo, o pH não foi influenciado pelo uso do polímero, pois em todos os casos permaneceu na faixa de neutralidade, na escala 7. Logo, não houve variação significativa do pH.

**Figura 21** – Valor médio do pH dos drenados para os três bags



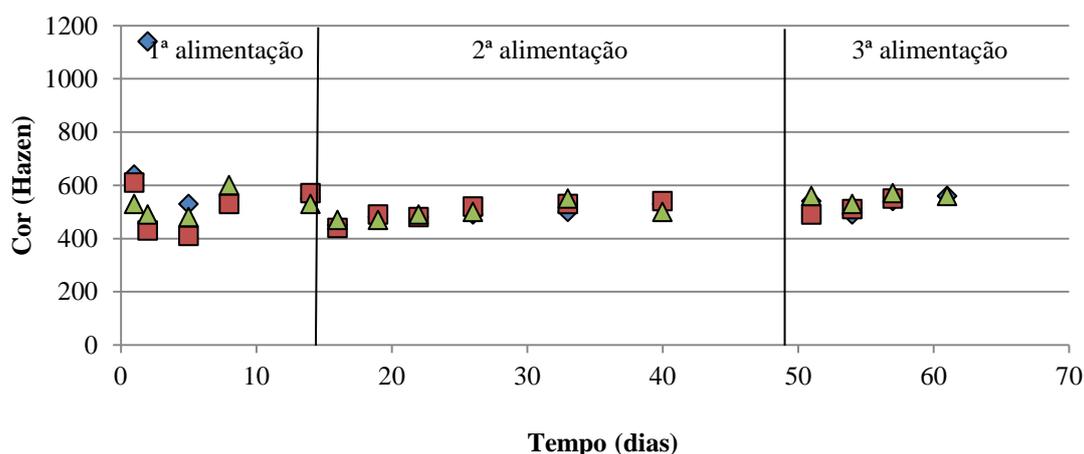
#### 4.1.2 Cor

Segundo Von Sperling (2005), a cor tem sua origem a partir da decomposição da matéria orgânica, do lançamento de efluentes industriais e domésticos, e pela presença de ferro e manganês. Diante disto, a presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico irar resultar na formação da coloração do líquido (CETESB, 2008).

A Figura 22 apresenta o comportamento da cor para os três bags. Como se pode observar, há uma pequena variação da cor, isso pode estar relacionado tanto ao processo de decomposição que ainda está ocorrendo dentro do bag, principalmente no período das alimentações, havendo a passagem de sólidos dissolvidos pela geomembrana, assim como o processo de colmatação dos resíduos, que com o passar do tempo vão preenchendo os espaços vazios, impedindo a passagem dos sólidos.

O pico apresentado durante a fase da 1ª alimentação significa que houve uma passagem maior dos sólidos, decorrente do bag não apresentar o uso do polímero. E com o passar do tempo, essa passagem é reduzida, pois os sólidos já se apresentam melhor distribuídos pelo bag, dificultando a passagem do mesmo pela manta geotêxtil.

**Figura 22** - Valor da cor dos drenados para o (♦) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.

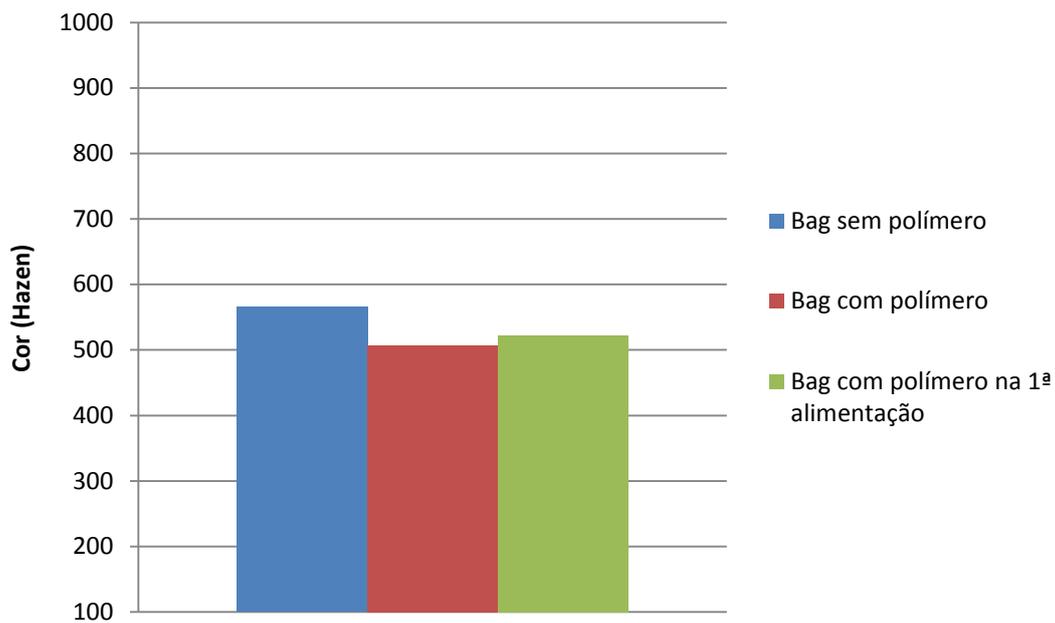


A cor média para o lodo *in natura* das três alimentações foi 4866,67 Hazen, com  $\sigma = \pm 5688,88$ . Para o drenado do bag sem polímero, a cor média foi 565,33 Hazen, com  $\sigma = \pm 165,48$ . Para o drenado do bag com polímero, a cor média foi 507,14 Hazen, com  $\sigma = \pm 55,39$ . Para o drenado do bag com polímero na 1ª alimentação, a cor média foi 522 Hazen, com  $\sigma = \pm 40,04$ .

Diante disto, o bag sem polímero apresentou uma pequena diferença da cor média em comparação ao bag com polímero e o bag com polímero na 1ª alimentação. Logo, o uso do polímero contribui, porém de forma não tão eficiente, para remoção da cor.

Na Figura 23, verificam-se os valores médios da cor para os três bags.

**Figura 23** – Valor médio da cor dos drenados para os três bags.



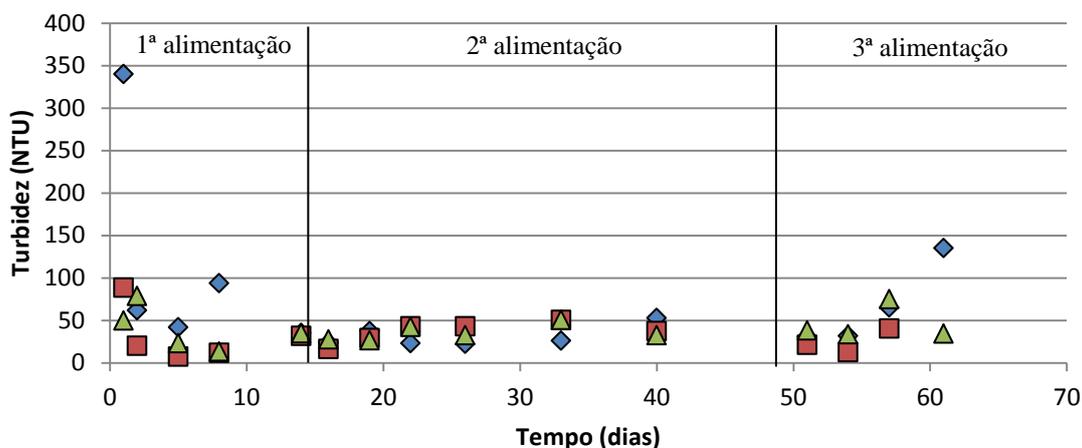
#### 4.1.3 Turbidez

A turbidez representa o grau de redução da intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, em virtude da presença de sólidos em suspensão, como partículas inorgânicas (areia, silte e argila) e detritos orgânicos (algas, bactérias, plâncton e outros) (CETESB, 2008).

A Figura 24 apresenta o comportamento da turbidez para as três condições dos bags. Observa-se que os valores apresentam uma pequena variação durante todo o monitoramento. Essa variação pode estar ligada as decomposições dos sólidos, durante as alimentações, assim como ao processo de colmatação, onde as partículas se agregam e impedem a passagem do drenado, aumentando a eficiência na retenção de sólidos em suspensão pelas geomembranas.

Ainda sobre a mesma figura, o pico apresentado durante a fase da 1ª alimentação significa que houve uma passagem maior dos sólidos, resultante do bag não apresentar o polímero. Com o passar do tempo, essa passagem é reduzida, pois os sólidos já se apresentam melhor distribuídos pelo bag, dificultando a passagem do mesmo pela manta de geotêxtil.

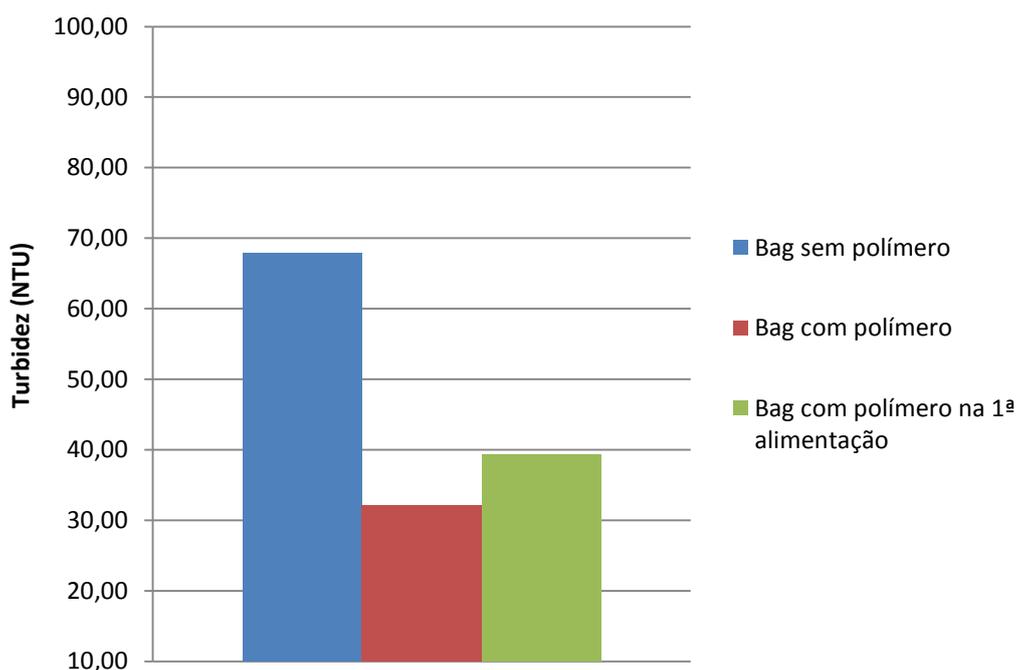
**Figura 24** - Valor da turbidez dos drenados para o (◆) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.



A turbidez média para o lodo *in natura* das três alimentações foi 288,83, com  $\sigma = \pm 367,12$ . Para o drenado do bag sem polímero, a turbidez média foi 67,91 NTU, com  $\sigma = \pm 81,40$ . Para o drenado do bag com polímero, a turbidez média foi 32,19 NTU, com  $\sigma = \pm 21,10$ . Para o drenado do bag com polímero na 1ª alimentação, a turbidez média foi 39,37 NTU, com  $\sigma = \pm 17,91$ . Comparando os resultados, verifica-se que o uso do polímero contribuiu com ligeira eficiência para a retenção de sólidos suspensos, tendo influência na turbidez do drenado.

Na Figura 25, verificam-se os valores médios da turbidez para os três bags.

**Figura 25** – Valor médio da turbidez dos drenados para os três bags.



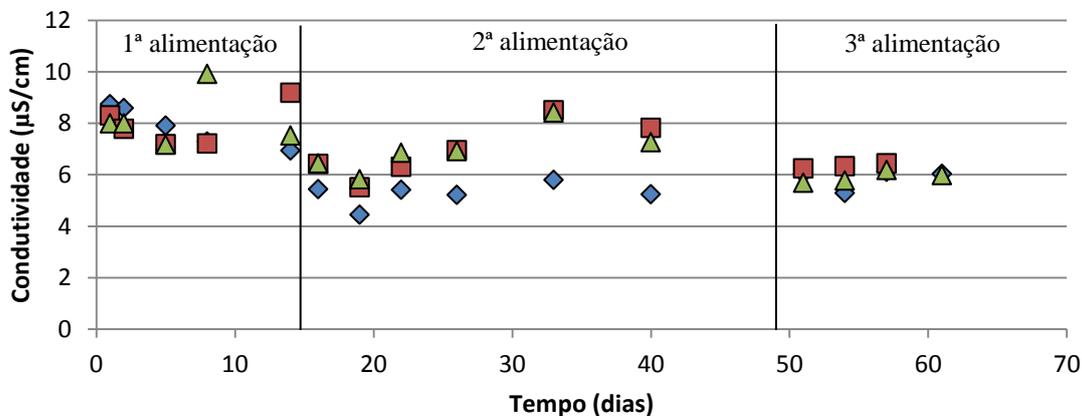
#### 4.1.4 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica é a capacidade que uma solução aquosa tem em conduzir corrente elétrica. Ela está relacionada à presença de íons dissolvidos. Soluções que apresentam mais compostos inorgânicos são boas condutoras, por outro lado as soluções de compostos orgânicos conduzem mal a corrente elétrica (APHA, 1998).

De acordo com a Figura 26, a condutividade apresenta picos nos períodos que são realizadas novas alimentações. Depois de efetivado as alimentações, os valores tendem a reduzir. Esses picos podem estar ligados à quantidade de compostos inorgânicos presentes no lixiviado. Além do mais o uso do polímero favorece o aumento da condutividade do drenado.

Segundo Schalch (1992), os valores da condutividade elétrica tendem a reduzir à medida que a fase de degradação do lixiviado vai reduzindo, alcançando a maturação final com valores entre 1.400 a 4.500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

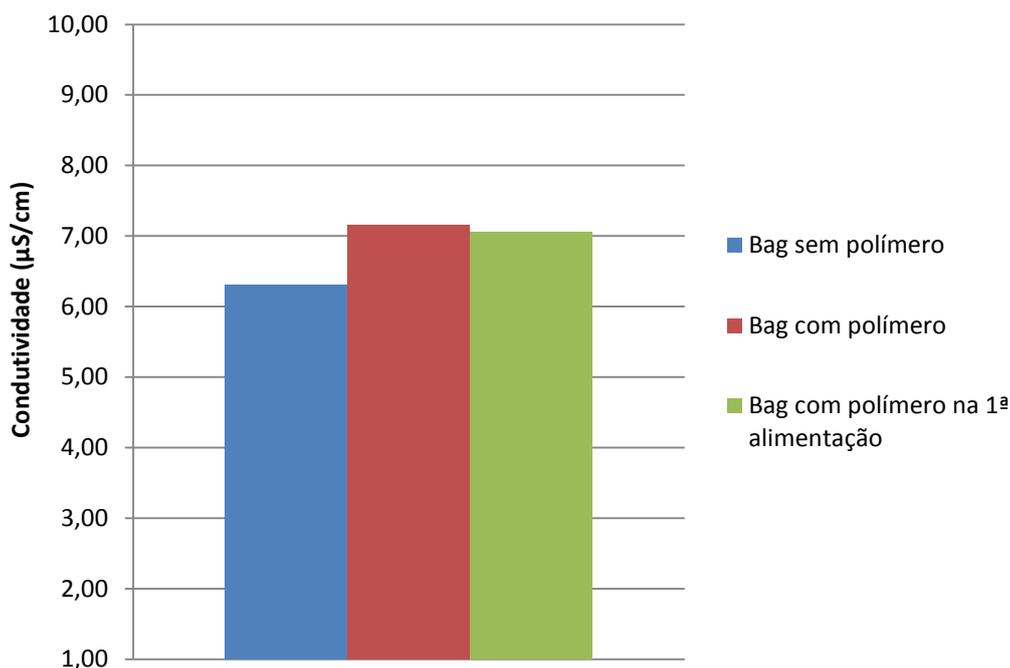
**Figura 26** - Valor da condutividade dos drenados para o (♦) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.



A condutividade média para o lodo *in natura* das três alimentações foi 6,24 $\mu\text{S}/\text{cm}$ , com  $\sigma = \pm 2,75$ . Para o drenado do bag sem polímero, a condutividade média foi 6,30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ , com  $\sigma = \pm 1,30$ . Para o drenado do bag com polímero, a condutividade média foi 7,16 $\mu\text{S}/\text{cm}$ , com  $\sigma = \pm 1,04$ . Para o drenado do bag com polímero na 1ª alimentação, a condutividade média foi 7,06 $\mu\text{S}/\text{cm}$ , com  $\sigma = \pm 1,18$ .

Na Figura 27, verificam-se os valores médios da condutividade para os três bags.

**Figura 27** – Valor médio da condutividade dos drenados para os três bags.

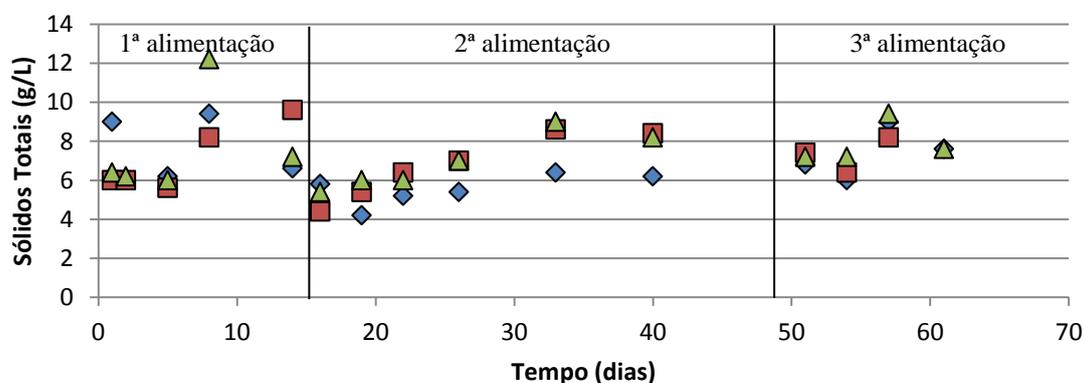


#### 4.1.5 Sólidos Totais

Os sólidos nas águas correspondem a toda matéria que mantém como resíduo, após processos de evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-determinada durante um tempo estabelecido (CETESB, 2008).

A Figura 28 apresenta a evolução dos sólidos totais durante as três fases das alimentações dos bags.

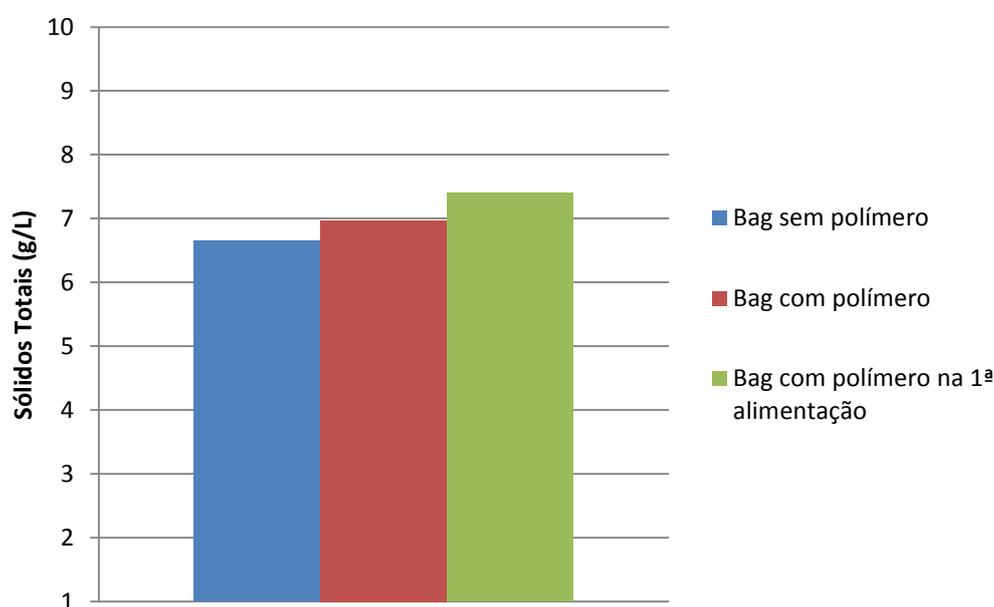
**Figura 28** - Valor de sólidos totais dos drenados para o (◆) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.



Os sólidos totais médios para o lodo *in natura* das três alimentações foi 53,67, com  $\sigma = \pm 18,18$ . Para o drenado do bag sem polímero, o sólido total médio foi 665,33mg/L, com  $\sigma = \pm 149,37$ . Para o drenado do bag com polímero, o sólido total médio foi 697,14mg/L, com  $\sigma = \pm 147,57$ . Para o drenado do bag com polímero na 1ª alimentação, o sólido total médio foi 740mg/L, com  $\sigma = \pm 175$ . A Figura 29 apresenta os valores médios dos sólidos totais para os três bags.

Diante das análises das médias para os três bags, verifica-se que os mesmos não foram conclusivos, devido ao erro elevado.

**Figura 29** – Valor médio dos sólidos totais dos drenados para os três bags.

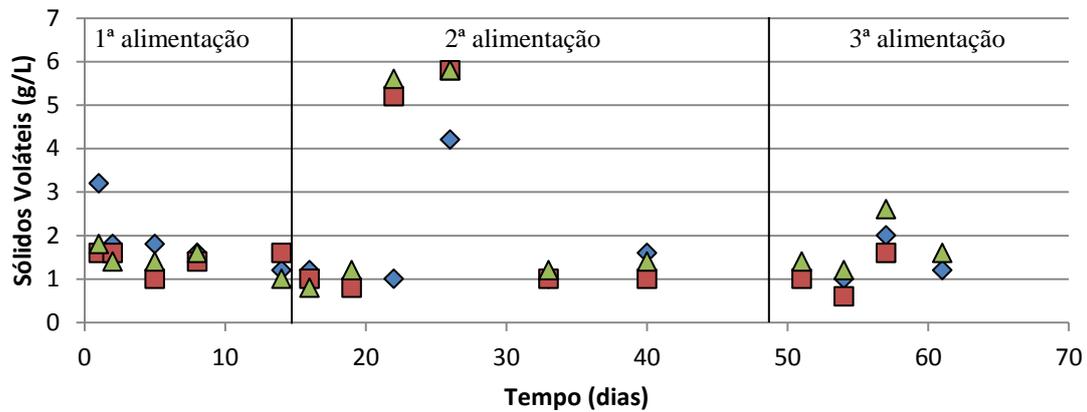


#### 4.1.6 Sólidos Totais Voláteis

É a fração que corresponde à parte da matéria orgânica presente no lodo do lixiviado.

A Figura 30 apresenta o comportamento dos sólidos totais voláteis durante as três fases das alimentações dos bags. Sobre a mesma figura, verifica-se um pico durante a fase da 2ª alimentação. Este pico, área demarcada, possivelmente trata-se de um erro analítico, e serão confirmados na nova análise a ser realizada.

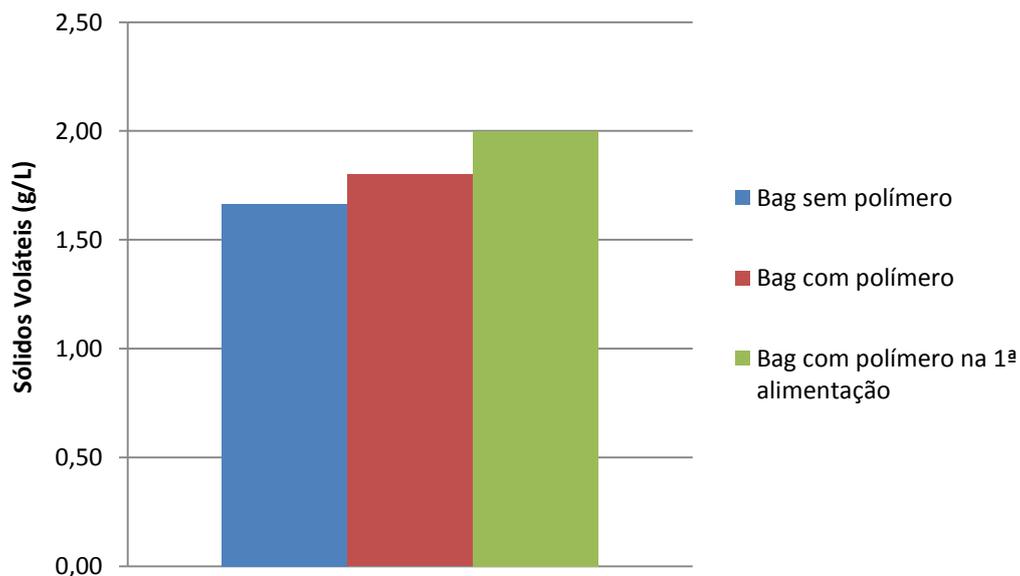
**Figura 30** - Valor de sólidos voláteis dos drenados para o (♦) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.



Os sólidos totais voláteis médios para o lodo *in natura* das três alimentações foi 28,67, com  $\sigma = \pm 8,33$ . Para o drenado do bag sem polímero, o sólido volátil médio foi 166,67mg/L, com  $\sigma = \pm 90,92$ . Para o drenado do bag com polímero, o sólido volátil médio foi 180mg/L, com  $\sigma = \pm 160,58$ . Para o drenado do bag com polímero na 1ª alimentação, o sólido volátil médio foi 200mg/L, com  $\sigma = \pm 155,66$ . A Figura 31 apresenta os valores médios dos sólidos voláteis para os três bags.

Observa-se que não houve diferença significativa quanto ao uso do polímero ou não.

**Figura 31** – Valor médio dos sólidos voláteis dos drenados para os três bags.

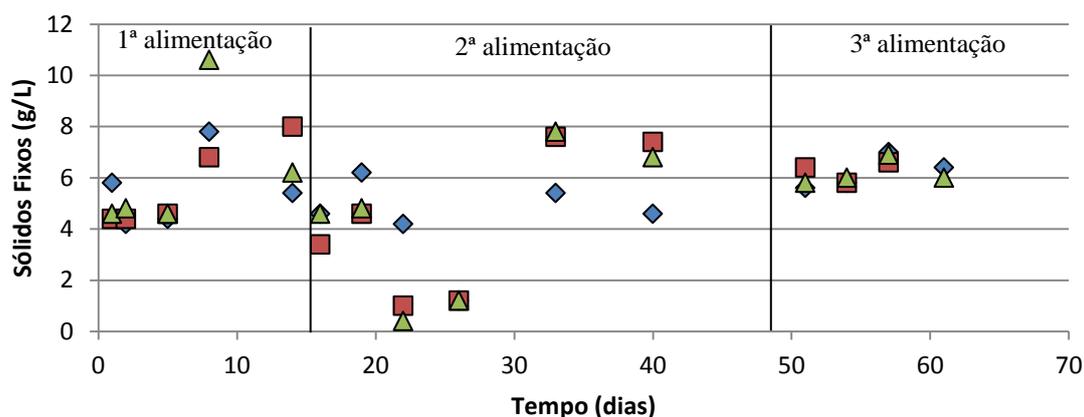


#### 4.1.7 Sólidos Totais Fixos

É a fração que corresponde à parte da matéria inorgânica presente no lodo do lixiviado.

A Figura 32 apresenta o comportamento dos sólidos totais fixos durante as três fases das alimentações dos bags.

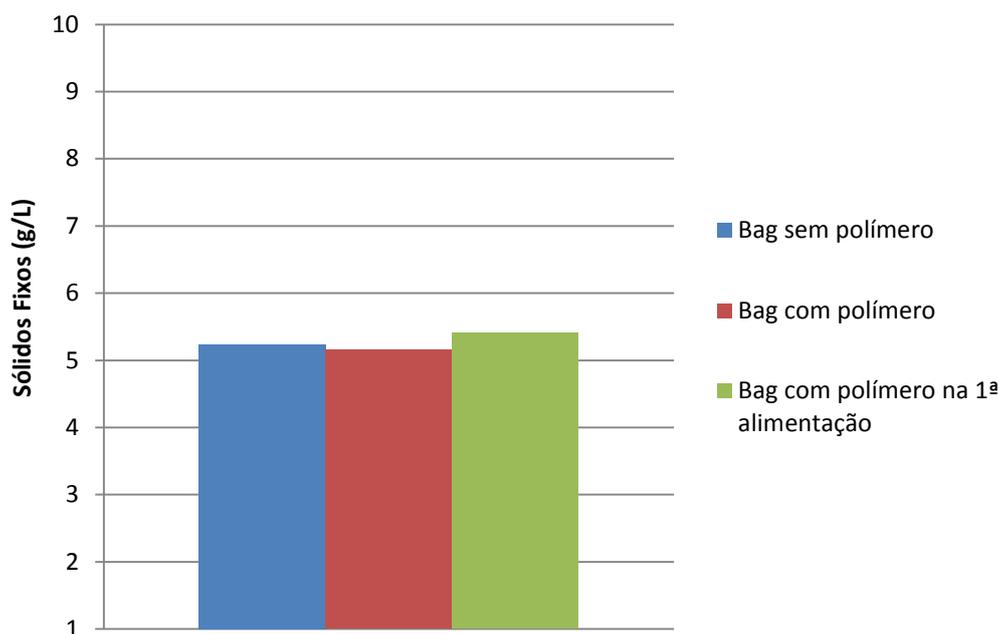
**Figura 32** - Valor de sólidos fixos dos drenados para o (♦) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.



Os sólidos totais fixos médios para o lodo *in natura* das três alimentações foi 25,3, com  $\sigma = \pm 23,1$ . Para o drenado do bag sem polímero, o sólido fixo médio foi 524mg/L, com  $\sigma = \pm 152,91$ . Para o drenado do bag com polímero, o sólido fixo médio foi 515,71mg/L, com  $\sigma = \pm 221,21$ . Para o drenado do bag com polímero na 1ª alimentação, o sólido fixo médio foi 540,67mg/L, com  $\sigma = \pm 244,67$ . A Figura 33 apresenta os valores médios dos sólidos fixos para os três bags.

Contudo, não houve diferença significativa quanto ao uso ou não do polímero para os três bags.

**Figura 33** – Valor médio dos sólidos fixos dos drenados para os três bags.



#### 4.1.8 DQO

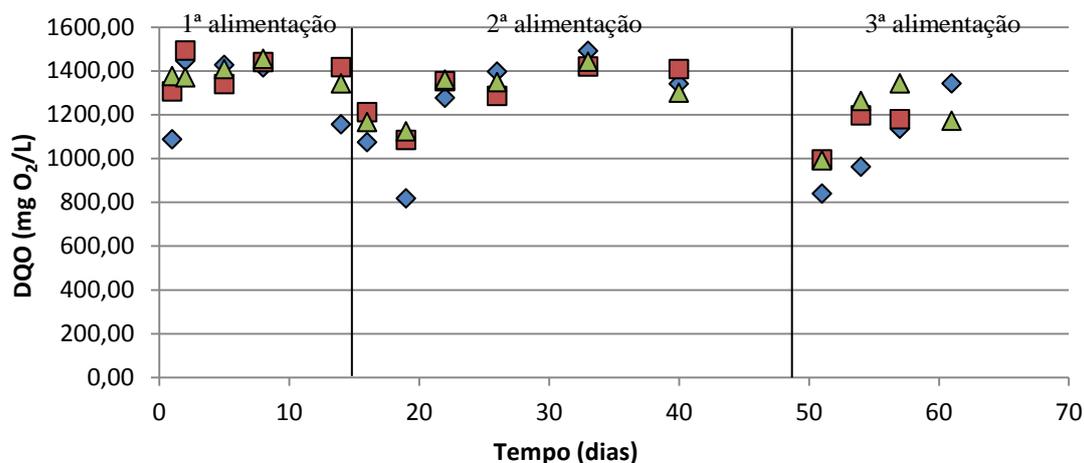
É a quantidade de oxigênio requerida para oxidar a matéria orgânica presente em uma amostra por meio de um agente químico, como o dicromato de potássio (CETESB, 2008).

A Figura 34 apresenta o comportamento da DQO para as três condições dos bags. Observa-se que os valores apresentam uma variação durante todo o experimento.

No drenado encontrou-se valores de DQO na faixa de 816,45 – 1490,95mg/L, 994,31 – 1492,62mg/L, 990,14 – 1454,49mg/L, para o bag sem polímero, bag com polímero e bag com polímero na 1ª semana, respectivamente.

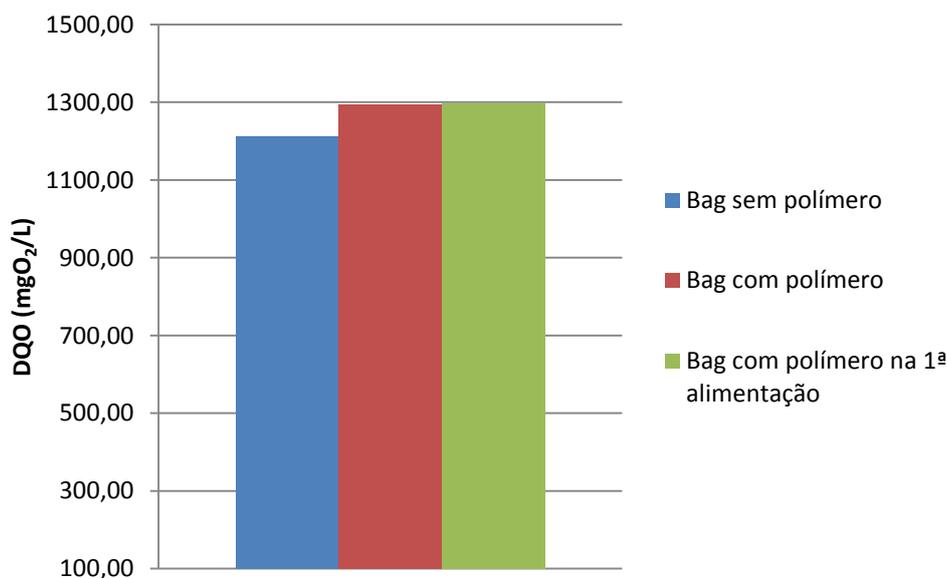
Segundo Souto & Povinelli (2007), que estudaram as características de lixiviados de aterros brasileiros, encontraram faixas prováveis de concentrações de DQO de 192 - 22.300mg/L. Analisando os valores citados pelos autores acima, os resultados obtidos em laboratório foi coerente.

**Figura 34** - Valor da DQO dos drenados para o (◆) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.



A DQO média para o lodo in natura foi 706,54, com  $\sigma = \pm 249$ . Esse desvio de 35% em relação à média mostra a grande variabilidade da composição do lodo, que pode variar em função do ponto de coleta. Para o drenado do bag sem polímero, a DQO média foi 1213,34mgO<sub>2</sub>/L, com  $\sigma = \pm 222,47$ . Para o drenado do bag com polímero, a DQO média foi 1294,48mgO<sub>2</sub>/L, com  $\sigma = \pm 145,06$ . Para o drenado do bag com polímero na 1ª alimentação, a DQO média foi 1296,72mgO<sub>2</sub>/L, com  $\sigma = \pm 130,41$ . Na Figura 35, podem-se visualizar os valores médios da DQO para os três bags.

**Figura 35** – Valor médio da DQO dos drenados para os três bags.



## 4.2 Análise estatística do material retido no bag

Concluída as análises do drenado, a próxima etapa é analisar o material retido nos bags. Seguindo a metodologia apresentada no capítulo 3, foi realizada a abertura das geomembranas com a finalidade de executar ensaios com os sólidos contidos no interior do bag. Foram definidos os 8 pontos amostrais, para cada um dos bags, e os resultados estão apresentados nas Tabela 11, 12 e 13 para os seguintes parâmetros: pH, COT, ST e STV.

**Tabela 11** – Valores dos ST, STV, pH e COT para o material contido no interior do bag sem polímero.

Pontos	ST	Desvio Padrão (ST)	STV	Desvio Padrão (STV)	pH	COT
1	4,19	0,04	3,14	0,07	9,5	2,15
2	4,16	0,03	3,09	0,07	9,25	2,69
3	4,10	0,02	3,03	0,03	9,74	2,57
4	4,26	0,11	3,20	0,11	9,06	2,93
5	3,94	0,10	2,92	0,18	9,43	3,58
6	3,93	0,12	3,00	0,09	10,09	2,99
7	3,50	0,08	2,63	0,07	9,27	3,28
8	3,89	0,16	2,87	0,10	9,34	3,28

**Tabela 12** – Valores dos ST, STV, pH e COT para o material contido no interior do bag com polímero.

Pontos	ST	Desvio Padrão (ST)	STV	Desvio Padrão (STV)	pH	COT
1	4,06	0,16	3,03	0,13	10,36	2,87
2	4,11	0,03	3,13	0,06	10,24	2,87
3	4,56	0,13	3,44	0,10	10,63	2,99
4	4,82	0,02	3,66	0,02	10,31	3,40
5	4,36	0,16	3,27	0,16	9,75	3,04
6	3,92	0,20	2,95	0,11	9,66	4,18
7	3,22	0,27	2,38	0,25	8,78	4,36
8	3,70	0,05	2,76	0,04	9,57	4,12

**Tabela 13** – Valores dos ST, STV, pH e COT para o material contido no interior do bag com polímero na 1ª alimentação.

Pontos	ST	Desvio Padrão (ST)	STV	Desvio Padrão (STV)	pH	COT
1	3,81	0,20	2,86	0,18	10,44	3,28
2	3,91	0,06	2,96	0,08	10,59	1,85
3	4,61	0,02	3,48	0,09	10,43	3,34
4	3,89	0,01	2,81	0,01	10,42	3,40
5	4,04	0,08	2,96	0,09	10,10	3,64
6	4,40	0,25	3,37	0,21	8,48	4,96
7	3,87	0,16	2,96	0,07	8,47	7,64
8	4,24	0,01	3,34	0,02	8,36	7,58

Para estes dados foram realizados a análise de variância (ANOVA), com delineamento experimental em blocos casualizados e posterior aplicação do teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade, utilizando o software livre Assistat (versão 7.7 beta/2015), e os pontos das amostras (localização no bag) foram considerados como blocos para poder analisar se houve diferença entre cada ponto, assim como a análise da média dos tratamentos. A análise de variância foi realizada para as variáveis pH (Figura 36), ST (Figura 40), STV (Figura 44) e COT (Figura 48).

#### 4.2.1 pH

**Figura 36** – Análise de Variância para o pH.

QUADRO DE ANÁLISE				
FV	GL	SQ	QM	F
Blocos	7	5.50866	0.78695	2.1903 ns
Tratamentos	2	0.82236	0.41118	1.1444 ns
Resíduo	14	5.02997	0.35928	
Total	23	11.36100		

Na qual: FV = Fonte de variação; GL = Graus de liberdade; SQ = Soma de quadrado; QM = Quadrado médio; F = Estatística do teste F

Para ser significativo o  $F_{cal} > F_{crit}$ . Contudo, observando os valores da Figura 37, temos que  $F_{cal} < F_{crit}$ , ou seja, não é significativo. Então não há evidências para admitir que há diferença entre os tratamentos e entre os blocos.

**Figura 37** – Análise do F calculado para o pH.

GL	GLR	F-crit	F	p
7	14	2.7642	2.1903	0.1004
2	14	3.7389	1.1444	0.3465

Posteriormente foi aplicado o teste de Tukey ao nível de significância de 5%, no qual foi observado que não havia diferença entre os blocos (Figura 38) e entre os tratamentos (Figura 39).

**Figura 38** – Médias de bloco para o pH

MÉDIAS E MEDIDAS	
Médias de bloco	
1	10.10000 a
2	10.02667 a
3	10.26667 a
4	9.93000 a
5	9.76000 a
6	9.41000 a
7	8.84000 a
8	9.09000 a
-----	
dms =	1.72687

**Figura 39** – Médias de tratamento para o pH.

Médias de tratamento	
1	9.46000 a
2	9.91250 a
3	9.66125 a
-----	
dms =	0.78411

#### 4.2.2 – ST

**Figura 40** – Teste de Variância para o ST

QUADRO DE ANÁLISE				
FV	GL	SQ	QM	F
Blocos	7	1.50246	0.21464	2.3783 ns
Tratamentos	2	0.05203	0.02602	0.2883 ns
Resíduo	14	1.26350	0.09025	
-----				
Total	23	2.81800		

Para ser significativo o  $F_{cal} > F_{crit}$ . Contudo, observando os valores da Figura 41, temos que  $F_{cal} < F_{crit}$ , ou seja, não é significativo. Então não há evidências para admitir que há diferença entre os tratamentos e entre os blocos.

**Figura 41** – Análise do F calculado para o ST.

GL	GLR	F-crit	F	p
7	14	2.7642	2.3783	0.0795
2	14	0.0254	0.2883	0.7539

Posteriormente foi aplicado o teste de Tukey ao nível de significância de 5%, no qual foi observado que houve diferença entre os blocos 3, 7 com os demais (Figura 42) e nenhuma diferença entre os tratamentos (Figura 43).

**Figura 42** – Médias de bloco para o ST.

MÉDIAS E MEDIDAS		
Médias de bloco		
1	4.02000	ab
2	4.06000	ab
3	4.42333	a
4	4.32333	ab
5	4.11333	ab
6	4.08333	ab
7	3.53000	b
8	3.94333	ab
-----		
dms =	0.86549	

**Figura 43** – Médias de tratamento para o ST.

Médias de tratamento	
1	3.99625 a
2	4.09375 a
3	4.09625 a
-----	
dms =	0.39299

## 4.2.3 – STV

**Figura 44** – Análise de Variância para o STV.

QUADRO DE ANÁLISE				
FV	GL	SQ	QM	F
Blocos	7	0.79338	0.11334	1.5466 ns
Tratamentos	2	0.05590	0.02795	0.3814 ns
Resíduo	14	1.02597	0.07328	
-----				
Total	23	1.87525		

Para ser significativo o  $F_{cal} > F_{crit}$ . Contudo, observando os valores da Figura 45, temos que  $F_{cal} < F_{crit}$ , ou seja, não é significativo. Então não há evidências para admitir que há diferença entre os tratamentos e entre os blocos.

**Figura 45** – Análise do F calculado para o STV.

GL	GLR	F-crit	F	p
7	14	2.7642	1.5466	0.2306
2	14	0.0254	0.3814	0.6898

Posteriormente foi aplicado o teste de Tukey ao nível de significância de 5%, no qual foi observado que não havia diferença entre os blocos (Figura 46) e entre os tratamentos (Figura 47).

**Figura 46** – Médias de bloco para o STV.

MÉDIAS E MEDIDAS	
Médias de bloco	
1	3.01333 a
2	3.06000 a
3	3.31667 a
4	3.22333 a
5	3.05000 a
6	3.11000 a
7	2.65667 a
8	2.99000 a

**Figura 47** – Médias de tratamento para o STV.

Médias de tratamento	
1	2.98500 a
2	3.07750 a
3	3.09500 a
dms = 0.35413	

#### 4.2.4 – COT

**Figura 48** – Análise de Variância para o COT.

QUADRO DE ANÁLISE				
FV	GL	SQ	QM	F
Blocos	7	20.69878	2.95697	2.7621 ns
Tratamentos	2	9.59116	4.79558	4.4796 *
Resíduo	14	14.98764	1.07055	
Total	23	45.27758		

Para ser significativo o  $F_{\text{cal}} > F_{\text{crit}}$ . Contudo, observando os valores da Figura 49, temos que  $F_{\text{cal}} < F_{\text{crit}}$ , ou seja, não é significativo para os blocos. Porém para os tratamentos,  $F_{\text{cal}} > F_{\text{crit}}$  sendo significativo ao nível de 5% de probabilidade. Então não há evidências para admitir que há diferença entre os blocos, porém há evidências para admitir diferença entre os tratamentos.

**Figura 49** – Análise do F calculado para o COT.

GL	GLR	E-crit	E	p
7	14	2.7642	2.7621	0.0501
2	14	3.7389	4.4796	0.0313

Posteriormente foi aplicado o teste de Tukey ao nível de significância de 5%, no qual foi observado que não havia diferença entre os blocos (Figura 50) e entre os tratamentos, diferem entre si (Figura 51).

**Figura 50** – Médias de bloco para o COT

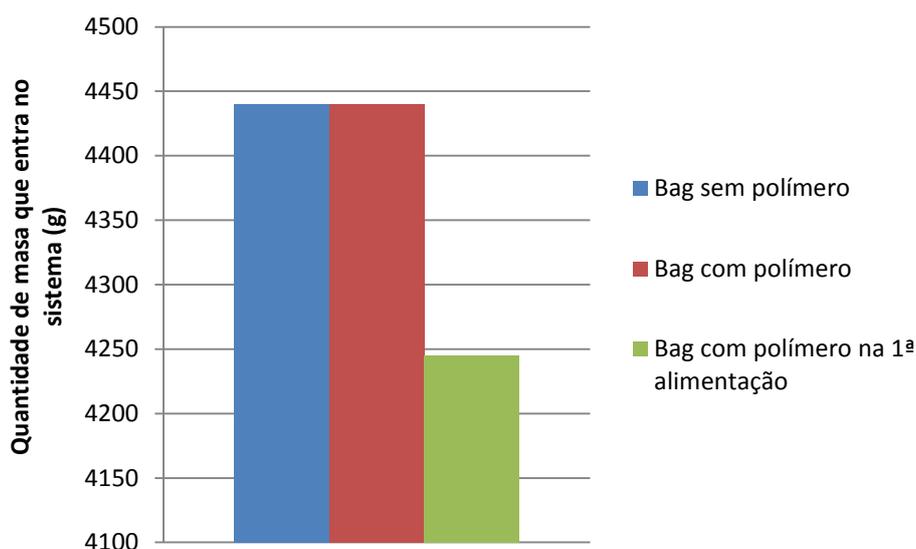
MÉDIAS E MEDIDAS		
Médias de bloco		
1	2.76667	a
2	2.47000	a
3	2.96333	a
4	3.24333	a
5	3.42000	a
6	4.04333	a
7	5.09333	a
8	4.99333	a
dms =	2.98087	

**Figura 51** – Médias de tratamento para o COT

Médias de tratamento		
1	2.93375	b
2	3.47750	ab
3	4.46125	a
dms =	1.35350	

### 4.3 Balanço de massa no bag

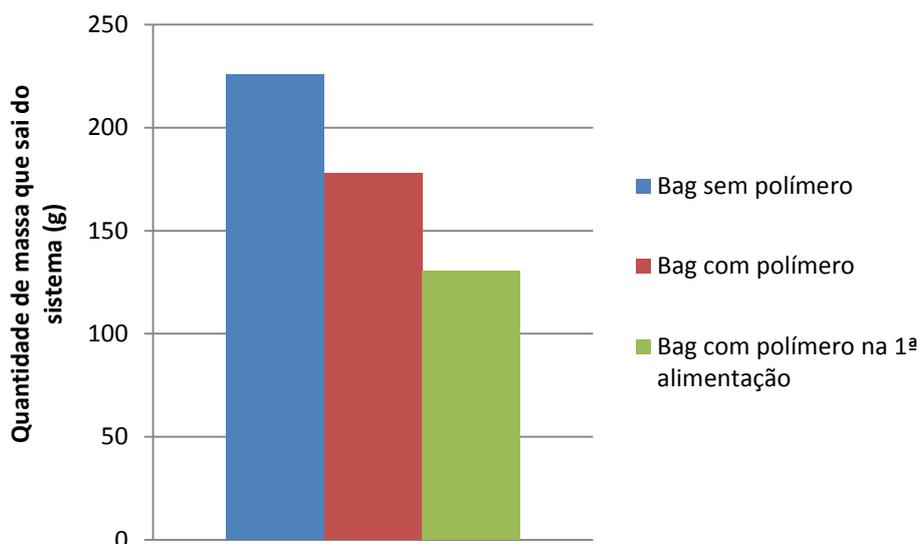
Utilizando as equações descritas na metodologia, tópico 3.7, Equação 4, obtém a quantidade de massa que entrou no sistema. A Figura 52 apresenta a quantidade de massa que entrou para cada sistema.

**Figura 52** - Valores da quantidade de massa que entra em cada sistema.

A diferença do bag sem polímero e o bag com polímero em relação ao bag com polímero na 1ª semana ocorreu devido à diminuição do volume na última alimentação. Isso aconteceu devido ao bag encontrar-se bastante avolumado, não suportando mais material dentro dele.

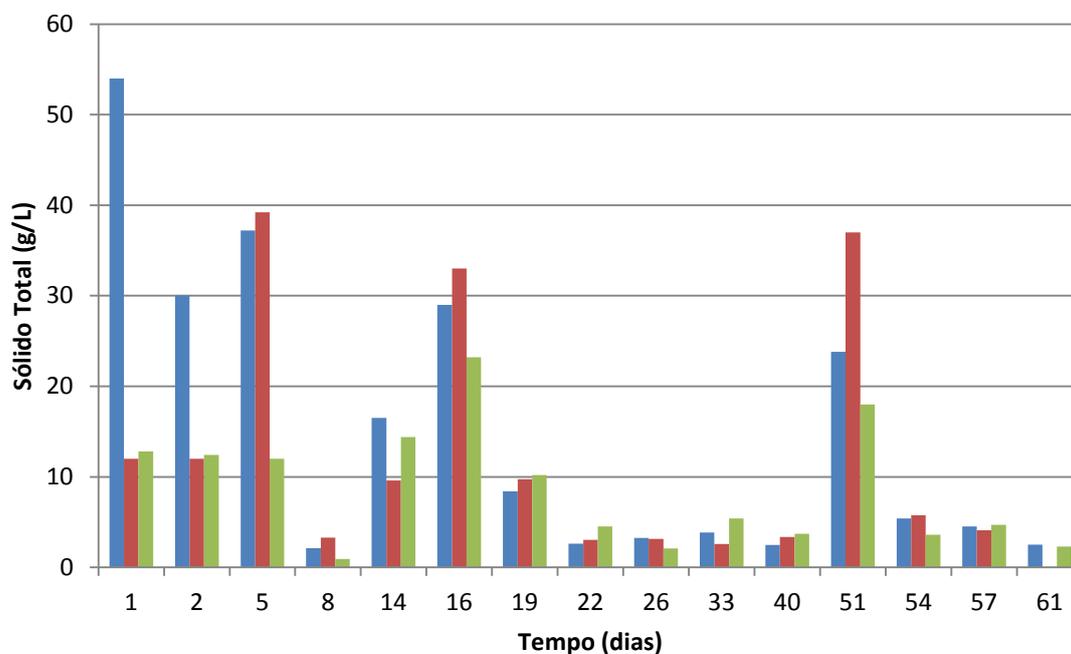
O mesmo procedimento foi utilizado para calcular a quantidade de massa que saiu do sistema. A Figura 53 apresenta a quantidade de massa que saiu do sistema.

**Figura 53** - Valores da quantidade de massa que sai em cada sistema.



A Figura 54 apresenta o gráfico com a evolução diária da saída dos sólidos totais. Como se pode observar, o gráfico apresenta alguns picos, evidenciando que a geomembrana não conseguiu reter material. Isto pode ser justificado pelo fato desses picos serem os dias onde novas alimentações foram executadas.

**Figura 54** – Evolução da saída dos sólidos totais para o (♦) bag sem polímero, (■) bag com polímero, e (▲) bag com polímero na 1ª alimentação.



Para obter a eficiência do sistema é necessário saber a quantidade de massa retida pela geomembrana. No caso do bag sem polímero, a quantidade de massa que saiu do sistema foi 225,583g. Realizando o balanço de massa pela Equação 6, temos:

$$Massa_{retida} = 4440 \text{ g} - 225,583 \text{ g} = 4214,417 \text{ g}$$

Diante disto, o bag sem polímero apresentou uma eficiência na retenção de sólidos de 94,92%.

Para o bag com polímero, a quantidade de massa que saiu do sistema foi 177,79g. Realizando o balanço de massa, temos:

$$Massa_{retida} = 4440 \text{ g} - 177,79 \text{ g} = 4262,21 \text{ g}$$

O bag com polímero apresentou uma eficiência na retenção de sólidos de 96%.

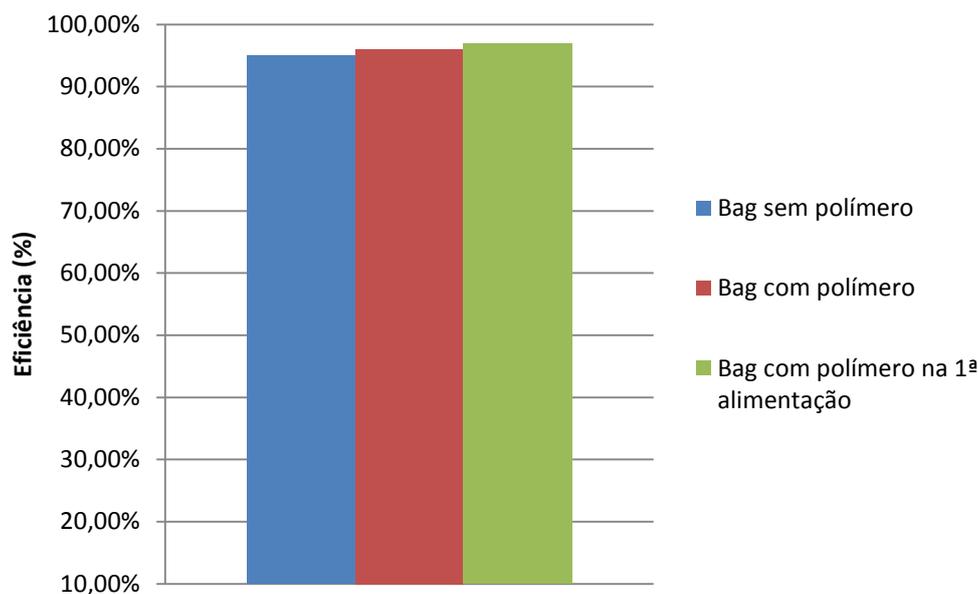
Para o bag com polímero na 1ª alimentação, a quantidade de massa que saiu do sistema foi 130,205g. Realizando o balanço de massa, temos:

$$Massa_{retida} = 4245 \text{ g} - 130,205 \text{ g} = 4114,795 \text{ g}$$

O bag com polímero na 1ª alimentação apresentou uma eficiência na retenção de sólidos de 96,93%. A eficiência para os três bags pode ser analisada na Figura 55.

O uso dos bags mostrou-se eficiente para reter mais de 90% dos sólidos. Porém quando comparado à eficiência dos três bags, torna-se insignificante, principalmente do ponto de vista econômico, quando se trata da aquisição do polímero.

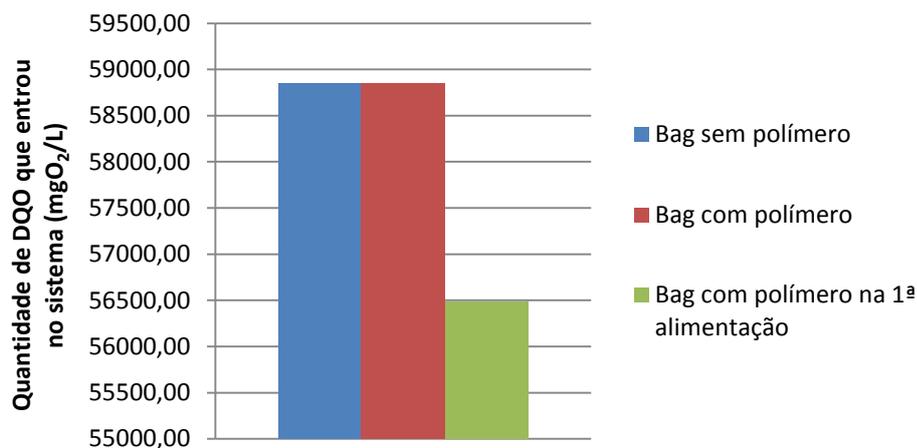
**Figura 55** - Valores da eficiência de retenção de sólidos em cada sistema.



#### 4.4 Balanço para DQO

Da mesma forma que é realizado o balanço de massa para saber a eficiência na retenção dos sólidos totais, também pode-se executar com o parâmetro DQO. Utilizando as mesmas equações, descritas na metodologia, tópico 3.7, obtém a quantidade de DQO que entrou no sistema. A Figura 56 apresenta a quantidade de DQO que entrou para cada sistema.

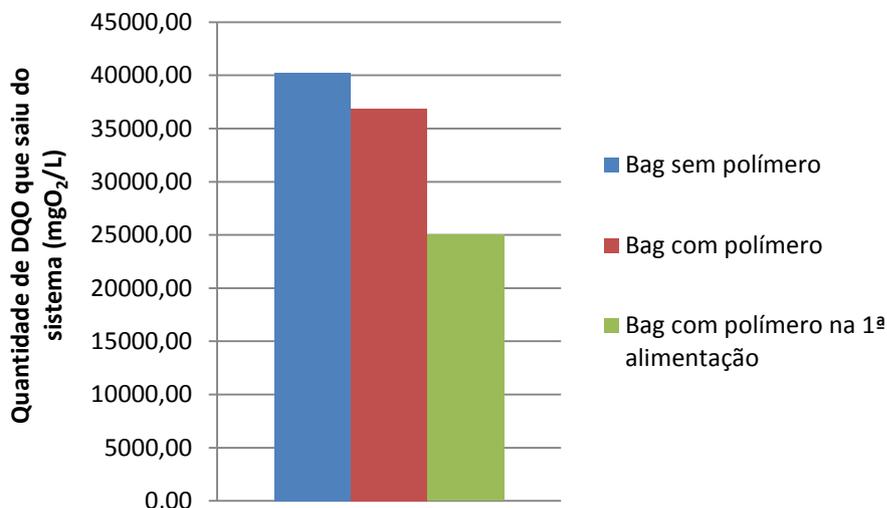
**Figura 56** - Valores da quantidade de DQO que entrou em cada sistema.



Como relatado no tópico acima (4.3), houve a diferença devido à redução do volume na última alimentação, pois o bag encontrava-se estufado. O mesmo

procedimento foi utilizado para calcular a quantidade de DQO que saiu do sistema. A Figura 57 apresenta a quantidade de DQO que saiu do sistema.

**Figura 57** - Valores da quantidade de DQO que saiu em cada sistema.



Para obter a eficiência do sistema é necessário saber a quantidade de DQO retida pela geomembrana. No caso do bag sem polímero, a quantidade de DQO que saiu do sistema foi 40235,89mg. Realizando o balanço de massa pela Equação 6, temos:

$$DQO_{retida} = 58852,88 \text{ mg} - 40235,89 \text{ mg} = 18616,99 \text{ mg}$$

Diante disto, o bag sem polímero apresentou uma eficiência na retenção de DQO de 31,63%.

Para o bag com polímero, a quantidade de DQO que saiu do sistema foi 36845,09mg. Realizando o balanço de massa, temos:

$$DQO_{retida} = 58852,88 \text{ mg} - 36845,09 \text{ mg} = 22007,80 \text{ mg}$$

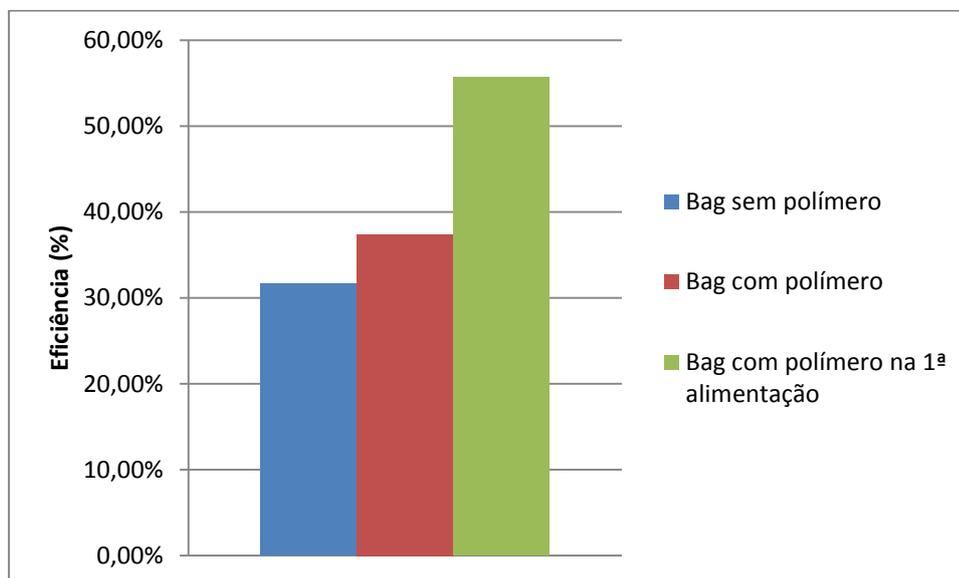
O bag com polímero apresentou uma eficiência na retenção de DQO de 37,39%.

Para o bag com polímero na 1ª alimentação, a quantidade de DQO que saiu do sistema foi 25020,39mg. Realizando o balanço de massa, temos:

$$DQO_{retida} = 56485,09 \text{ mg} - 25020,39 \text{ mg} = 31464,70 \text{ mg}$$

O bag com polímero na 1ª alimentação apresentou uma eficiência na retenção de DQO de 55,70%. A eficiência para os três bags pode ser analisada na Figura 58.

**Figura 58** - Valores da eficiência de retenção de sólidos em cada sistema.



## 5 CONCLUSÕES

O sistema de geomembrana foi eficiente na remoção de sólidos, apresentando uma eficiência média de 95,95%. Esse sistema também removeu um pouco de DQO, com eficiência média de 41,57%.

A partir das caracterizações realizadas nos drenados, foi avaliado o uso ou não do polímero, para a concentração utilizada, verificou-se que não apresentou diferença significativa os parâmetros analisados, exceto para a turbidez.

Para a análise estatística do material retido no bag, de acordo com o Teste de Tukey, as médias dos blocos não diferiram estatisticamente entre si, assim como para as médias de tratamento também não houve diferença significativa, exceto para o parâmetro COT.

## REFERÊNCIAS

- ALCÂNTARA, P.B. (2007). *Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados*. Tese de Doutorado – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 364 p.
- ALEM SOBRINHO, P. Tratamento de esgoto e produção de lodo. In: **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p. 7 – 40.
- AMARAL, M.C.S. *Caracterização de lixiviados de aterros sanitários empregando parâmetros coletivos e identificação de compostos orgânicos*. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- ANDRADE, C. A. **Nitratos e metais pesados no solo e em plantas de *Eucalyptus grandis* após aplicação de biossólido da ETE de Barueri**. 1999. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo.
- ANDREOLI, C. V. A gestão de biossólidos no Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ESPECIALIDADES EM MEDICINA VETERINÁRIA AMEVE, 2002, Curitiba. **Anais...** Curitiba: 2002. p. 43 – 46.
- ANDREOLI, C.V., TAMANIN, C.R., HOLSBACH, B., PEGORINI, E.S., NEVES, P.S. Uso de lodo de esgoto na produção de substrato vegetal. In: biossólidos – alternativas de uso de resíduos do saneamento. Rio de Janeiro: Editora ABES 2006.
- ANDREOLI, C.V., VON SPERLING, M., FERNANDES, F. Lodo de esgoto: Tratamento e disposição final. Rio de Janeiro: Editora ABES, 2001.
- ANGELIDAKI, I., WENDY, S. Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science and Technology*, v.3, p.117-129. 2004.
- APHA – AWWA – WEF. (1998), *Standard Methods For The Examination Of Water and Wastewater*. American Public Health association, American Water Works Association and Water Environment Federation.
- AQUIM, P. M. Balanço de Massa: uma ferramenta para otimizar os processos de ribeira e curtimento. Dissertação (Mestrado), Universidade do Rio Grande do Sul. 2004.

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

ARCEIVALA, S. J. Principles of reactor design. In: *Wasterwater treatment and disposal: engineering and ecology in pollution control*. 1.ed. Marcel Dekker, 1981. p. 561-600

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR-884-9*. Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos, 1985.

AZIZ, H.A.; ADLAN, M.N.; ZAHARI, M.S.M.; ALIAS, S. Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH<sub>3</sub>) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone. *Waste Management Research*, v.22: p.371-37, 2004.

BAHÉ, J. M. C. F. *et al.* (2008). Evaporação de lixiviado produzido em aterro sanitário do Rio de Janeiro como alternativa tecnológica de tratamento. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. v.1, n.4.

BARLAZ, M.A.; SCHAEFER, D.M.; HAM, R.K. (1989). Bacterial populations development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill. *Environmental Microbiol*, v. 55, p. 55-65.

BIDONE, F.R.A., POVINELLI, J. (1999). *Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos*, 1. ed. v. 1, São Carlos: EESC-USP. 109 p.

BIDONE, R. F. (2007). *Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso: Central de Resíduos do Recreio, em Minas Do Leão/RS*. Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP. 138 p.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. New York: Ed. Wiley, 2001.

BRACHO, N.; LLOYD, B; ALDANA, G. *Optimisation of hydraulic performance to maximize faecal coliform removal in maturation ponds*. **Water Research**. V.40, 2006. P. 1677-1685.

BRETANO, 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.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B. Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. *Chemosphere*. V.59, p.819-829, 2005.

CANTRELL, K.B., CHASTAIN, J.P., MOORE, K.P. Geotextile filtration performance for lagoon sludges and liquid animal manures dewatering. *Transactions of the ASABE*, v.51, n.3, p.1067-1076. 2008.

CAPELO NETO, J. (1999) Estudo **Quanti-Qualitativo do Percolado Gerado no Aterro Sanitário Oeste, em Caucaia.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará. 108 p.

CASSINI, S. T. **Digestão de resíduos orgânicos e aproveitamento do biogás.** Rio de Janeiro: ABES, 2003.

CASTILHOS JÚNIOR, A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. (2003) **Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.** Rio de Janeiro: ABES. 280p.

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

CATAPRETA, C. A. A. (2008) **Comportamento de um Aterro Sanitário Experimental: Avaliação da influência do projeto, construção e operação.** Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais. 316 p.

CETESB. **Operação e Manutenção de Lagoas de Estabilização.** São Paulo, 1990.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem, 2008. Disponível em

<<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/109-variaveis-de-qualidade-das-aguas>>. Acesso em 28 de março de 2015.

CHERNICHARO, C.A.L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios*. V.5, DESA-EE/UFMG, 245p., 1997.

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

CHIAN, E.S.K.; DeWalle, F.B. Sanitary landfill leachates and their treatment, *J. Environ. Eng. Div.* p. 411-431, 1976.

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

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

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011, dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

COSSU, R. *Alternative di Smaltimento del Percolato Negli Impianti di Scarico Controllato dei Rifiuti Solidi Urbani. Ingegneria Ambientale*. 1982. 573 p.

D’ ALMEIDA, M.L.O.; VILHENA, A. **Lixo municipal**: manual de gerenciamento integrado. 2.ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. 370 p.

DIAS, A. L. S. (2012) Análise de desempenho de lagoas de estabilização empregadas para tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Dissertação de Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais.

DIAS, N. C. (2013) Adsorção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário em coluna de leito fixo com vermiculita expandida. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, v.22, p.269-282, 2002.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge under 40 CFR Part 503**. Washington, DC: Office of Water, Office of Science and Technology Sludge Risk Assessment Branch, 1992.

FENN, D. HANLEY, K., DE GEARE, T. 1975. *Use of the Water Balance Method for predicting leachate generation from solid waste disposal sites*. US Environmental Protection Agency Report.

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

FIRMO, A. L. B. (2008) Análise Numérica de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos: Calibração de Experimentos em Diferentes Escalas. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. 156 p.

FUNARI, C. (2009) Avaliação da aeração no tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização. Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina.

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

GOMES, E. C. A. Uso de um sistema de lagoas de estabilização em série para o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e água residuárias. Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, 2011.

GOMES, L. P. (Coord.) *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 360p.

GOTARDO, J. T. **Perfil Longitudinal de uma Lagoa Facultativa de Tratamento Secundário de Esgoto Doméstico Aplicada nas Condições Ambientais do Sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

GUERDAT, T.C., LOSORDO, T.M., DELONG, D.P., JONES, R.D. An evaluation of solid waste capture from recirculating aquacultures systems using a geotextile bag system with a flocculant-aid. **Aquacultural Engineering**, v.54, p.1-8, (2013).

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

HASBACH, A. Geotextile Tubes Handle Sludge Overload. **Pollution Engineering**, v.39, 1999.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. *Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: manual gerenciamento integrado de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro: IBAM, 200p., 2001.

IPT/CEMPRE. *Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado*. 2. ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

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

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

JUCÁ, J. F. T. Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas. 10º SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Braga, Portugal – 16 a 19 de Setembro de 2002.

KARAYILDIRIM, T., YANIK, J., YUKSEL, B. Characterisation of products from pyrolysis of waste sludges. **Energy Fuel**. v.85, p.1498-1508, 2006.

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

KAWAHIGASHI, F. *et al.* Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado. Artigo Técnico. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.19 n.3, Londrina – Paraná, (2014).

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

KJELDTSEN P. I.; BARLAZ, M.A; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.32, p.297-336, 2002.

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

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

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.

LAWSON, C. R. Geotextile containment for hydraulic and environmental engineering. **Geosynthetics International**, v.15, n.6, p.384-427. 2008.

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.

LINS, E. A. M. (2003) **A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no Aterro da Muribeca**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco.

LINS, E. A. M. (2011) **Avaliação de um sistema experimental para tratamento de lixiviado – Estudo de Caso**. Tese de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco.

LOUREIRO, M. A. **Tratamento de Lixiviado de Aterros Sanitários Urbanos Utilizando os Processos Oxidativos Avançados Combinados a Coagulação/Floculação**. Qualificação de Doutorado, UFPE – CTG, 2015

LUDUVICE, M. Processos de estabilização de lodos. In: **Lodos de Esgotos – Tratamento e Disposição Final**. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 484p.

MACIEL, F. J. (2009) **Geração de Biogás e Energia em Aterro Experimental de Resíduos Sólidos Urbanos**. Tese de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. 333 p.

MARA, D. D. **Pond Process Design – A Practical Guide**. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology, 2005.

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

MARA, D. D., PEARSON, H. **Artificial Freshwater Environmental: Waste Stabilization Ponds**. In Biotechnology, v.8, p. 177-206, 1986.

MARA, D. D.; MILLS, S. W.; PEARSON, H. W.; ALABASTER, G. P. *Waste Stabilization Ponds: A Viable Alternative Small Community Treatment Systems*. **Journal of the Institution of Water and Environmental Management**, London, v. 6, n. 1, fevereiro, 1992. p. 72-78.

MARTINS, C. L.; ADRESKI, L.F.R., PEREIRA JR., I.H., CASTILHOS JR., A.B., COSTA, R.H.R., **Desempenho de sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviados de aterro sanitário**. In: XXXI CONGRESO INTERAMERICANO DE

INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 2008. Anais. Santiago, Chile: AIDIS, 2008.

MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J.A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, v.46, p.851-858, 2002.

MATTHEWS, P. J. Sewage sludge disposal in the UK: A new challenge for the next twenty years. **Journal of the Institution of Water Environmental Management**, v.6, p.551-559, 1992.

McBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. Upper Saddle River: Prentice Hall PTR, 1995. 521 p.

MEDRI, W. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos suínos**. 1997. Tese. (Doutorado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MENDONÇA, S. R. *Sistemas de lagunas de estabilización: como utilizar aguas residuales tratadas em sistemas de regadío*. Colombia: McGraw Hill Interamericana, 2000.

METCALF; EDDY, INC. **Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse**. New York: Ed. McGraw-Hill, 2002. 1334p.

MIKI, M.K.; ALEM SOBRINHO, P.; VAN HAANDEL, A.C. **Tratamento da fase sólida em estações de tratamento de esgotos – condicionamento, desaguamento mecanizado e secagem térmica do lodo**. In: **Biossólido: Alternativas de Uso de Resíduos do Saneamento**. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

MORAES, V. A. **Caracterização e Estudo de Tratabilidade de Líquidos Percolados de Aterros Sanitários**. Relatório Técnico. CETESB. São Paulo, 1995.

MORAVIA, W.G. *Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas*. 262 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola

de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2010.

MORAVIA, W.G. *Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixívidos visando tratamentos por lagoas*. 161 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2007.

MORI, H., MIKI, H., TSUNEOKA, N. The geo-tube method for dioxin-contaminated soil. **Geotextiles and Geomembranes**, v.20, n.5, p. 281-288. 2002.

MUTHUKUMARAN, A. E., ILAMPARUTHI, K. Laboratory studies on geotextile filters as used in geotextile tube dewatering. **Geotextiles and Geomembranes**, v.24, p.210-219. 2006.

OLIVEIRA, L. R. G. (2013) **Estudo das emissões de biogás em camadas de cobertura de aterro de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco.

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.

PACHECO, J.R. *Estudo de certas potencialidades de processos oxidativos avançados para o tratamento de percolado de aterro sanitário*. Dissertação (Mestrado em Química), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2004.

PAES, R.F.C (2003). *Caracterização do chorume produzido no Aterro da Muribeca – PE*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB. 150 p.

PEARSON, H. The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilization pond: performance and efficiency. *Water Science and Technology*, v. 31, n. 12, p. 129-139, 1995.

PEREIRA, C. D. (2010). Avaliação de metodologia de coleta de compostos orgânicos voláteis em um sistema de evaporação de lixiviado em escala de laboratório. Trabalho

de Conclusão de Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC. 55p.

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

PINTO, D.M.C.L. (2000). *Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado*. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP. 192p.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. 1994. *Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment*. Lancaster: Technomic, 339p.

REINHART, D.R.; GROSH, C.J. *Analysis of Florida MSW landfill leachate quality*. University of Central Florida, 1998.

Relatório Técnico Parcial Nº 3 da Rede Tratalix (Rede de Tratamento de Lixiviado). Projeto FINEP, Chamada 07/2009 e 06/2010. Convênio Nº 01.10.0726.00. 141 p. 2012.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, França, v. 150, p.468-493, 2008.

ROCCA, A. C. C. (1981) **Drenagem sub-superficial em aterros sanitários**. Revista de Limpeza Pública. São Paulo, v.8, n.19, p.16-27.

RODRIGUES, L. M. A. (2009) Tratamento de lixiviado têxtil utilizando lagoas de estabilização. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Processos, Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE.

RODRIGUES, M. C. Tratamento eletrolítico de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação. UFSC. Florianópolis. 2007

ROCHA, E. E. M. (2008). Monitoramento físico-químico e microbiológico do lixiviado do aterro controlado de resíduos sólidos urbanos de Aguazinha em Olinda PE. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco.

ROCHA, E. M. R. (2005). Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização na redução da carga orgânica do chorume gerado no aterro da Muribeca (PE). Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco.

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; SOBRINHO, M. A. M.; Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. *Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*: v.7, n.1, 2012.

SANTOS FILHO, D. A. (2013) Avaliação temporal do lixiviado da Muribeca. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco.

SCHALCH, V., Análise Comparativa de Dois Aterros Sanitários Semelhantes e Correlações dos Parâmetros do Processo de Digestão Anaeróbia. Tese (Doutorado), EE/USP, São Carlos, SP, Brasil, 1992.

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.

SILVA, A. C. Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade. Rio de Janeiro. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) COPPE/UFRJ. RJ., 2002.

SILVA, F.M.S. (2008). *Avaliação do método de precipitação química associado ao stripping de amônia no tratamento do lixiviado do Aterro da Muribeca-PE*. Dissertação de Mestrado – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 117p.

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

SILVA, J. D. *Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série – estudo em escala piloto*. 2007. 199 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SIMONETI, M.F. **Inativação térmica de ovos de helmintos em água e biossólido digerido**. 2006. 251p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.

SOARES, M. R. (2004). **Coefficiente de distribuição (kd) de metais pesados em solos do estado de São Paulo**. 2004. 202p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo. São Paulo: 2004.

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

SOUTO, G.B.; POVINELLI, J. *Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil*. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, de 2 a 7 de setembro de 2007, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGILI, S. (1993), *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering. ISBN 0-07-063237-5.

TREBOUET, D.; SCHLUMPF, J.P.; JAOUEN, P.; QUÉMENÉOUR, F. *Stabilized landfill leachate treatment by combined physic-chemical-nanofiltration process*. *Environmental Technology*, v.20, p.587-596, 2001.

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.

TSUTYA, M. T. et al., **Biossólidos na agricultura**. São Paulo, SP: 2001. 424p.

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

VAN HAANDEL, A. C.; ALEM SOBRINHO, P. (2006). *Produção, composição*

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

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: UFMG. 243 p. 2002.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 1996. 211p.

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

ZANOTELLI, C. T. **Modelagem Matemática de Nitrogênio e Fósforo em Lagoas Facultativas e de Aguapés para 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, 2002.

## ANEXO

**GT500**

GT500 Engineered Woven Dewatering Textile shall be manufactured with high tenacity polypropylene yarns that are woven into a stable network such that the yarns retain their relative position. The geotextile tube material shall be inert to biological degradation and resistant to naturally encountered chemicals, alkalis, and acids.

Mechanical Properties	Test Method	Unit	Minimum Average Roll Value	
			MD	CD
Wide Width Tensile Strength (at ultimate)	ASTM D4595	lbs/in (kN/m)	450 (78.8)	625 (109.4)
Wide Width Tensile Elongation	ASTM D4595	%	20 (max.)	20 (max.)
Factory Seam Strength	ASTM D4884	lbs/in (kN/m)	400 (70)	
CBR Puncture Strength	ASTM D6241	lbs (N)	2000 (8900)	
Apparent Opening Size (AOS)	ASTM D4751	U.S. Sieve (mm)	40 (0.43)	
Water Flow Rate	ASTM D4491	gpm/ft <sup>2</sup> (l/min/m <sup>2</sup> )	20 (813)	
UV Resistance (% strength retained after 500 hrs)	ASTM D4355	%	80	

Filtration Properties	Test Method	Unit	Typical Value
Pore Size Distribution (O <sub>50</sub> )	ASTM D6767	Micron	80
Pore Size Distribution (O <sub>95</sub> )	ASTM D6767	Micron	195

Physical Properties	Test Method	Unit	Typical Value
Mass/Unit Area	ASTM D5261	oz/yd <sup>2</sup> (g/m <sup>2</sup> )	17.3 (585)
Thickness	ASTM D5199	mils (mm)	70 (1.8)

**Disclaimer:** TenCate assumes no liability for the accuracy or completeness of this information or for the ultimate use by the purchaser. TenCate disclaims any and all express, implied, or statutory standards, warranties or guarantees, including without limitation any implied warranty as to merchantability or fitness for a particular purpose or arising from a course of dealing or usage of trade as to any equipment, materials, or information furnished herewith. This document should not be construed as engineering advice.

© 2011 TenCate Geosynthetics North America  
Geotube® is a registered trademark of Nicolon Corporation



FGS000102  
ETQR10

