



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Denise Torres de Souza

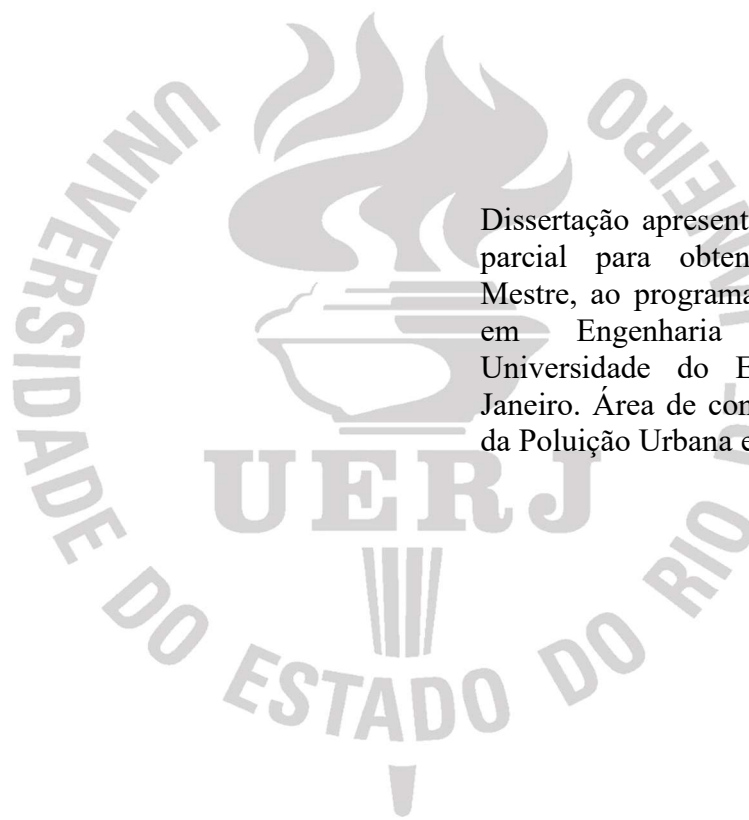
**Tratamento de lixiviado e lodo de fossa séptica usando geobag e filtro
biológico: Estudo em escala laboratorial**

Rio de Janeiro

2017

Denise Torres de Souza

Tratamento de lixiviado e lodo de fossa séptica usando geobag e filtro biológico: Estudo em escala laboratorial



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Orientador: Prof.º Dr.º João Alberto Ferreira

Coorientador: Prof.º Dr.º Alexandre Lioi Nascentes

Rio de Janeiro

2017

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

S719 Souza, Denise Torres de.
Tratamento de lixiviado e lodo de fossa séptica usando geobag e
filtro biológico: estudo em escala laboratorial / Denise Torres de Souza.
– 2017.
105f.

Orientador: João Alberto Ferreira.
Coorientador: Alexandre Lioi Nascentes.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro,
Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia Ambiental - Teses. 2. Lixo - Tratamento - Teses. 3.
Fossa séptica - Teses. 4. Lodo de esgoto - Teses. I. Ferreira, João
Alberto. II. Nascentes, Alexandre Lioi. III. Universidade do Estado do
Rio de Janeiro. IV. Título.

CDU 628.35

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese,
desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Denise Torres de Souza

Tratamento de lixiviado e lodo de fossa séptica usando geobag e filtro biológico: Estudo em escala laboratorial

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Aprovado em:

Banca examinadora:

Prof.º Dr.º João Alberto Ferreira (Orientador)

Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof.º Dr.º Alexandre Lioi Nascentes (Coorientador)

Instituto de Tecnologia - UFRRJ

Prof.ª Dr.ª Daniele Maia Bila

Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof.ª Dr.ª Juacyara Carbonelli Campos

Escola de Química – UFRJ

Rio de Janeiro

2017

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, por acreditarem sempre no meu potencial, e a Deus, por ter me dado força em todo o processo.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por ter me guiado e, principalmente, me dado fé, força e esperança em todo o processo do mestrado.

A minha mãe Hélen (*in memoriam*), por ter sido a pessoa que mais me incentivou na engenharia ambiental, por sempre ter acreditado em meu potencial e por seu amor incondicional a mim concedido. Apesar de fisicamente ausente, sua presença espiritual foi essencial para me fortalecer nesta caminhada.

Ao meu pai Walter Júnior, por ser meu fiel companheiro, meu porto seguro e responsável por meu crescimento pessoal.

A toda a minha família, pela força, ajuda, compreensão e vibrações positivas para que eu superasse os obstáculos e alcançasse meus objetivos.

Aos meus orientadores João Alberto e Alexandre Lioi, pela oportunidade de me permitir realizar uma pesquisa na área de resíduos sólidos, além de todos os ensinamentos e orientações que muito me ajudaram ao longo do mestrado.

Ao professor Geraldo Lippel um agradecimento especial, por todo seu empenho em me ajudar neste trabalho acadêmico em todas as fases. Desde a escolha do tema até a revisão final da dissertação. Sua ajuda foi essencial e sem ela esse trabalho não poderia ter sido realizado.

Ao Paulo Afonso, pela ajuda com a coleta dos efluentes.

Aos queridos amigos, funcionários e alunos do LES, prof. Daniele Bila, Ana, Sidnei, Louise, Gisele, Camila, Vicente, Allan, Victor, Carol, Clara, Mariah, Gabriel, Leonardo, Jair, Fernandas e Marília, por toda a ajuda, ensinamentos, e bons momentos dentro do laboratório.

Aos amigos do PEAMB 2015, especialmente Marisa, Olívia, Jossana, Débora, Leandro, Emanuel, Jean e Nilmar, pelos momentos de apoio durante o mestrado.

A todos os meus amigos, que muito me incentivaram na vida acadêmica e me confortaram nos momentos difíceis.

Ao CNPQ, por me permitir realizar minha pesquisa e investir nos estudos na área de resíduos sólidos.

RESUMO

SOUZA, D. T. *Tratamento de lixiviado e lodo de fossa séptica usando geobag e filtro biológico: estudo em escala laboratorial*. 2017. 105f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

Este trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência de um sistema montado com as técnicas de geobag e filtro biológico percolador para o tratamento combinado dos efluentes lixiviado e lodo de fossa séptica. O estudo foi realizado em escala de laboratório e a mistura respeitou a relação volumétrica de 4:1 (lodo de fossa: lixiviado). O geobag (que possuía pequenas dimensões) foi instalado à montante do filtro biológico. Um flocculante era acrescentado à mistura antes da entrada no sistema de tratamento. A mistura era alimentada ao geobag e percolava até o filtro biológico com o auxílio de uma bomba peristáltica. Os efluentes (lixiviado e lodo) eram coletados em aterro sanitários e em uma estação de tratamento de esgoto (ETE). Os pontos analisados foram o lixiviado bruto, o lodo de fossa séptica, a mistura dos efluentes sem flocculante (ponto 1), a saída do geobag (ponto 2) e a saída do filtro biológico (ponto 3). Todas as amostras foram submetidas à caracterização físico-química e a ensaios de toxicidade aguda. A operação do sistema durou seis meses. Os resultados da caracterização físico-química demonstraram uma redução considerável para os parâmetros nitrogênio amoniacal (67%) e sólidos (98%). Para o restante dos parâmetros a redução não foi tão significativa. O desempenho do sistema de tratamento com relação à toxicidade também foi analisado e verificou-se uma redução da toxicidade com a passagem da mistura pelo sistema. Apesar da redução, a mistura ainda apresentou-se tóxica para o meio ambiente. Um dos fatores que mais influenciou o desempenho do sistema foi a variabilidade das características do lodo de fossa séptica que mudava a cada nova coleta ao longo da operação. Mesmo com limitações, o sistema empregado pode ser uma alternativa para a redução do potencial poluidor do lixiviado em municípios de pequeno e médio porte, devido ao baixo custo e à facilidade de manutenção.

Palavras-chave: Lixiviado de aterro; Lodo de fossa séptica; Geobag; Filtro biológico.

ABSTRACT

SOUZA, D. T. *Landfill leachate and septic tank sludge treatment using geobag and biofilter: study in laboratorial scale*. 2017. 105f. Dissertation (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

This work aimed to evaluate the efficiency of a system which was set up with the techniques of geobag and biofilter filter percolator treatment of landfill leachate effluents and septic tank sludge. The study was conducted in laboratory scale and the mixture respected the volumetric relation of 4:1 (tank sludge: leachate). The geobag (that had small dimensions) was installed upstream of the biological filter. The mixture was fed to the geobag and percolated to the biofilter with the assistance of a peristaltic pump. The effluents (leachate and sludge) were collected in the landfill and in a Sewage Treatment Plants. The topics analyzed were: raw leachate, septic tank sludge, mixture of effluents without flocculant (point 1), the output of the geobag (point 2) and the output of the biological filter (point 3). All the samples were submitted to the physicochemical characterization and the acute toxicity experiment. The system operation lasted six months. The outcomes of the physicochemical characterization show a considerable diminution of the ammonium nitrogen parameters (67%) and solids (98%). To the remnant parameters, the reduction was not so significant. The development of the treatment system in relation to the toxicity was analyzed well, and a diminution of the toxicity was verified with the passage of the mixture through the system. Despite the diminution, the mixture remained toxic to the environment. One of the factors that most influenced the system development was the variability of the septic tank sludge characteristics that would change in each new collection throughout the operation. Even with limitations, the system applied can be an alternative to the diminishment of leachate potential polluter in small and average-sized counties, due to low cost and to ease maintenance.

Key words: Landfill leachate; Septic tank sludge; Geobag; Biofilter.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxos de água em um aterro de RSU.....	20
Figura 2 – Representação de um geobag.....	39
Figura 3 – Esquema e ilustração do protótipo montado.....	45
Figura 4 – Materiais utilizados na montagem do protótipo.....	46
Figura 5 – Geobag utilizado no experimento.....	47
Figura 6 – Estrutura do filtro.....	48
Figura 7 – Bombonas com lixiviado e lodo de fossa séptica.....	49
Figura 8 – Ensaio da dosagem do floculante.....	50
Figura 9 – Ensaio de filtração do Geobag.....	51
Figura 10 – Peças que formam a biomídia.....	52
Figura 11 – Amostras e proveta com aquário.....	57
Figura 12 – Algumas etapas da operação do sistema.....	58
Figura 13 – Operação do sistema e os pontos de coleta.....	59
Figura 14 – Geobag sendo cortado.....	63
Figura 15 – Amostras ensacadas e posteriormente submetidas à análise de sólidos.....	63
Figura 16 – Recheio retirado do interior do filtro.....	63
Figura 17 – Peças separadas em grupos.....	64
Figura 18 – Comportamento do geobag no teste de filtração.....	67
Figura 19 – Gráfico do pH nas cinco fases de operação para cada amostra.....	74
Figura 20 – Gráfico da turbidez nas cinco fases de operação para cada amostra.....	75
Figura 21 – Gráfico da condutividade nas cinco fases de operação para cada amostra.....	76
Figura 22 – Gráfico do N-amoniaco nas cinco fases de operação para cada amostra.....	77
Figura 23 – Valores médios de N-amoniaco na mistura (ponto 1) e no final do sistema (ponto 3) nas cinco fases de operação, de acordo com o Teste de Tukey.....	77
Figura 24 – Gráfico da DQO nas cinco fases de operação para cada amostra.....	79
Figura 25 – Valores médios de DQO na mistura (ponto 1) e no final do sistema (ponto 3) nas cinco fases de operação, de acordo com o Teste de Tukey.....	79
Figura 26 – Gráfico do COD nas cinco fases de operação para cada amostra.....	80
Figura 27 – Gráfico da Abs 254 nas cinco fases de operação para cada amostra.....	81
Figura 28 – Gráfico dos SST nas cinco fases de operação para cada amostra.....	82

Figura 29 – Gráfico dos SSV nas cinco fases de operação para cada amostra.....	83
Figura 30 – Valores médios de SST na mistura (ponto 1) e no final do sistema (ponto 3) nas cinco fases de operação, de acordo com o Teste de Tukey.....	83
Figura 31 – Valores médios de SST na mistura (ponto 1) e no final do sistema (ponto 3) nas cinco fases de operação, de acordo com o Teste de Tukey.....	84
Figura 32 – Média dos resultados da toxicidade para o organismo-teste <i>Aliivibrio fischeri</i>	85
Figura 33 – Média dos resultados da toxicidade para o organismo-teste <i>Daphnia simillis</i>	86
Figura 34 – Imagens do tratamento de lixiviado ao longo do sistema.....	89
Figura 35 – Material do interior do geobag após o fim da operação.....	90
Figura 36 – Teores de umidade e composição do material seco das amostras coletadas no geobag ao término da operação.....	91
Figura 37 – Imagens captadas pelo microscópio do material aderido às peças.....	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Concentrações dos lixiviados em aterros norte-americanos.....	22
Tabela 2 – Valores dos lixiviados brasileiros para diferentes aterros.....	23
Tabela 3 – Resumo das concentrações encontradas nos lixiviados.....	24
Tabela 4 – Valores de CE(L)50 dos ensaios de toxicidade para amostras de lixiviado bruto e tratado para diferentes organismos-teste.....	26
Tabela 5 – Estimativa da população atendida por fossas e tanques sépticos.....	38
Tabela 6 – Médias das caracterizações físico-químicas dos lodos de fossas sépticas.....	40
Tabela 7 – Parâmetros físico-químicos e seus métodos de análises.....	59
Tabela 8 – Frequência de análise para cada parâmetro.....	60
Tabela 9 – Datas da coleta de lodo, fases do trabalho, duração da fase e identificação das amostras.....	64
Tabela 10 – Médias do ponto 1 (Pto 1) e do ponto 2 (Pto 2) nas 5 fases de operação.....	68
Tabela 11– Médias do ponto 2 (Pto 2) e do ponto 3 (Pto 3) nas 5 fases de operação.....	70
Tabela 12 – Resultados da caracterização físico-química das amostras.....	71
Tabela 13 – Valores de CE50(%) encontrados nos ensaios para <i>Aliivibrio</i> e <i>Daphnia</i>	86
Tabela 14 – Valores de FT e números de ensaios para <i>Daphnia simillis</i>	87
Tabela 15 – Médias do ponto 1 (Pto 1) e do ponto 3 (Pto 3) nas 5 fases de operação.....	88

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABS 254	Absorvância em 254 nanômetros
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
CE50	Concentração Efetiva Mediana
CL50	Concentração Letal Mediana
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DZ	Diretriz
EPA	US Environmental Protection Agency
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Efluente
EUA	Estados Unidos da América
FATMA	Fundação do Meio Ambiente
FT	Fator de Toxicidade
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
LES	Laboratório de Engenharia Sanitária
MMA	Ministério do Meio Ambiente
nm	Nanômetro
NBR	Norma Brasileira
N-NH ₃	Nitrogênio Amoniacal
NT	Norma Técnica
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
POAs	Processos oxidativos avançados
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

PVC	Polivinil Clorado
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UT	Unidade de Toxicidade

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	15
1. OBJETIVOS	17
1.1. Geral	17
1.2. Específicos	17
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1. Lixiviados de aterros sanitários.....	18
2.1.1. <u>Características físico-químicas.....</u>	21
2.1.2. <u>Toxicidade e Impactos ambientais.....</u>	25
2.1.3. <u>Técnicas de tratamento do lixiviado.....</u>	27
2.1.3.1. Tratamento físico-químico.....	28
2.1.3.2. Tratamento biológico.....	29
2.1.3.3. Filtração por membranas.....	30
2.1.3.4. Outras técnicas.....	30
2.1.3.5. Tratamento combinado com outros efluentes.....	31
2.2. Lodos de fossas sépticas.....	32
2.2.1. <u>Fossas sépticas.....</u>	33
2.2.2. <u>Lodos de fossas sépticas.....</u>	35
2.3. Geobags.....	38
2.4. Filtros biológicos percoladores.....	41
3. METODOLOGIA.....	45
3.1. Montagem do Protótipo.....	45
3.1.1. <u>Materiais Utilizados.....</u>	46
3.1.2. <u>Características físicas do Geobag.....</u>	47
3.1.3. <u>Características físicas do Filtro Biológico.....</u>	47
3.2. Coleta e armazenamento das amostras.....	49
3.3. Floculação da mistura lixiviado + lodo de fossa.....	49
3.4. Ensaio preliminar com o Geobag.....	51
3.5. Ensaio preliminares com o Filtro Biológico.....	52
3.5.1. <u>Medidas da biomúdia (recheio).....</u>	52
3.5.2. <u>Retenção Estática (β_s) e Retenção Dinâmica (β_d).....</u>	54

3.5.3.	<u>Inoculação do Filtro Biológico</u>	55
3.6.	Caracterização físico-química das amostras	55
3.7.	Ensaio de biodegradabilidade	56
3.7.1.	<u>Materiais</u>	56
3.7.2.	<u>Procedimento</u>	56
3.8.	Operação e monitoramento do sistema	57
3.8.1.	<u>Rotina de operação</u>	57
3.8.2.	<u>Fases do trabalho</u>	60
3.9.	Toxicidade aguda das amostras	61
3.9.1.	<u><i>Aliivibrio fischeri</i></u>	61
3.9.2.	<u><i>Daphnia simillis</i></u>	61
3.10.	Caracterização do geobag e filtro biológico ao término da operação	62
3.10.1.	<u>Abertura e caracterização do geobag</u>	62
3.10.2.	<u>Desmontagem e caracterização do filtro biológico</u>	63
3.11.	Análises Estatísticas.....	64
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
4.1.	Etapa de floculação e sua contribuição no tratamento	65
4.2.	Biodegradação da mistura lixiviado + lodo de fossa séptica	66
4.3.	Geobag	66
4.3.1.	<u>Ensaio de filtração</u>	66
4.3.2.	<u>Desempenho operacional</u>	67
4.4.	Filtro biológico	69
4.4.1.	<u>Resultados preliminares com o filtro</u>	69
4.4.2.	<u>Desempenho operacional</u>	69
4.5.	Caracterização físico-química das amostras	71
4.5.1.	<u>pH</u>	73
4.5.2.	<u>Turbidez</u>	74
4.5.3.	<u>Condutividade</u>	75
4.5.4.	<u>Nitrogênio Amoniacal</u>	76
4.5.5.	<u>DQO</u>	78
4.5.6.	<u>COD</u>	80
4.5.7.	<u>Abs 254</u>	81
4.5.8.	<u>Sólidos (SST e SSV)</u>	82

4.6.	Toxicidade	84
4.6.1.	<u>Carta controle</u>	84
4.6.2.	<u>Resultados dos ensaios</u>	85
4.7.	Análise do desempenho global do sistema	87
4.8.	Características do sistema ao término da operação	90
4.8.1.	<u>Caracterização do geobag</u>	90
4.8.2.	<u>Caracterização do filtro biológico</u>	91
	CONCLUSÕES	93
	REFERÊNCIAS	95
	APÊNDICE A – Dados do lodo de fossa séptica nas cinco fases.....	102
	APÊNDICE B – Dados do lixiviado bruto nas cinco fases.....	103
	ANEXO A – Cartas-controle dos organismos-teste <i>Aliivibrio fischeri</i> e <i>Daphnia simillis</i>	105

INTRODUÇÃO

A geração desordenada de resíduos sólidos urbanos (RSU) corroborados pelo crescimento populacional e pelo incentivo ao consumismo proporciona problemas na logística urbanística das cidades, além de impactos sociais e ambientais. Essa situação se intensifica nas regiões metropolitanas e nos grandes pólos industriais.

É importante que os RSU sejam dispostos de maneira adequada para evitar ou, pelo menos, minimizar a contaminação dos recursos hídricos e do solo. O aterro sanitário é considerado a técnica mais eficiente para receber os RSU, levando em consideração o custo/benefício e a realidade dos municípios brasileiros. Entretanto, tem como consequências a geração do gás metano e a produção de lixiviado, dois grandes passivos ambientais.

O lixiviado é um efluente extremamente nocivo ao meio ambiente devido à sua complexa composição química e seu alto grau de toxicidade. Com isso, é fundamental que ele seja drenado dos aterros sanitários e tratado antes de descartado.

Existem diversas técnicas de tratamento a serem aplicadas, a maioria proveniente da área de saneamento. No entanto, nem sempre são eficazes para o tratamento do lixiviado, pois este é bem mais tóxico que o esgoto sanitário. Ademais, o custo também é alto para a implantação de um sistema minimamente eficiente no tratamento deste efluente. Essa realidade se agrava nos municípios de pequeno e médio porte, em que a produção de lixiviado não é tão grande, porém, ainda assim, o tratamento se faz necessário. Poucas vezes há condições financeiras e capacidade operacional suficientes para a implantação de um sistema de tratamento de lixiviado dentro dos aterros sanitários.

Outro problema dos municípios pequenos é que nem sempre possuem saneamento básico e acabam por utilizar fossas sépticas como alternativas de destinação de seus efluentes. Essas fossas acumulam um lodo que também precisa ser coletado, tratado e descartado adequadamente para evitar impactos ambientais, já que também é um efluente com potencial poluidor.

Para solucionar essa problemática, uma pesquisa foi realizada por Coutinho em 2015 com o objetivo de tratar o lixiviado e o lodo de fossa séptica em conjunto utilizando técnicas viáveis para os municípios de pequeno e médio porte. Foi instalado um sistema de tratamento no aterro sanitário de Rio das Ostras com geobags (técnica físico-química) e um wetland (técnica biológica). O geobag agia como um filtro no qual o efluente entrava pelo topo e

percolava com a ação da gravidade pelo interior do geobag até sair pelo fundo, já o wetland atuava sendo um jardim filtrante. Basicamente o lixiviado da lagoa de acumulação localizada no próprio aterro era misturado com o lodo de fossa séptica e, a partir daí, passavam pelos geobags para, em seguida, percolarem pelo o wetland. A operação teve duração de 16 meses e alcançou resultados promissores na tratabilidade da mistura. O destaque foi para o geobag, responsável por mais de 90% da redução dos poluentes. Essa pesquisa motivou a elaboração do presente trabalho, porém agora em uma escala menor e com o filtro biológico atuando no lugar do wetland. Uma das principais intenções era a de se comprovar que, de fato, o geobag seria uma técnica eficiente e viável no tratamento de lixiviado para a realidade brasileira.

O presente trabalho foi dividido em 4 capítulos. No primeiro encontram-se os objetivos desta pesquisa divididos em objetivo geral e objetivos específicos. O capítulo 2 traz uma revisão bibliográfica para contextualizar toda a temática desta pesquisa desde o entendimento da complexidade do lixiviado até as técnicas escolhidas para compor o sistema de tratamento. O capítulo 3 aborda toda a metodologia utilizada para a realização desta pesquisa. Por fim, no último capítulo, apresentam-se os resultados encontrados com a operação do sistema de tratamento implantado, bem como a discussão dos mesmos.

1. OBJETIVOS

1.1. Geral

Avaliar a eficiência do tratamento de lixiviado combinado com lodo de fossa séptica com a utilização das técnicas de geobag e filtro biológico.

1.2. Específicos

- Avaliar a eficiência do tratamento da mistura de lixiviado com lodo de fossa pelas técnicas de geobag e filtro biológico com base na variação dos parâmetros físico-químicos;
- Avaliar a contribuição individual de cada técnica (geobag e filtro biológico) para o tratamento da mistura;
- Avaliar a redução de toxicidade promovida pelo tratamento (geobag e filtro biológico).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Lixiviados de aterros sanitários

Os aterros sanitários são considerados pela norma NBR 8419 (1992) da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU), tendo como base os princípios de engenharia para garantir o confinamento dos RSU à menor área e volume possíveis, não causando danos à saúde pública e mitigando os impactos ambientais. Ainda de acordo com a NBR 8419 (ABNT, 1992), os riscos de infiltração de contaminantes no subsolo e lençóis freáticos são minimizados devido à aplicação de geomembranas na base do aterro sanitário, de drenos de captação de efluentes e, de camadas de solo inerte ao longo da célula do aterro. A grande vantagem desta técnica é não necessitar de muitos investimentos financeiros na sua operação e manutenção, se comparados com outros processos, como, por exemplo, a incineração (SCHALCH et al., 1992). Por esse motivo, os aterros sanitários se enquadram bem na realidade brasileira e se inserem nas metas instituídas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) em 2010 (Lei 12.305).

Apesar das vantagens, os aterros sanitários apresentam como principais pontos negativos a geração do gás metano (CH_4), sendo este um dos principais gases contribuintes para a intensificação do efeito estufa, e a produção de lixiviado, popularmente conhecido como chorume e foco central deste trabalho.

Segundo Renou et al. (2008), o lixiviado é um tipo de efluente aquoso gerado pelo conjunto de três fatores: Decomposição da matéria orgânica presente nos RSU por processos bioquímicos; ação da água da chuva que se infiltra nas células de resíduos; e a própria parcela de líquido inerente dos resíduos. Ainda de acordo com os autores, pode ser encontrada no lixiviado significativa quantidade de matéria orgânica (biodegradável e não biodegradável), como os compostos húmicos, além de sais inorgânicos, compostos organoclorados, nitrogênio amoniacal, e, em alguns casos, metais pesados.

Para Lins (2003), chorume é produto da decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos, e lixiviado ou percolado é o conjunto de água que penetra a massa de resíduos e arrasta materiais em suspensão e/ou solução, além do próprio chorume. Para o autor, o conjunto de água que penetra a massa de resíduos é formado basicamente pela

precipitação da chuva na camada de cobertura do aterro, pela umidade natural dos resíduos e por nascentes e águas do subsolo que podem infiltrar a célula através da capilaridade.

A geração de lixiviado pode ser influenciada por condições climáticas (temperatura, precipitação pluviométrica e evapotranspiração), hidrogeológicas (infiltração, geologia, escoamento superficial, recirculação do lixiviado e topografia), pelas características da camada de cobertura (vegetação, umidade e declividade), por características dos resíduos sólidos (composição gravimétrica, permeabilidade, peso específico, compactação...) e pela técnica de impermeabilização utilizada no aterro sanitário (LANGE et al., 2009).

O fator referente à precipitação da chuva nas células de resíduos é o que mais influencia a produção de lixiviado. Devido a este fato, regiões mais secas (ex: Europa) não apresentam uma grande taxa de geração de lixiviado. A realização de um balanço hídrico dentro de um aterro sanitário é importante para que haja uma estimativa da quantidade de lixiviado produzido ao longo da vida útil do aterro, e assim, obterem-se mais informações sobre as formas de drenagem e tratamento deste passivo ambiental. Ademais, o balanço hídrico auxilia no monitoramento do próprio aterro, dando feedbacks de como a célula vem se comportando, avaliando o quantitativo de líquidos armazenados na massa de resíduos e, portanto, prevenindo possíveis instabilidades estruturais do aterro sanitário (MATEUS, 2008).

O balanço hídrico pode ser representado de maneira bem simples pelo princípio da conservação de massa: $\boxed{\text{ÁGUA QUE ENTRA} = \text{ÁGUA QUE SAI} + \text{ÁGUA RETIDA}}$. Segundo Blight et al. (1996 apud Padilla, 2007), o balanço hídrico é expresso matematicamente pela Equação 1:

$$\text{Lix} = P - E - \text{ES} - \Delta U_w - \Delta U_s \quad (1)$$

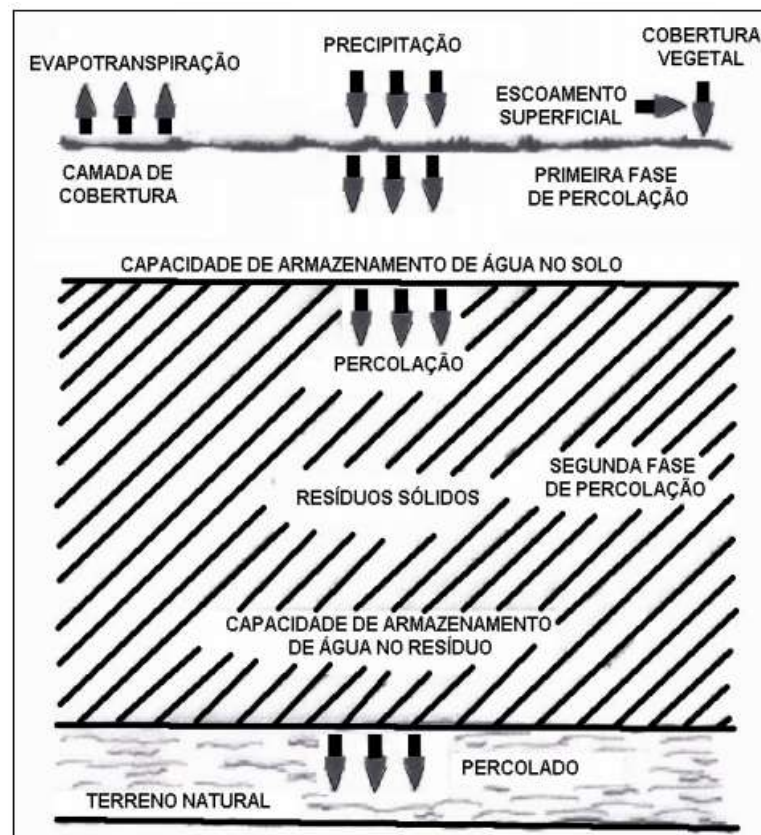
No qual Lix é a quantidade de lixiviado; P é a precipitação que cai na célula do aterro; E é a evapotranspiração; ES é o escoamento superficial; ΔU_w é a água absorvida e retida pela massa de resíduo; ΔU_s é a água absorvida e retida pela camada de cobertura.

Vale ressaltar que a Equação 1 não abrange algumas características, tais como, a água perdida na conversão do biogás e a umidade provinda do próprio resíduo. Algumas outras grandezas também não ficaram esclarecidas quanto a sua quantificação, como é o caso da quantidade de água retida pelo resíduo, ΔU_w (MATEUS, 2008).

A Figura 1 retrata um corte transversal de um aterro sanitário e os fluxos de água que compõem o balanço hídrico. Observa-se que a água entra pela camada de cobertura da célula do aterro através da precipitação. Uma parcela dela sofre escoamento superficial, outra

parcela volta à atmosfera por evapotranspiração e uma última parcela se infiltra na célula. A parte que se infiltra pode ficar retida na cobertura do aterro ou continuar penetrando o maciço de resíduos, o que vai proporcionar a formação de um percolado. Conforme a capacidade de armazenamento de água das camadas de solo e resíduos for atingindo o seu limite, o percolado vai se infiltrando mais na célula, chegando à base do maciço de resíduos e dando origem ao lixiviado (ROCCA, 1981).

Figura 1 – Fluxos de água em um aterro de RSU



Fonte: Adaptado de ROCCA, 1981

Em locais com muita precipitação, a geração de lixiviado se intensifica. O Brasil é um país que produz muito deste passivo ambiental por ter um clima tropical e uma grande quantidade de matéria orgânica na composição dos RSU. De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (MMA), no ano de 2008, 51,4% dos RSU no Brasil eram constituídos de matéria orgânica.

Além do regime pluviométrico e do balanço hídrico, é importante compreender o processo de degradação dos resíduos, constituído basicamente por três etapas. A primeira, conhecida como aeróbia, é marcada pela atuação dos micro-organismos aeróbios, na qual o oxigênio é rapidamente consumido e há grande liberação de energia. Nesta fase ocorre boa

produção de gás carbônico (CO_2) e o lixiviado formado possui grandes concentrações de sais de alta solubilidade. A segunda etapa, denominada acetogênica ou fase ácida, é representada pelo predomínio dos micro-organismos anaeróbios, uma vez que o oxigênio foi consumido na primeira etapa. Nesta fase a matéria orgânica sofre hidrólise e são produzidos compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, tais como ácidos graxos voláteis (principalmente ácido acético) e nitrogênio amoniacal. A mistura da água que se infiltra na massa de resíduo com esses ácidos proporciona uma queda do pH do lixiviado para valores entre 4 a 6. Os lixiviados gerados nessa fase apresentam muita matéria orgânica, logo, uma alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO). A última etapa, conhecida como metanogênica, representa a ação das arqueas metanogênicas (micro-organismos estritamente anaeróbios) consumindo os compostos orgânicos da etapa acetogênica e originando CH_4 e CO_2 . O consumo dos ácidos voláteis faz com que o pH aumente. Uma vez ele estando próximo ao neutro (pH igual a 7,0), a solubilização dos compostos inorgânicos é reduzida e, dessa forma, a condutividade do lixiviado também diminui, assim como a DBO (CASTILHOS, 2003; KJELDSEN et al, 2002).

2.1.1. Características físico-químicas

O lixiviado é um líquido de coloração escura e odor forte. A complexidade de sua composição faz com que este efluente possa apresentar características muito distintas e de difícil tratamento.

De maneira geral, o lixiviado é constituído por compostos em solução e em estado coloidal, substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas, e variadas espécies de micro-organismos (LANGE, 2009).

Segundo Christensen et al. (2001), o lixiviado é uma solução aquosa dividida em cinco grupos de contaminantes: Matéria orgânica dissolvida (ácidos húmicos e fúlvicos, ácidos graxos voláteis); Macro componentes inorgânicos (Fe^{2+} , Ca^{2+} , Mn^{2+} , NH_4^+ , Mg^{2+} , K^+ , SO_4^- e HCO_3^-); Metais pesados (Pb, Zn, Cr, Cd, Ni, Cu); Compostos Orgânicos Xenobióticos, (COXs) estando em pequenas concentrações (compostos alifáticos clorados, hidrocarbonetos aromáticos e fenóis) e; Outros componentes encontrados em baixas concentrações, tais como arsênio, bário, boro, cobalto, mercúrio e selênio.

A caracterização físico-química dos lixiviados é realizada por meio de análises laboratoriais e/ou em campo dos seguintes parâmetros: Carbono Orgânico Dissolvido (COD), DBO, Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio (total e amoniacal), cloretos, metais pesados, ácidos orgânicos voláteis e série de sólidos. Em alguns casos, a razão DBO/DQO

pode indicar a idade do aterro sanitário e o grau de decomposição dos resíduos. Cabe salientar que, normalmente, esse efluente apresenta valores altos de amônia, cloretos e alguns outros compostos que afetam a análise de DBO, tornando este parâmetro pouco confiável para caracterizar o lixiviado (SANTOS, 2010). Alguns outros parâmetros também podem ser utilizados para uma caracterização mais completa do lixiviado, como é o caso do pH, condutividade, turbidez e absorvância.

A seguir são apresentadas duas tabelas com as concentrações dos parâmetros reportadas para diferentes lixiviados. Na Tabela 1, observa-se a realidade dos lixiviados norte-americanos em diferentes idades dos aterros. Na Tabela 2, os valores apresentados retratam os lixiviados brasileiros. Esses valores foram compilados de estudos realizados pelo Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) em alguns aterros brasileiros no ano de 2009. Na Tabela 2 são apresentados os valores dos aterros de Belo Horizonte (21 anos), Londrina (33 anos), João Pessoa (6 anos), Muribeca (não há dados sobre a idade do aterro), Gericinó (21anos) e Gramacho (30 anos).

Tabela 1 – Concentrações dos lixiviados em aterros norte-americanos

Parâmetros	Idade do aterro (em anos)			
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	>20
pH	3 – 6	6 – 7	7 – 7,5	7,5
N-amoniaco (mg.L⁻¹)	500 – 1500	300 – 500	50 – 200	< 30
DQO (mg.L⁻¹)	15.000 – 40.000	10.000 – 20.000	1.000 – 5.000	< 1.000
DBO (mg.L⁻¹)	10.000 – 25.000	1.000 – 4.000	50 – 1.000	< 50
Cloreto (mg.L⁻¹)	1.000 – 3.000	500 – 2.000	100 – 500	< 100
Fósforo (mg.L⁻¹)	100 – 300	10 – 100	–	< 10

Fonte: Adaptado de FARQUHAR, 1989

No caso dos Estados Unidos (EUA), devido o clima ser temperado e mais seco, a produção de lixiviado é menor que no Brasil. Outro fator que distingue os lixiviados americanos dos brasileiros é a composição dos resíduos aterrados. Como mencionado anteriormente, no Brasil, em torno de 51% da composição dos resíduos é matéria orgânica (IPEA, 2012), e nos EUA, a matéria orgânica representa somente 15% da composição dos resíduos (EPA, 2013). Tal fato pode determinar maiores valores de DBO e DQO nos aterros brasileiros se comparados com os aterros norte-americanos.

Tabela 2 – Valores dos lixiviados brasileiros para diferentes aterros

Parâmetros	Aterros					
	Belo Horizonte	Londrina	João Pessoa	Muribeca	Gericinó	Gramacho
pH	8,0 - 8,6	-	8,0 - 8,6	7,6 - 8,7	7,4 - 9,0	7,7 - 9,1
Alcalinidade (mgCaCO₃.L⁻¹)	672 – 8272	2558 - 5395	8200 – 14291	4976 – 11593	1350 - 9000	2800 – 24000
DBO (mg.L⁻¹)	20 – 260	42 – 248	3516 – 3760	467 – 4526	106 - 2491	118 – 857
DQO (mg.L⁻¹)	1504 – 4255	931 - 3306	3244 – 25478	2102 – 8416	672 - 2592	804 – 4255
N-Total (mg.L⁻¹)	581 – 1716	458 - 1081	-	-	7,28 - 2774	420 – 3122
N-Amoniacal (mg.L⁻¹)	527 – 1716	373 - 1110	1024 – 2738	697 – 2052	68 - 2630	76 – 3565
Fósforo Total (mg.L⁻¹)	11,0 - 38,0	1,0 - 3,0	23 – 23	0,6 – 22	3,0 - 49,0	14 – 60
Cloreto (mg.L⁻¹)	1432 – 3857	-	-	227 – 760	767 - 240001	1904 – 5804
Turbidez (NTU)	-	-	-	135 – 288	9 - 251	19 – 605
ST (mg.L⁻¹)	-	4010 - 18845	11852 - 25490	7760 – 11651	397 - 8370	440 – 18160
SV (mg.L⁻¹)	-	1062 - 12605	3280 – 11884	2300 – 4260	260 - 7541	370 – 7718
SST (mg.L⁻¹)	12,0 - 67,0	37 – 136	121 – 645	882 – 2082	9 - 293	13 – 256
SSV (mg.L⁻¹)	3,0 - 53,0	34 – 117	113 – 490	522 – 1250	0 - 206	0 – 133
SDT (mg.L⁻¹)	-	-	11731 - 24845	6500 – 10200	1347 - 8343	356 – 18078
SDV (mg.L⁻¹)	-	-	-	946 – 3060	0 - 7518	316 – 7680

Fonte: Adaptado de Lange et al., 2009

Nota-se que os valores de ambas as tabelas são extremamente diferentes, mesmo tendo sido analisados os mesmos parâmetros para efluentes de mesma origem (originados de aterros sanitários). Essa variabilidade se deve ao fato de que o lixiviado é influenciado por fatores externos, como a idade do aterro, a composição dos resíduos, o regime pluviométrico, etc. A Tabela 3 mostra uma compilação feita por Christensen et al. (2001) com valores de aterros sanitários de diferentes países.

Tabela 3– Resumo das concentrações encontradas nos lixiviados

Parâmetros	Faixa de Valores
pH	4,5 – 9
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	2.500 – 60.000
Condutividade específica (µS.cm ⁻¹)	2.500 – 35.000
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	140 – 152.000
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	20 – 57.000
Carbono Orgânico Total (mg.L ⁻¹)	20 – 29.000
Nitrogênio Orgânico (mg.L ⁻¹)	14 – 2.500
Nitrogênio Amoniacal (mgNH ₃ -N.L ⁻¹)	50 – 2.200
Cloretos (mg.L ⁻¹)	150 – 4.500
Fósforo Total (mg.PO ₄ .L ⁻¹)	0,1 – 23
Sódio (mg.L ⁻¹)	70 – 7.700
Ferro (mg.L ⁻¹)	3 – 5.500
Manganês (mg.L ⁻¹)	0,03 – 1.400
Chumbo (µg.L ⁻¹)	0,001 – 5
Mercúrio (µg.L ⁻¹)	0,00005 – 0,16
Zinco (µg.L ⁻¹)	0,03 – 1.000

Fonte: Adaptado de Christensen et. al., 2001

Resumidamente, pode-se dizer que as características físico-químicas dos lixiviados variam de acordo com a idade do aterro, tipo de operação do aterro, condições climáticas, regime pluviométrico da região, tipo de resíduo, profundidade do resíduo aterrado e grau de decomposição dos resíduos. Com isso é possível que em um mesmo aterro possa haver a produção de lixiviados bem distintos de acordo com a época do ano (GOMES, 2009; SANTOS, 2010).

Uma grande quantidade de matéria orgânica dissolvida nos lixiviados pode representar altos valores de DQO e DBO (FRANÇA, 2016). De acordo com Gomes (2009), a razão DBO/DQO é utilizada para indicar o nível de degradação biológica do lixiviado que varia de 0,5 a 0,8 para aterros jovens e 0,04 a 0,08 para aterros antigos. Para Tchobanoglous et al. (1993), aterros antigos apresentam lixiviados com a razão DBO/DQO em torno de 0,2 e para aterros novos essa razão é de aproximadamente 0,7. A razão vai diminuindo conforme o aterro vai ficando mais velho devido à exaustão dos compostos biodegradáveis (GOMES, 2009). No caso do nitrogênio amoniacal, que é produzido na decomposição dos resíduos, a

tendência é que ocorra um acúmulo conforme o aterro vai envelhecendo, tornando-se mais estável nas condições anaeróbias e dificultando sua remoção (CASTRILLÓN et al., 2010). O nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) ao ser descartado nos corpos d'água sem tratamento pode proporcionar o crescimento de algas, a depleção do oxigênio dissolvido e contaminar o ecossistema aquático devido a sua toxicidade (GOMES, 2009).

Quanto mais antigo for o aterro sanitário, mais estável é a matéria orgânica e mais recalcitrante é o lixiviado. Nestes casos, as técnicas biológicas já não são mais tão eficientes e o potencial tóxico só tende a aumentar (SILVA et al., 2004; PERTILE, 2013).

2.1.2 Toxicidade e Impactos ambientais

O grau poluidor do lixiviado é devido à sua composição, pois além de bem complexa apresenta concentração significativa de substâncias recalcitrantes e tóxicas ao meio ambiente. A solubilidade dessas substâncias facilita a infiltração e, conseqüentemente, a contaminação do solo e das águas (lençóis freáticos e/ou rios) impactando a qualidade do meio e da fauna e flora dependente deste meio.

Ensaio de toxicidade são cada vez mais utilizados para avaliar a qualidade dos efluentes a serem lançados nos corpos hídricos. Esses ensaios permitem estabelecer taxas permissíveis para o descarte dos efluentes, além das concentrações aceitáveis de alguns parâmetros físico-químicos (pH, turbidez, oxigênio dissolvido, salinidade e temperatura) presentes nos efluentes a serem descartados. Outras funções dos ensaios de toxicidade são determinar a sensibilidade relativa de um grupo de organismos aquáticos padrão para poluentes e efluentes padrões, determinar a eficiência das técnicas de tratamento de efluentes, averiguar a adequação das condições ambientais no ecossistema aquático e, prever futuros impactos em descartes de despejos num determinado ambiente (TCHOBANOGLIOUS, 2003; ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

O estudo de toxicidade é muito utilizado também para uma melhor compreensão da composição do efluente, já que nem sempre a caracterização físico-química é suficiente para identificar substâncias tóxicas e possíveis efeitos de sinergia entre os elementos presentes (KJELDSEN et al., 2002).

A toxicidade pode ser classificada como crônica ou aguda tendo como critério de diferença, basicamente, o tempo de duração do ensaio e as respostas finais determinadas pela Concentração Efetiva Mediana (CE50) e/ou pela Concentração Letal Mediana (CL50). Os resultados dessas respostas são determinados em relação a 50% dos organismos expostos.

Quanto menor o valor de CE50 ou CL50, maior será a toxicidade (FRANÇA, 2016; REIS, 2014; ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Nos lixiviados já foram feitos ensaios de toxicidade com diversos organismos-teste (*Aliivibrio fisheri*, *Danio rerio*, *Daphnia similis* e outros) que comprovaram o potencial tóxico deste efluente (RENOU et al., 2008).

Um estudo realizado por Mannarino (2010) com o tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico mostrou que a toxicidade do lixiviado bruto era muito superior à toxicidade do esgoto bruto. Para *Daphnia similis*, os valores variaram entre 32 e 64 UT para o lixiviado e 4 e 32 UT para o esgoto. Já para *Danio rerio*, os valores variaram entre 32 e 64 UT para o lixiviado e 2 e 4 UT para o esgoto. Vale ressaltar que neste estudo foi observado que a mistura “esgoto doméstico + lixiviado” não proporcionou um aumento da toxicidade do efluente tratado em comparação com o esgoto bruto. Entretanto, a toxicidade não teve uma redução significativa para os organismos *Daphnia similis* no efluente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE).

Outro estudo, dessa vez realizado por França (2016) com lixiviados de dois aterros sanitários (A e B) e de um lixão (C), localizados no Rio de Janeiro, mostrou que, em relação à toxicidade aguda, todas as amostras analisadas (brutas e tratadas) apresentaram-se tóxicas para os organismos-teste *Aliivibrio fisheri*, *Danio rerio*, *Daphnia simillis* e *Lactuca sativa*. A Tabela 4 retrata os valores encontrados pela autora.

Tabela 4 – Valores de CE50 dos ensaios de toxicidade para amostras de lixiviado bruto e tratado para diferentes organismos-teste.

Amostra	Resultados de CE 50(%)			
	<i>Lactuca sativa</i>	<i>Daphnia simillis</i>	<i>Danio rerio</i>	<i>Aliivibrio fisheri</i>
A1 bruta	5,06	*	1,10	3,70
A2 bruta	7,11	*	1,10	4,76
A3 bruta	2,82	1,98	1,10	2,24
B1 bruto	7,38	3,30	1,82	5,30
B1 tratado	18,54	12,50	16,49	30,53
B2 bruto	11,57	3,96	*	9,91
B2 tratado	15,66	15,85	18,95	17,67
C bruta	23,85	13,87	4,42	10,12

Legenda – A1, A2 e A3: amostras de lixiviado do aterro sanitário A; B1 e B2: amostras de lixiviado do aterro sanitário B; C: amostra de lixiviado do lixão C.

* CE50 não determinados

Fonte: Adaptado de França, 2016.

Pela tabela 4 observa-se que as amostras tratadas tiveram redução da toxicidade em relação às amostras brutas. No entanto, todas se mostraram tóxicas aos organismos testados.

Esses resultados só corroboram o fato de que o lixiviado é um efluente extremamente difícil de ser tratado com eficiência.

A preocupação em garantir a qualidade do meio ambiente proporcionou a elaboração de leis e normas federais e estaduais, com o objetivo de estipular valores aceitáveis para o descarte das principais substâncias com potencial poluidor, de modo a não prejudicar a biota aquática. O lixiviado, por ser um passivo ambiental, precisa se enquadrar nesses valores aceitáveis. A Resolução 430 (RES 430/2011) do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e a Norma Técnica 202. R-10 (NT-202.R-10) postulada pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA) dispõem sobre os padrões de lançamento de efluentes nos corpos hídricos. Alguns parâmetros merecem destaque por estarem presentes em níveis críticos nos lixiviados. É o caso do nitrogênio amoniacal que aparece com valor limite de lançamento de 20 mg.L^{-1} na RES 430/2011 e de 5 mg.L^{-1} na NT-202.R-10. O pH também aparece em ambos os documentos com a faixa permitida de 5 à 9.

Os impactos causados pelo descarte inadequado do lixiviado, seja no solo ou em um corpo hídrico, podem ser irreparáveis ao ecossistema. O potencial poluidor deste efluente faz com que medidas sejam necessárias para evitar possíveis danos ao meio ambiente e à saúde pública. Com isso, é essencial o desenvolvimento de técnicas para reduzir a concentração dos contaminantes, bem como, para atender os padrões de qualidade de água estabelecidos pela legislação vigente (SANTOS, 2010).

2.1.3. Técnicas de tratamento do lixiviado

Devido a complexidade do lixiviado, nem sempre é possível conseguir boa eficiência nos tratamentos, de modo a atingir os padrões postulados pelos órgãos ambientais. Essa situação se agrava para lixiviados mais antigos, por possuírem grau de toxicidade e recalcitrância maior do que os dos mais novos. Na literatura estão descritas diversas técnicas para tratar o lixiviado, sendo a grande maioria já aplicada para efluentes industriais. A escolha das técnicas utilizadas deve levar em consideração as características do lixiviado, o local de origem (os aterros também possuem características particulares que influenciam na composição do lixiviado), as condições climáticas e a viabilidade econômica.

Vale ressaltar que, normalmente, não é utilizada uma única técnica, e sim um conjunto de técnicas que formam um sistema para ampliar a capacidade de tratamento. O sistema pode ser composto basicamente por tratamento primário (processos físico-químicos), tratamento secundário (processos biológicas) e tratamento terciário (separação por membranas). Ainda

são relatadas outras técnicas, porém, menos difundidas e menos tradicionais. A tendência é que quanto mais completo for o sistema, melhor será a eficiência do tratamento, porém mais investimentos técnicos e financeiros serão necessários, fatores que nem sempre são viáveis, sobretudo para municípios de pequeno e médio porte.

De acordo com Gotvajn et al. (2009), tem se tornado comum o tratamento do lixiviado em conjunto com outras águas residuais. No entanto, tal prática pode causar problemas, já que a presença de contaminantes no lixiviado, como é o caso do nitrogênio amoniacal, pode acarretar em mau funcionamento da estação de tratamento de efluentes.

Serão apresentadas a seguir algumas experiências e resultados de diferentes técnicas de tratamento de lixiviado encontrados na literatura. Cabe mencionar que as técnicas geobag e filtro biológico percolador terão um tópico exclusivo para cada uma já que são as técnicas empregadas no presente trabalho.

2.1.3.1. Tratamento físico-químico

O tratamento físico-químico representa as primeiras etapas de um sistema de tratamento de efluentes. O objetivo principal é remover o material mais grosseiro presente no efluente a ser tratado, tais como, material sólido em suspensão e partículas coloidais.

Um estudo realizado por Li et al. (1999) para tratar lixiviado com precipitação química, utilizando a adição de fosfato de amônio e magnésio (PAM) como precipitante químico, fez a concentração de nitrogênio amoniacal decair de 5.618 mg.L⁻¹ para 112 mg.L⁻¹ em um intervalo de 15 minutos. No caso do lixiviado, a precipitação química tem como vantagem a redução de nitrogênio amoniacal, substância química encontrada no lixiviado de difícil degradação (RENOU, 2008).

As técnicas de tratamento que utilizam processos oxidativos avançados (POAs) são capazes de destruir com eficiência substâncias orgânicas resistentes à degradação. A ozonização é um dos principais POAs utilizados no tratamento de efluentes devido ao seu alto poder oxidativo. Cabe salientar que a amônia não é facilmente oxidada devido às reações de oxidação das substâncias orgânicas serem mais velozes do que a reação de oxidação do ozônio com a amônia (SANTOS, 2010). No estudo realizado por Rodrigues (2004), duas concentrações de O₃ foram utilizadas no tratamento de amostra de lixiviado utilizando a técnica de ozonização em conjunto com o arraste de amônia e uma técnica físico-química. Para teor de O₃ de 1,5 g.L⁻¹ obteve-se redução de 59,7% da DQO e 59,4% do COD, e para teor de O₃ de 2,0 g.L⁻¹ houve redução de 64,1% da DQO e 65,5% do COD.

Leite et al. (2009) realizaram três estudos de tratamento de lixiviado com arraste de amônia. O lixiviado era alimentado em torres de recheio, onde ocorria o tratamento. No primeiro estudo o arraste de amônia teve duração de quatro horas e o lixiviado foi alimentado com o pH 8. No segundo estudo a duração do arraste foi de três horas e o pH foi de 9 no lixiviado. No último estudo o tratamento do lixiviado durou 2 horas e meia e o pH foi ajustado para 10. Os resultados mostraram uma alta remoção de N-amoniacal com valores de 93,5%, 84,3% e 91,5% para o primeiro, o segundo e o terceiro estudo respectivamente.

A redução da concentração de N-amoniacal pelo processo de arraste melhora a eficiência das técnicas posteriores, normalmente processos biológicos, além de reduzir o consumo de energia dessas técnicas e atender as exigências da legislação ambiental (GIORDANO et al., 2015).

2.1.3.2. Tratamento Biológico

Os tratamentos biológicos ocorrem por ação de micro-organismos que biodegradam a matéria orgânica encontrada nos efluentes. A degradação microbiana pode ocorrer na presença ou na ausência de oxigênio, processo aeróbio e anaeróbio, respectivamente.

A eficiência dessas técnicas depende do grau de biodegradabilidade do efluente. Logo, lixiviados mais antigos, que são caracterizados pela presença de substâncias recalcitrantes, não atingirão altos níveis de depuração por processos biológicos.

É importante que o meio seja favorável ao desenvolvimento dos micro-organismos com quantidade suficiente de nutrientes (nitrogênio e fósforo), oxigênio, temperatura e pH adequados (FERREIRA et al., 2000).

Bila (2000) realizou uma pesquisa avaliando a tratabilidade do lixiviado provindo do Aterro Metropolitano de Duque de Caxias. O sistema era constituído de tratamento primário (coagulação/floculação), ozonização e tratamento biológico (lodo ativado), este último realizado com o auxílio de quatro reatores em batelada. Observou-se pelo estudo que a eficiência do lodo ativado diminuía com o aumento da quantidade de lixiviado alimentado no reator. Chegou-se a essa conclusão através da constatação da ausência de flocos e de micro-organismos no lodo, em decorrência da recalcitrância do lixiviado.

Um estudo elaborado por Bidone (2007) com dois filtros anaeróbios em série conduziu a eficiências de tratamento do lixiviado de 59% da DBO_{5,20}, 55% da DQO e 53% do COT. Ainda sobre o estudo, o autor pôde concluir através das medições individuais de cada filtro

que o segundo filtro anaeróbio praticamente não obteve uma participação significativa no tratamento do lixiviado.

2.1.3.3. Filtração por Membranas

O tratamento por membranas é um processo de filtração que utiliza, como meios filtrantes, membranas de poros bem pequenos. O afluente passa pela membrana semipermeável através de uma diferença de pressão sobre a solução mais concentrada (PERTILE, 2013). A diferença entre as técnicas de separação por membranas se dá pelo tamanho dos poros das membranas.

Segundo Chaudhari et al. (2010), na experiência com tratamento de lixiviado por nanofiltração, a membrana de nanofiltração comercial (NF-300) conseguiu reter 83% e 85% dos íons de sulfato e 62% e 65% de cloreto das duas amostras de lixiviado usadas na experiência. O uso da nanofiltração como técnica de tratamento de lixiviado deve levar em consideração o fluxo de água que passa pela membrana, a queda de pressão, a manutenção das membranas, a capacidade de operação com micro partículas e o custo/desempenho da técnica (PETERS, 1998).

Na Alemanha, um estudo realizado em aterros sanitários observou que a eficiência do tratamento dos lixiviados para a combinação de nanofiltração com osmose reversa ficou entre 95 e 97% de remoção de DQO (PETERS, 1998). Vale ressaltar que a osmose reversa é a técnica mais eficiente no que se refere ao tratamento de lixiviado, entretanto seu elevado custo e sua necessidade de manutenção acabam por tornar a osmose reversa como uma técnica de difícil viabilidade em países em desenvolvimento.

2.1.3.4. Outras técnicas

Além das técnicas mencionadas anteriormente, existem algumas que não se enquadram estritamente em um tipo de tratamento específico (se físico-químico, biológico ou por membranas), mas que também são importantes e merecem ser estudadas.

A recirculação do lixiviado consiste na reinjeção do lixiviado no próprio aterro sanitário. É considerado um método de tratamento uma vez que proporciona a minimização dos constituintes por reações físico-químicas e pelas atividades biológicas que ocorrem no interior do aterro. (FERREIRA et al., 2001). Por conta disso o aterro sanitário é considerado um grande reator natural. Cabe salientar que a recirculação pode ser bem eficiente para as

condições climáticas e ambientais do Brasil, já que os parâmetros temperatura, irradiação solar e vento influenciam diretamente na taxa de evaporação (FERREIRA, 2001).

Wetlands ou jardins filtrantes são unidades de tratamento artificialmente construídas com plantas aquáticas que atuam reproduzindo a ação da natureza (PIRES, 2002). Um estudo foi realizado por Wojciechowska (2010) analisando três wetlands em locais distintos para tratamento de lixiviado. Observou-se que o wetland de Örebro (na Suécia) teve a melhor performance com remoção de 98% SST, 91% DBO, 65% DQO e 99,5% N-amoniaco. Esse resultado se deve ao fato deste wetland ter a montante um pré-tratamento em um tanque de aeração com arraste de nitrogênio. De fato, a utilização de wetland como técnica de tratamento de lixiviado é mais eficaz quando utilizado com outros pré-tratamentos anteriores a ele.

2.1.3.5. Tratamento combinado com outros efluentes

Além de todas as técnicas apresentadas que formam um sistema para tratar o lixiviado, ainda é possível que ele seja encaminhado para estações de tratamento de outros efluentes. Em determinados países o tratamento combinado do lixiviado com esgoto doméstico já vem sendo adotado. Essa prática é uma maneira de reduzir os custos de operação de um aterro (FERREIRA et al., 2009; COUTINHO, 2015).

Basicamente, o tratamento combinado do lixiviado com esgoto doméstico consiste na introdução do lixiviado junto ao afluente da estação de tratamento de esgoto (ETE), com o intuito de obter um efluente que alcance os padrões estabelecidos pela legislação vigente (MANNARINO, 2006; FERREIRA et al., 2009).

Entretanto, alguns autores criticam essa forma de tratamento já que o lixiviado possui concentrações de vários poluentes bem maiores do que as do esgoto e, com isso, a ETE pode ser prejudicada, principalmente nas etapas de tratamento biológico (MANNARINO, 2006). Um critério importante a ser levado em consideração é a proporção volumétrica ideal de lixiviado a ser introduzido no esgoto doméstico.

Um estudo realizado por Nascentes et al. (2015), avaliou a influência do lixiviado no tratamento combinado com esgoto doméstico em um sistema de lodos ativados. Para isso foram utilizados dois reatores em escala de bancada com diferentes proporções de lixiviado na mistura com esgoto sintético. O primeiro reator foi alimentado com a mistura a 0,5% e 5% (v/v) de lixiviado e o segundo reator foi alimentado somente com esgoto sintético para servir de controle. A operação dos reatores ocorreu com tempos de retenção hidráulica (TRH) de 16

e 23 horas. Os resultados mostraram que no TRH de 16h houve queda na eficiência do tratamento conforme aumentava a quantidade de lixiviado (remoção da DQO por mistura lixiviado/esgoto de 89%, 88% e 80% para proporções de lixiviado de 0%, 0,5% e 5%, respectivamente). Já no TRH de 23h ocorreu um leve aumento da eficiência quando se acrescentou lixiviado até a proporção de 0,5%, porém ao ultrapassar essa proporção a eficiência de tratamento caiu (remoção da DQO por mistura lixiviado/esgoto de 82%, 89% e 73% para proporções de lixiviado de 0%, 0,5% e 5%, respectivamente). Segundo os autores, a explicação para a queda da eficiência decorre da presença de amônia no lixiviado que tem efeito tóxico sobre os micro-organismos.

Outra combinação possível é a de lixiviado com lodos de fossas sépticas. Os lodos de fossas sépticas são efluentes que não possuem tratamento adequado e destinação correta. O tratamento combinado desses dois efluentes seria uma maneira de solucionar dois problemas socioambientais, já que, em muitos municípios de pequeno porte não há saneamento básico e o lodo de fossa séptica torna-se a alternativa de descarte dos efluentes domésticos. O tratamento se daria inicialmente pela diluição do lixiviado no lodo de fossa séptica, já que o lodo possui concentrações de poluentes inferiores ao do lixiviado. Os municípios de Rio das Ostras e Teresópolis tiveram a experiência de implementar esse tratamento combinado do lixiviado com o lodo de fossa séptica. Nestes casos, os caminhões limpa-fossa coletavam o lodo de fossa séptica e encaminhavam para o aterro sanitário do município onde ocorre o tratamento conjunto com o lixiviado (COUTINHO, 2015). Mais informações sobre o lodo de fossa séptica serão expostas no tópico 2.2, a seguir.

2.2. Lodos de fossas sépticas

Antes de adentrar especificamente sobre o assunto “lodos de fossas sépticas” é necessária uma contextualização com o saneamento básico e o atual cenário brasileiro.

De acordo com a Lei 11.445 (2007), saneamento básico é o conjunto de serviços e operações que atinjam o abastecimento de água potável; o esgotamento sanitário; a limpeza urbana e manejo de resíduos; e a drenagem e manejo de águas pluviais, bem como a limpeza e fiscalização preventiva das respectivas redes urbanas. Ainda de acordo com a Lei 11.445, é princípio fundamental que o serviço de saneamento básico tenha acesso universal, ou seja, tanto a área urbana quanto a área rural deverão ter acesso aos serviços de esgoto, água, resíduos e drenagem, este último sendo exigido apenas na área urbana. Entretanto, somente

uma parte da população tem acesso ao saneamento básico. Segundo o Instituto Trata Brasil (2015), 82,5% da população possui abastecimento de água potável, enquanto apenas 48,6% dos brasileiros têm acesso à coleta de esgoto. O quadro se agrava para o tratamento de esgoto que atinge somente 39% de todo o esgoto gerado. A falta de coleta e tratamento do esgoto doméstico proporciona impactos à sociedade, seja no âmbito ambiental ou na saúde pública.

Através de uma busca na literatura em estudos e relatórios (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2007; Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), 2009; Instituto Trata Brasil, 2015) foi possível constatar que o serviço de saneamento básico atua nas regiões com mais infra-estrutura, conseqüentemente, as regiões mais humildes e/ou de nível socioeconômico mais baixo não são contempladas com esse serviço público, sendo obrigadas a adotar soluções alternativas para a destinação e tratamento do esgoto gerado.

Dados do IBGE (2007) estimam que 37,7% da população urbana e 63,7% da população rural, totalizando aproximadamente 80 milhões de habitantes no Brasil, possuem tratamento de esgoto por fossas ou tanques sépticos. Esses sistemas geram um lodo que necessita ser retirado para evitar entupimento, odor ou extravasamento. Normalmente, a retirada do lodo ocorre em conjunto com a limpeza da caixa de gordura por caminhões “limpa-fossa” que são contratados pelos próprios proprietários para a realização do serviço. Vale ressaltar que todas essas alternativas, desde a construção de fossas sépticas até a contratação dos caminhões “limpa-fossa”, são custeadas pelos próprios proprietários, sendo que estes não deveriam ter tais custos, já que o saneamento básico é um serviço público (ANDREOLI et al., 2009).

A seguir serão apresentadas informações sobre fossas sépticas (sub-tópico 2.2.1.) e informações sobre os lodos de fossas sépticas (sub-tópico 2.2.2.).

2.2.1. Fossas sépticas

Fossas sépticas são unidades de tratamento de esgotos domésticos que têm como objetivo dar ao esgoto um nível de tratamento condizente com sua simplicidade e custo. Podem receber a contribuição de um ou mais domicílios. São formadas por câmaras estrategicamente construídas para receberem os esgotos domésticos por um intervalo de tempo determinado, de modo a promover a sedimentação dos sólidos e a retenção do material graxo presente nos esgotos, modificando-os bioquimicamente até compostos mais estáveis e simples (JORDÃO, et al., 2005). De acordo com a ABNT, conforme a NBR 7229 (1993),

tanque séptico pode ser definido como “Unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão”. Em suma, fossas sépticas ou tanques sépticos são unidades de tratamento primário de esgoto, que atuam como uma forma simples e barata de disposição dos dejetos domésticos. Servem como paliativo para a falta do serviço de saneamento básico.

Segundo o IBGE de 2007, 42% das residências brasileiras usavam tanque/fossa séptica como alternativa de tratamento de seus efluentes, sendo que, aproximadamente, 23% eram fossas sépticas e 19% eram fossas rudimentares (IBGE, 2007). A Tabela 5 apresenta a estimativa da população brasileira atendida por fossas sépticas.

Tabela 5 – Estimativa da população atendida por fossas e tanques sépticos

	Urbana	Rural	Brasil
População (X 1000)	158.453	31.368	189.820
Tanques sépticos	23,57 %	18,40%	22,72%
Pop. atendida por tanques sépticos	37.347.372	5.771.712	43.119.084
Fossas rudimentares	14,11%	45,32%	19,27%
Pop. atendida por fossas rudimentares	22.357.728	14.215.978	36.573.696
Pop. atendida por tanques sépticos + fossas rudimentares	59.705.090	19.987.690	79.692.780
Tanque séptico + fossa rudimentar	37,68%	63,72%	41,99%

Fonte: Adaptado de HARTMANN et al., 2009

A operação do tanque séptico é bem fácil e esporádica. Fundamenta-se pela retirada do lodo na periodicidade prevista no projeto, conhecido como tempo de esgotamento, que pode ser de meses ou anos. Análises de DQO e sólidos suspensos podem ser feitas para monitoramento da qualidade do efluente, podendo ou não acarretar em modificação no tempo de esgotamento previsto no projeto (HARTMANN et al., 2009).

Segundo Jordão et al. (2005), o funcionamento das fossas sépticas se dá através das seguintes fases:

- a) Retenção do esgoto: Como o próprio nome já diz, nessa fase o esgoto é retido na fossa séptica por um tempo previamente determinado (de 24 a 12 horas, variando de acordo com a carga do afluente);

- b) Decantação do esgoto: Nesta fase o esgoto sofre sedimentação de 60 a 70% dos sólidos em suspensão que dá origem a um material semilíquido conhecido como lodo. O que não foi sedimentado (óleos, graxas, gorduras...) emerge e é retida na superfície do líquido, dentro da fossa séptica. Essa parte é denominada espuma;
- a) Digestão anaeróbia do lodo: Tanto a espuma quanto o lodo é degradado por organismos anaeróbios que provocam a remoção parcial ou total de material volátil e patógenos;
- b) Redução de volume do lodo: O processo de digestão anaeróbia resulta na formação de gases, líquidos e na redução de volume dos sólidos retidos e digeridos. O lodo passa a ter características mais estáveis.

É fundamental que o efluente do sistema de fossa séptica não polua os cursos d'água nem as águas subterrâneas, não prejudique as condições de balneabilidade das praias ou qualquer local recreativo, não prejudique as condições de vida aquática nas águas receptoras, e não contamine os mananciais destinados ao abastecimento doméstico (JORDÃO, et al., 2005).

Cabe mencionar que apesar das fossas sépticas serem simples, compactas e baratas, sua eficiência de tratamento não é alta, principalmente no que diz respeito à remoção de patógenos e de substâncias dissolvidas. Apesar disso, o efluente produzido não é tão tóxico e pode ser encaminhado mais facilmente para um destino final, podendo passar por um pós-tratamento (HARTMANN et al., 2009).

2.2.2. Lodos de fossas sépticas

Nas fossas sépticas, uma parcela do lodo flota, outra parcela sedimenta e na parte intermediária da fossa localiza-se o esgoto, que pode possuir volumes distintos. Uma vez que a fossa séptica tem seu volume totalmente ocupado é solicitado o serviço dos caminhões “limpa-fossa”, que coletam todo o material e não apenas o lodo decantado. Logo, é importante esclarecer que o conteúdo dos caminhões “limpa-fossa” é uma mistura de lodo e esgoto, podendo ter características mais próximas das dos esgotos concentrados ou características mais próximas das dos lodos de ETE (INGUNZA et al., 2009). Isto vai depender da natureza do afluente e do processo de degradação da matéria alimentada na fossa séptica. Essa explicação é necessária já que não há muitas informações na literatura sobre lodo de fossa

séptica, porém o pouco de conhecimento que se possui já é suficiente para causar certa confusão de terminologia. Alguns autores denominam o conteúdo interno das fossas sépticas de esgoto, outros denominam de lodo. No presente trabalho será utilizada a denominação “lodo de fossa séptica” para todo o material que for coletado das fossas sépticas pelos caminhões “limpa-fossa”.

O lodo de fossa séptica possui grande variabilidade nas características físico-químicas. Ingunza et al. (2009), em conjunto com algumas instituições do Paraná, Bahia, Rio Grande do Norte e São Paulo estudaram diferentes tipos de lodos de fossa séptica e elaboraram uma tabela com as características físico-químicas desses lodos. A adaptação dessa tabela foi realizada, dando origem à Tabela 6.

Tabela 6 – Médias das caracterizações físico-químicas dos lodos de fossas sépticas

Parâmetros	Unidades estudadas			
	FAE/SANEPAR	UFRN/LARHISA	UNB/CAESB	USP/EESC
pH	7,2	6,6	7,1	6,9
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	773	471	390	477
Condutividade (μS.cm ⁻¹)	1.636	1.193	-	-
DBO (mg.L ⁻¹)	2.734	2.176	-	1.524
DQO (mg.L ⁻¹)	11.219	4.205	1.281	4.491
N-Amoniacal (mgNH ₃ -N.L ⁻¹)	124	75	51	-
NTK (mgN.L ⁻¹)	444	129	160	-
Fósforo Total (mgPO ₄ .L ⁻¹)	132	-	14	39
Óleos e graxos (mg.L ⁻¹)	1.908	613	-	345
ST (mg.L ⁻¹)	12.116	28.590	10.214	5.216
STV (mg.L ⁻¹)	7.891	4.368	7.368	3.053
SST (mg.L ⁻¹)	6.656	3.891	6.395	3.257
SSV (mg.L ⁻¹)	4.361	2.776	4.996	1.749
SSed (mg.L ⁻¹)	145	136	70	50

Fonte: Adaptado de Ingunza et al., 2009

Observa-se uma grande variação das concentrações de todos os parâmetros avaliados. Essas diferenças se dão pela natureza do lodo de fossa séptica, cujas características são função das diferentes unidades físicas (fossa, sumidouro, tanque séptico, etc), diferentes contribuintes (residências, hospitais, restaurantes, etc), e diferentes formas de operação (INGUNZA et al., 2009).

De acordo com estudos realizado por Hartmann et al. (2009), estima-se que 79.000 m³ por dia de lodo séptico úmido são produzidos no Brasil. É uma quantidade significativa de um passivo ambiental e social que não possui um gerenciamento adequado e previamente estabelecido. As etapas de geração, acúmulo e coleta do lodo por caminhões “limpa-fossa” são responsabilidades dos proprietários das fossas sépticas. No entanto, não se sabe ao certo quem é o responsável pelo tratamento/destino final do lodo de fossa séptica. Em determinados locais, é a prefeitura que se responsabiliza pelo tratamento do lodo de fossa, em outros locais, as empresas que fazem a coleta também fazem o tratamento. Há uma grande resistência de quase todos os envolvidos em assumir a responsabilidade de gerir esse material, já que ninguém quer arcar com os custos. A tendência é que ele seja encaminhado para uma ETE, desde que algum tratamento para redução da carga orgânica seja realizado e que haja uma estrutura específica para receber o lodo de fossa séptica. Essa estrutura deve levar em consideração as manobras dos caminhões, o controle da descarga do lodo e os sistemas de pré-tratamento para esse efluente (ANDREOLI et al., 2009).

Em casos em que a quantidade de fossas sépticas é alta ou quando a fossa é de grande capacidade, o conteúdo de lodo coletado não deverá ser descartado no solo ou nos corpos d'água. Nessas situações recomenda-se o tratamento do lodo de fossa em sistemas semelhantes aos de ETE. Neste caso, estações ou centrais de tratamento de esgoto seriam uma boa alternativa, como já mencionado anteriormente (JORDÃO et al., 2005).

Visto que o lodo de fossa séptica é um passivo ambiental devido às concentrações significativas de matéria orgânica, poluentes inorgânicos, nutrientes e organismos patogênicos, pode-se concluir que a disposição final sem tratamento prévio no meio ambiente acarreta diretamente na contaminação dos recursos hídricos e dos solos. Além do prejuízo à qualidade da flora e fauna locais, o lançamento inadequado de lodo de fossa séptica também proporciona a proliferação de vetores, podendo colocar a saúde pública em risco (HARTMANN et al., 2009).

2.3. Geobags

A utilização de materiais sintéticos em substituição aos materiais convencionais tem crescido bastante nas últimas décadas na engenharia geotécnica. A economia, a facilidade de operação e instalação e o bom desempenho fazem com que esses materiais sintéticos ou, simplesmente, geossintéticos, sejam cada vez mais empregados, principalmente como elementos filtrantes (URASHIMA et al., 1999). As funções praticadas pelos geossintéticos estão agregadas às características de engenharia, específicas de cada obra e de cada aplicação. Para cada propriedade específica é requisitado um geossintético com uma constituição particular (PIERPER, 2008).

De acordo com Pieper (2008), as propriedades de um geossintético devem levar em consideração as seguintes características: parâmetros de resistência de interface; espessura; permeabilidade normal e longitudinal; resistências química, térmica e biológica; gramatura; resistência à tração; abertura de filtração; entre outros. Ainda, segundo a autora, os geossintéticos também são muito utilizados para solucionar problemas ambientais, principalmente no que se refere à geração de resíduos contaminados. São aplicados em sistemas de filtração, drenagem, contenção e desaguamento de resíduos.

O geobag (Figura 2), que também é conhecido por geotube ou geotêxtil, é um exemplo de geossintético aplicado como meio filtrante. Consiste em um processo misto (natural e mecânico) em que ocorre a passagem da fase líquida do efluente pelos poros do geotecido e a retenção das partículas sólidas floculadas (GIORDANO et al., 2015; MACCAFERRI, 2010). Esse geossintético é encarregado de resistir às elevadas tensões ao qual o sistema é submetido (COUTINHO, 2015; PIEPER, 2008). A aplicabilidade do geobag como filtro sintético é basicamente igual a do filtro granular, com a presença de poros (vazios) para permitir a passagem do líquido concomitantemente à retenção de partículas. Porém, os filtros sintéticos apresentam melhor controle de qualidade e facilidade em sua caracterização se comparados com os filtros granulares, devido ao fato de serem produzidos industrialmente (URASHIMA et al., 1999).

Figura 2 – Representação de um geobag



Fonte: Maccaferri

Os geobags são normalmente utilizados em processos de contenção e desidratação de lodo, principalmente na área de saneamento. A secagem do lodo acontece por meio da ação da gravidade com a percolação do fluido livre através dos poros do geotecido, ação de ventos e incidência solar (GIORDANO, 2015). O geotecido é composto por membranas de polipropileno ou poliéster resistentes a ataques químicos (álcalis e ácidos) e inertes à degradação biológica (MACCAFERRI, 2010). Após o geobag ser completamente preenchido, o sistema de contenção e desidratação do lodo é finalizado e o lodo está pronto para ser encaminhado a um destino apropriado.

O lodo, ao ser depositado no geobag, vai sofrendo desidratação, com isso há perda de umidade e redução de volume. Tal processo permite que a célula do geobag seja submetida a preenchimentos sucessivos até que o volume disponível seja quase que completamente ocupado pela parcela sólida do rejeito ali disposto (COUTINHO, 2015).

O geobag pode ser de diferentes tamanhos, dependendo de fatores como a quantidade de material a ser armazenado e a disponibilidade de espaço físico para acomodar os bags (PIEPER, 2008).

De acordo com o fabricante MACCAFERRI (2010), os benefícios do geobag são:

- a) Operação com pequenos ou grandes volumes de lodos e sedimentos;
- b) Redução do espaço de armazenamento do lodo ou sedimento, pois permite o empilhamento das unidades;
- c) Redução da utilização de produtos químicos;
- d) Redução da DBO;
- e) Redução do consumo de energia elétrica;
- f) Facilidade de instalação e operação;
- g) Possibilidade do reaproveitamento dos sólidos;

- h) Mão de obra reduzida e de baixo custo;
- i) Boa relação custo/benefício, se comparado às outras tecnologias;
- j) Alta velocidade de contenção e desidratação;
- k) Grande redução do volume de lodos e sedimentos;
- l) Baixa manutenção;
- m) Clarificação da água.

É comum a utilização de polímeros sintéticos para melhorar a eficiência da técnica e a velocidade da desidratação durante o bombeamento do efluente para dentro do geobag. Os polímeros atuam na formação de “flocos” que são consequência da aglutinação das partículas de sólido do lodo ao sofrerem reações químicas devido à presença do polímero. Com isso, o geobag consegue reter mais partículas e deixar passar um líquido mais clarificado (MACCAFERRI, 2010; PIEPER, 2008).

A desidratação por tubos de geotêxtil proporciona a redução do teor de umidade do material a ser depositado, além disso, ocorre eventual contenção de contaminantes, apresentando, em alguns casos, um melhor desempenho no que se refere a técnicas convencionais (CASTRO, 2005 apud Coutinho, 2015). Uma desvantagem do geobag é a disponibilidade de área necessária para a realização do tratamento já que suas dimensões são grandes e variáveis, dependendo da demanda.

Kerber (2008) avaliou a eficiência de um geobag na contenção e desidratação de lodo oriundo da Estação de Tratamento de Água (ETA) Passaúna (em Curitiba), em comparação com a centrifugação convencional que já era utilizada na ETA. As médias dos resultados dos efluentes de ambas as técnicas mostraram valores de DQO de aproximadamente 138 mg.L⁻¹ e 90 mg.L⁻¹ para a centrífuga e o geobag, respectivamente. A DBO₅ foi de cerca de 56 mg.L⁻¹ e 37 mg.L⁻¹ para a centrífuga e o geobag, respectivamente. A cor, a turbidez, a quantidade de Ferro e Alumínio também tiveram melhores resultados na água percolada do geobag. A implantação do geobag proporcionou a redução de custos de energia elétrica, de mão-de-obra, e da utilização da quantidade de polímero, mostrando ser uma alternativa mais eficiente e econômica se comparada à centrifugação.

O geobag é uma técnica ainda bem recente no mercado de tratamento de lixiviado. São poucas as informações na literatura sobre a funcionalidade e eficiência dessa técnica ao se tratar esse efluente.

Um estudo realizado por Coutinho (2015) avaliou a eficiência de um geobag construído no Aterro Sanitário de Rio das Ostras para tratar o lixiviado combinado com lodo

de fossa séptica. Neste estudo o geobag representava a etapa primária do sistema de tratamento. O afluente do geobag era a mistura lodo de fossa séptica mais o lixiviado na proporção 4:1, acrescidos de um polímero para o processo de floculação. As análises permitiram concluir que ocorreu uma redução de 90% de DQO, 97% de SST e 52% de COD após o tratamento pelo geobag. O estudo ainda apresentou como resultado uma redução na toxicidade para os organismos *Danio rerio* e *Daphnia similis*. O bom desempenho do geobag no estudo da referida autora foi um dos principais fatores que motivaram e nortearam a escolha do tema do presente trabalho.

2.4. Filtros biológicos percoladores

O filtro biológico percolador é uma técnica de tratamento biológico bastante utilizada nas estações de tratamento de esgoto. Consiste em um reator preenchido com material inerte (peças de plástico, cascalho, brita) que serve de base para o filme biológico se fixar. Conforme o efluente percorre o filtro em um fluxo gravitacional, os micro-organismos vão se aderindo à superfície do material inerte, constituindo biofilmes que proporcionam a biodegradação do efluente. Essa biomassa retém a matéria orgânica contida no efluente através do fenômeno de adsorção (JORDÃO et, al., 2005; SANTOS, 2010) e adicionalmente promove a sua biodegradação. Pode ser empregado tanto para um cenário aeróbio quanto para um cenário anaeróbio, dependendo da oxigenação implementada na montagem do filtro. Para o presente trabalho foi construído um filtro biológico percolador que atendesse o cenário aeróbio, em que há a ocorrência do contato direto entre o ar, os micro-organismos e os substratos. Logo, o foco deste tópico será nos filtros biológicos aeróbios.

É interessante observar que a denominação filtro biológico é equivocadamente empregada, já que não ocorre nenhum processo de filtração ou peineramento. O processo que acontece é o de uma oxidação bioquímica através do contato do efluente a ser tratado com a massa biológica (JORDÃO et, al., 2005).

O material inerte com o qual o filtro é preenchido, também conhecido como “meio suporte” ou “meio drenante”, é constituído de uma massa de sólidos estrategicamente acomodada ao longo do filtro para permitir a agregação da biomassa. É importante que haja condições que garantam uma ampla ventilação pelos intertícios das peças, mantendo o suprimento de oxigênio e garantindo o desenvolvimento das reações bioquímicas (JORDÃO et, al., 2005). Normalmente o material inerte é composto por pedregulhos, cascalhos, britas,

peças de plástico, etc. Atualmente, as peças de policloreto de polivinila (PVC) vêm ganhando destaque na fabricação devido ao fato de atenderem às características físicas favoráveis ao processo biológico, além de serem mais leves e de mais fácil aquisição e transporte se comparadas às pedras britadas (JORDÃO et al., 2005).

O sistema de filtro biológico caracteriza-se por sua fácil operação e manutenção, instalação barata e tolerância às variações de carga hidráulica e orgânica. Entretanto, sua eficiência é influenciada por fatores como a origem e idade do lixiviado. Como já mencionado anteriormente, a eficiência das técnicas biológicas dependem da recalcitrância do lixiviado. Logo, lixiviados mais velhos não apresentam um bom tratamento devido às altas concentrações de amônia e outros componentes químicos tóxicos (CAMPOS et al., 2003; RENO et al., 2008; HASSAN et al., 2014). Outra desvantagem dessa técnica é o entupimento do filtro que exige um monitoramento regular ao se tratar lixiviado.

De acordo com Jordão et al. (2005), é comum que haja a recirculação do material drenado para o filtro biológico. Esse processo apresenta como vantagens a diminuição do acúmulo de biomassa e colmatação do filtro, redução de odor e presença de vetores, melhoria da distribuição de carga e vazão no filtro durante o período de 24 horas, etc. É normal a instalação de filtros em série com diferentes maneiras de recircular o efluente para aumentar a eficiência do processo.

Batista et al. (2011) avaliaram a eficiência de 27 filtros biológicos no tratamento de esgoto doméstico, considerando diferentes cargas de alimentação e diferentes meios filtrantes. Os filtros foram preenchidos com quatro meios filtrantes sendo duas camadas de materiais orgânicos (bagaço de cana de açúcar, resíduo orgânico domiciliar e serragem de madeira) e duas de materiais inorgânicos (brita). O estudo foi realizado em escala de campo no período de Agosto a Novembro de 2009. Os resultados mostraram que os valores máximos de remoção de DBO e DQO para os filtros com bagaço de cana foram de, aproximadamente, 71 e 66%, respectivamente. Para a serragem de madeira, o máximo de remoção foi de, aproximadamente, 80% para ambos os parâmetros. Finalmente, para os filtros com resíduo orgânico, os valores máximos de remoção de DBO e DQO foram de, aproximadamente, 65 e 60%, respectivamente. Concluiu-se que os filtros biológicos aeróbios demonstraram eficiência de remoção dos poluentes para todos os meios filtrantes testados, além de serem uma técnica de baixo custo e fácil operação. Para a DBO, os filtros conseguiram realizar um tratamento que atendeu o padrão nacional permitido de lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Os fatores que podem afetar o desempenho do filtro biológico são: características do efluente; carga hidráulica e orgânica; ventilação; características do meio suporte; recirculação; eficiência das unidades de tratamento precedentes e temperatura (JORDÃO et al., 2005).

O processo de nitrificação também pode ocorrer no filtro biológico aeróbio. Consiste na oxidação da amônia em nitrato por bactérias nitrificantes, tendo o nitrito como intermediário. Esse processo é fundamental na redução de nitrogênio amoniacal, entretanto pode ser prejudicado pela presença de substâncias tóxicas e pela variação do pH e temperatura do lixiviado (MCBEAN, 1995 *apud* PIRES, 2002). Vale citar que a nitrificação só acontece em baixas vazões (METCALF & EDDY, 2003).

Já foram realizadas diversas pesquisas que analisam a eficiência de tratamento do lixiviado por filtros biológicos aeróbios. Um estudo realizado por Campo et al. (2003) avaliou o desempenho de um filtro biológico aeróbio no tratamento de lixiviado proveniente de um aterro sanitário do Estado do Rio de Janeiro. O filtro integra um sistema com três técnicas de tratamento, sendo ele a primeira técnica do sistema. As dimensões do filtro eram de 1,40m de altura com 1,70m de diâmetro e o meio filtrante era constituído de brita. A vazão de alimentação era baixa, porém não era controlada, apresentando variações ao longo do monitoramento do estudo. Durante o período de análise, o filtro apresentou eficiência na remoção de matéria orgânica, com uma remoção de 30% a 90% de DBO e 30% a 60% de DQO. O fósforo reduziu de 40% a 60% e o nitrogênio amoniacal ultrapassou os 90% de remoção. A alta remoção de nitrogênio amoniacal pode ser explicada por uma possível nitrificação. Os resultados mostraram que o filtro atendeu à variação de vazão do lixiviado ocorrido no período do estudo.

Xie et al. (2012), analisaram a eficiência de tratamento do lixiviado com dois filtros biológicos aeróbios construídos em escala de laboratório e em escala de campo. Nesse experimento, os filtros se distinguiam dos filtros biológicos tradicionais, devido ao fato de terem como meio drenante o próprio rejeito do aterro sanitário em que era coletado o lixiviado. Tanto o lixiviado quanto o rejeito foram coletados em um aterro sanitário em Shanghai. Vale ressaltar que o rejeito já era bem antigo, apresentando características estáveis. Na escala de laboratório, um dos filtros foi submetido à variação de carga orgânica e ambos foram submetidos às mudanças de temperatura (de 20°C para 10°C). Na escala de campo, a carga orgânica era constante e a temperatura variava de acordo com as condições climáticas do meio ambiente. Os resultados mostraram que:

- a) Na escala de laboratório, a eficiência de tratamento foi maior quando o carregamento hidráulico era menor. A mudança de temperatura também afetou o tratamento, tendo-se uma eficiência maior a temperatura maior (20°C).
- b) Na escala de campo as taxas médias de remoção de COD, DBO, N-amoniaco, N-total e Fósforo foram de $87 \pm 4.7\%$, $99 \pm 2.7\%$, $99 \pm 8.4\%$, $75 \pm 4.2\%$ e $99 \pm 1.2\%$, respectivamente para o conjunto de biofiltros.

Com esse estudo os autores puderam concluir que os filtros biológicos aeróbios utilizando rejeito antigo podem ser sim uma opção viável no tratamento de lixiviados. Importante levar em consideração fatores como a temperatura e a carga hidráulica aplicada que afetam o tratamento, como constatado na pesquisa.

É fundamental frisar que as eficiências, citadas anteriormente para tratamento de lixiviado ou de lodo de fossa, são muito dependentes das características desses materiais, que, como foi observado, apresentam grande variação na sua composição físico-química.

3. METODOLOGIA

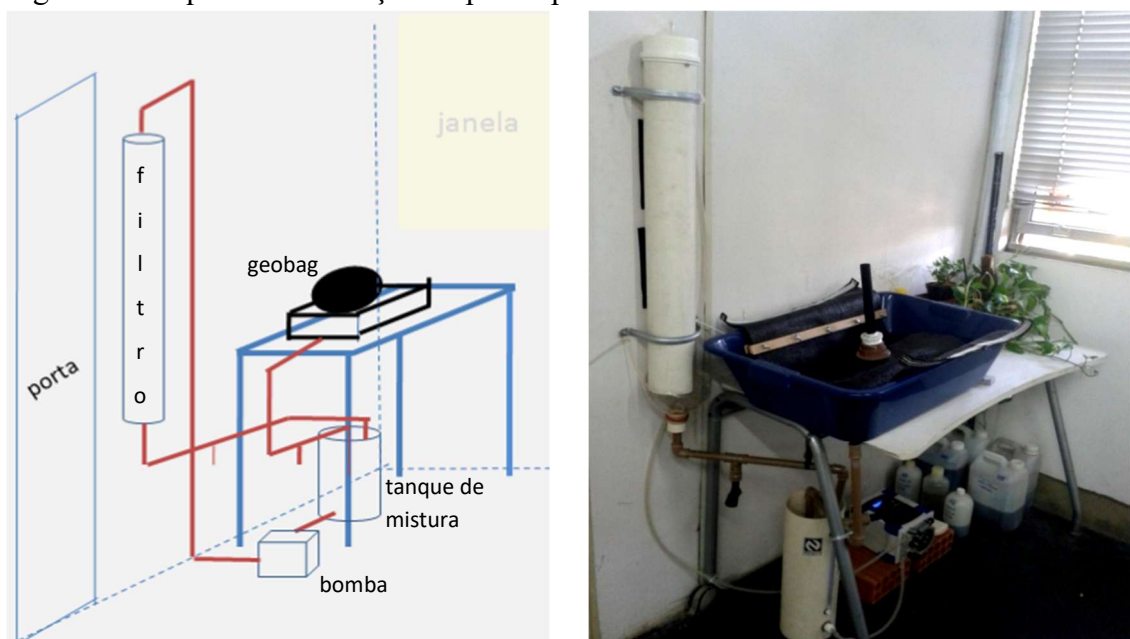
A metodologia deste trabalho abrange: A montagem do protótipo; a coleta e armazenamento das amostras; os ensaios preliminares com geobag e filtro biológico; a floculação da mistura lixiviado + lodo de fossa séptica; a caracterização físico-química das amostras; o ensaio de biodegradabilidade; a operação e monitoramento do sistema; a determinação da toxicidade das amostras; a caracterização do geobag e filtro biológico ao término da operação e; os testes estatísticos.

Vale ressaltar que o presente estudo foi realizado integralmente no Laboratório de Engenharia Sanitária (LES) do Departamento de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (DESMA/UERJ). O desenvolvimento da pesquisa foi em escala de laboratório, tendo como referência principal o estudo desempenhado por Coutinho (2015) em escala de campo.

3.1. Montagem do Protótipo

O protótipo foi montado visando a criação de um sistema de tratamento de lixiviado que englobasse as técnicas de geobag e filtro biológico em escala de laboratório. O sistema foi instalado nas dependências do LES. A Figura 3 mostra um esquema e o protótipo montado.

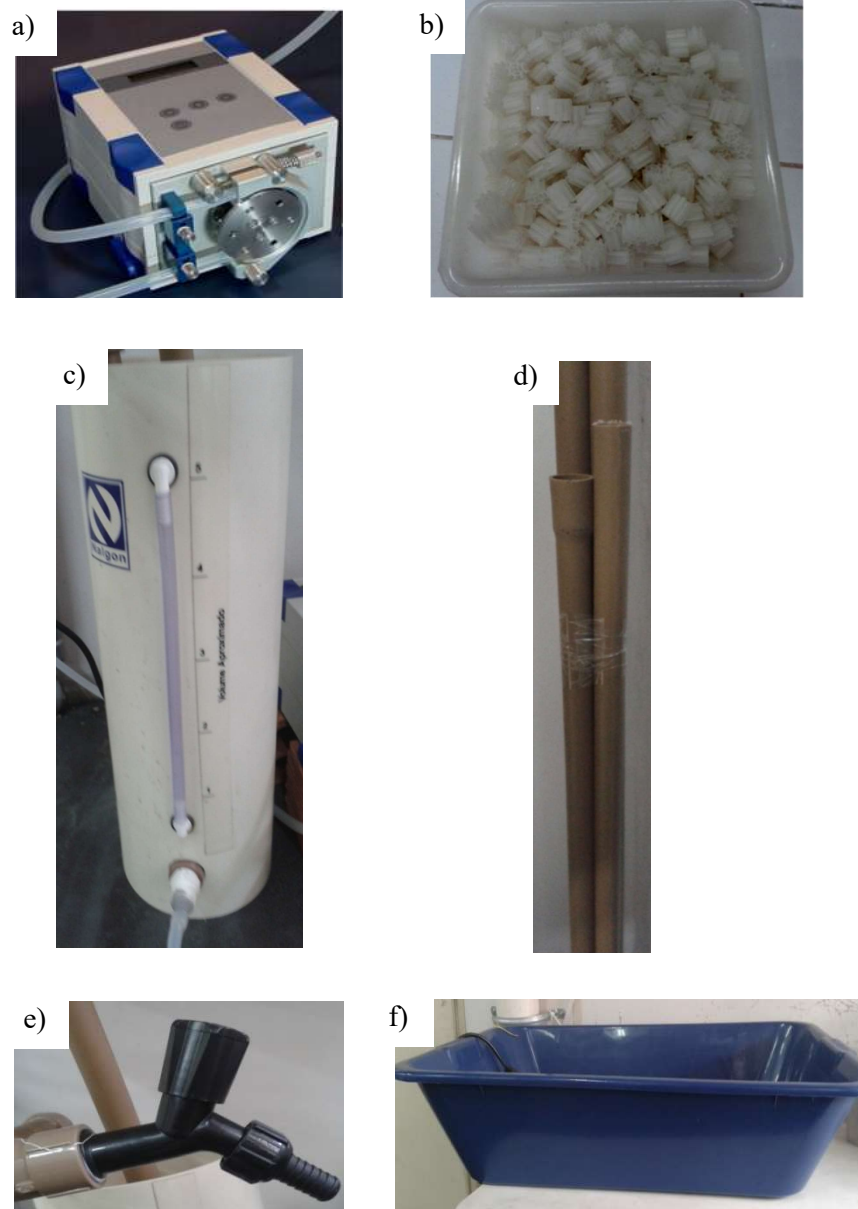
Figura 3 – Esquema e ilustração do protótipo montado



3.1.1. Materiais Utilizados

Para a construção do protótipo foi necessária a aquisição de uma bomba peristáltica e do material que constitui o leito do biofiltro (biomédias ou suportes), ilustrados. Os demais materiais foram adquiridos em lojas de material de construção (Figura 4).

Figura 4 – Materiais utilizados na montagem do protótipo



Legenda – a) Bomba peristáltica; b) Biomédias; c) Tanque de mistura; d) Tubos de PVC; e) Torneira; f) Bandeja coletora

A bomba peristáltica permitia manter a recirculação da mistura no filtro biológico. Para o meio drenante do biofiltro optou-se por uma biomédia de polipropileno (Figura 4b), comercializada pela empresa italiana Refill-Tech (Itália). Cada biomédia tinha dimensões de

1,5 cm de diâmetro por 1,5 cm de altura na forma de um cilindro sem paredes constituído de aletas longitudinais (modelo SAGM 500). Segundo dados do fabricante, o leito dessas peças arranjadas ao acaso apresenta área superficial específica de $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Um tanque de mistura foi cedido pelo próprio LES para receber o permeado do geobag e o líquido que percola o biofiltro. A estrutura do filtro biológico e as tubulações eram de PVC de diferentes diâmetros. Torneiras também foram instaladas para permitir a coleta das amostras nos pontos de interesse. Uma bandeja foi colocada para acomodar o geobag e facilitar seu manuseio. Além dos materiais apresentados na Figura 4, também foram utilizadas mangueiras de silicone acopladas à bomba para recircular a mistura, braçadeiras para a instalação do filtro na parede do laboratório e um funil para auxiliar a alimentação do geobag.

3.1.2. Características físicas do Geobag

O geobag, como mencionado no tópico 2.3, é constituído de um geotecido que permite a passagem do efluente através dos poros da trama do geotecido e retém o material mais sólido. Neste estudo foi utilizado um geobag de 42 cm de largura e 54 cm de comprimento (Figura 5) cedido pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Não se têm informações sobre as propriedades específicas desse geobag, tais como tipo de geotecido e porosidade da trama.

Figura 5 – Geobag utilizado no experimento



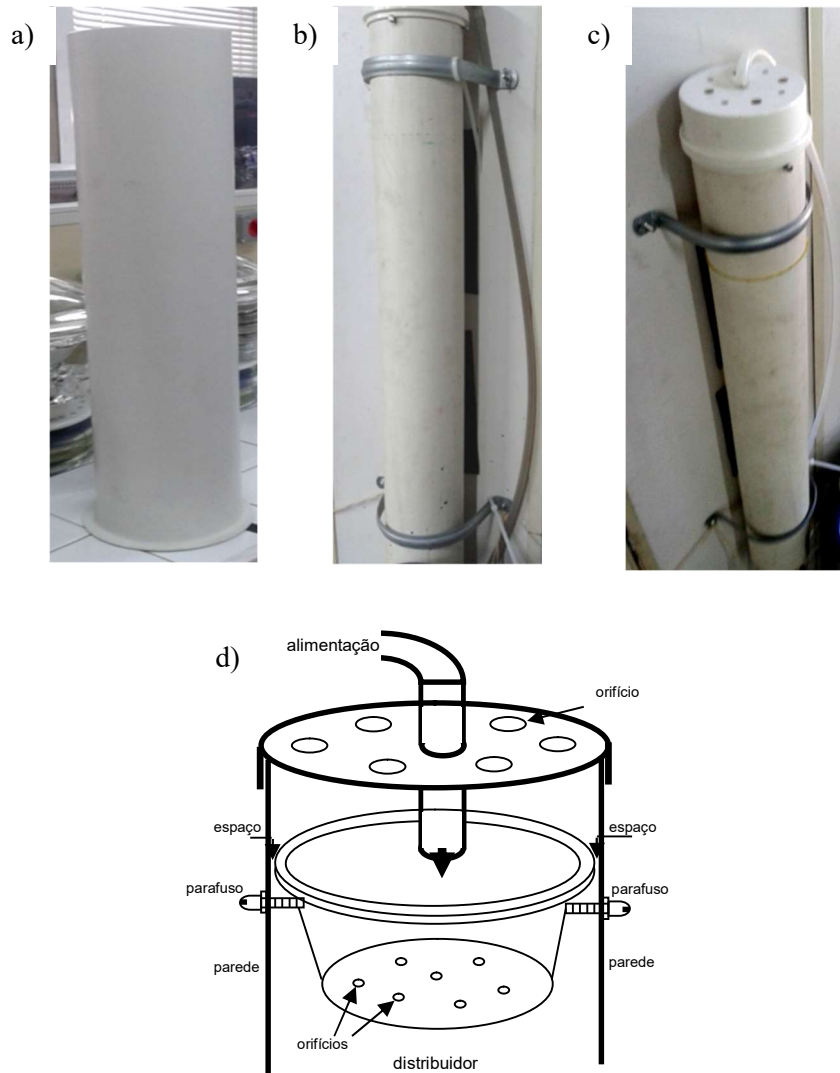
3.1.3. Características físicas do Filtro Biológico

O filtro biológico foi construído com um tubo de PVC de 9,8 cm de diâmetro e 1 m de altura (Figura 6). Com o auxílio de braçadeiras, esse tubo foi instalado em uma das paredes do LES. O interior do tubo foi preenchido com biomídias da base até a altura de 80 cm. O fundo

foi fechado com uma placa de plástico perfurada que permitia a passagem do efluente e mantinha estático o leito de biomédias.

A distribuição do líquido no topo do filtro era feita com um dispositivo perfurado sobre o qual sempre se mantinha um nível de líquido de cerca de 1,5 cm. Uma ilustração desse dispositivo instalado no interior do filtro é mostrada na Figura 6 d).

Figura 6 – Estrutura do filtro



Legenda – a) Parte cilíndrica não montada; b) Filtro montado e fixado; c) Vista do topo do filtro; d) Distribuidor interno de líquido

3.2. Coleta e armazenamento das amostras

As amostras de lixiviado bruto foram coletadas de lagoas de acumulação de dois aterros sanitários localizados no Estado do Rio de Janeiro. O período de coleta foi do final do ano de 2015 ao primeiro semestre de 2016. O lodo de fossa séptica foi coletado de caminhões limpa-fossa durante o primeiro semestre e início do segundo semestre de 2016. As coletas de ambos os materiais foram realizadas em bombonas de plástico de 5 a 20 litros. A estocagem se deu no LES em temperatura ambiente. Na Figura 7 são apresentados alguns dos recipientes usados para coleta dos materiais.

Figura 7 – Bombonas com lixiviado e lodo de fossa séptica



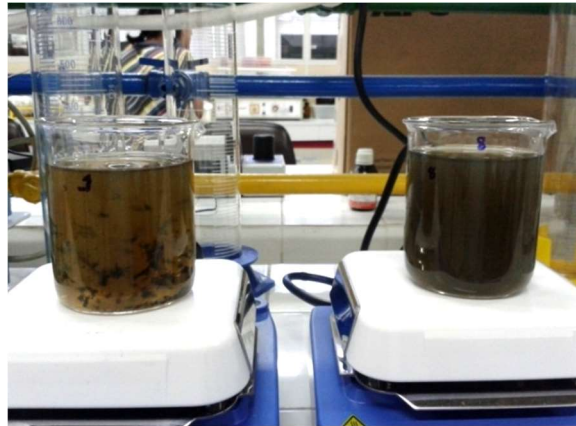
3.3. Floculação da mistura lixiviado + lodo de fossa

Sabe-se que o efluente a ser tratado no sistema é uma combinação de lodo de fossa séptica + lixiviado. Essa mistura foi realizada com a proporção de 4:1 (4 lodo de fossa séptica + 1 lixiviado) seguindo a proporção utilizada por COUTINHO (2015). Além disso, para que a ação do geobag fosse potencializada, acrescentou-se um flocculante à mistura. O polímero utilizado como flocculante foi o IFLOC 508 (IWT Services, Brasil), mesmo flocculante usado no estudo de COUTINHO (2015).

Foi decidido alimentar diariamente o geobag com 2,5 L da mistura submetida previamente à floculação. Para determinar o teor de flocculante usado em cada caso, realizavam-se ensaios prévios com a mistura a ser utilizada. O ensaio para determinar a dosagem do flocculante se deu da seguinte maneira: Adicionou-se uma determinada quantidade de solução mãe do IFLOC 508 de concentração de 10 g.L^{-1} a um bécher contendo 200 mL da

mistura (4:1). As quantidades adicionadas variaram de 8 a 14 mL. A agitação magnética branda se iniciava e era mantida por 3 min. Em seguida diminuía-se a agitação, que era mantida por mais 7 min. Após a agitação, o frasco foi deixado em repouso por 5 min e, então, com auxílio de uma seringa coletou-se amostra do meio do bécher para determinação da turbidez. Mediu-se também a turbidez da mistura sem o flocculante logo após agitação para manter em suspensão os sólidos originalmente presentes. A Figura 8 apresenta dois béchers, com diferentes quantidades do flocculante na mistura, sendo submetidos à agitação magnética.

Figura 8 – Ensaio da dosagem do flocculante



Da Figura 8 já é possível observar visivelmente a atuação do polímero como agente flocculante no bécher da esquerda. Não necessariamente uma quantidade maior de flocculante proporcionava uma ação maior de flocculação. Tal fato pôde ser comprovado neste ensaio.

Nos ensaios, a menor turbidez atingida definia a concentração ideal de polímero nas soluções de 200 mL da mistura, porém ainda era necessário fazer o cálculo do volume de polímero na solução de 2,5 L da mistura, que, como citado acima, era a quantidade a ser alimentada diariamente no sistema. Para isso foi utilizada a Equação 2.

$$C = m_P / v_T \quad (2)$$

Em que “C” representava a concentração ideal de polímero em 200 mL da mistura, “m_P” era a massa total de polímero (volume do polímero vezes a concentração de 10 g.L⁻¹ de polímero na solução mãe com água) e “v_T” o volume total (volume de 2,5 L da mistura + volume da solução do polímero). A partir da Equação 2 foi possível formular a Equação 3, deixando como variável a ser descoberta o volume da solução do polímero a ser utilizado na mistura de 2,5 L.

$$C = (v_P \cdot 10) / (v_P + 2,5) \quad (3)$$

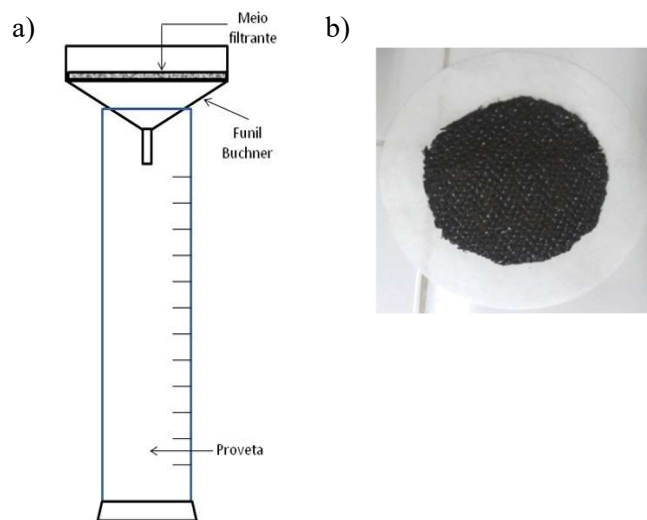
A cada novo teste de floculação, uma nova concentração (C) era encontrada e, com isso, um novo volume do polímero (v_P) era calculado. Todos os volumes de polímero calculados serão apresentados no tópico de Resultados.

Vale ressaltar que esses ensaios foram realizados a cada nova coleta de lodo de fossa séptica, pois era muito variável o teor de sólidos desse material, com exceção apenas da segunda coleta de lodo ocorrida em abril de 2016.

3.4. Ensaio preliminar com o Geobag

Foi realizado um ensaio preliminar para se conhecer a ação de filtração do material do geobag. Para isso, cortou-se um pedaço do tecido do geobag, que não foi utilizado para confeccionar a unidade usada em laboratório. Esse pedaço de 7,48 cm de diâmetro foi posicionado dentro de um funil Buchner apoiado em uma proveta de 2 L. O pedaço de geobag, que estava servindo de meio filtrante, possuía uma área de filtração de 43,9 cm. Na Figura 9 encontra-se uma representação deste ensaio com o tecido de geobag cortado e o esquema montado para a realização do teste de filtração.

Figura 9 – Ensaio de filtração do Geobag



Legenda – a) Esquema montado com proveta, funil e meio filtrante; b) Tecido de geobag cortado para o teste de filtração

Preparou-se uma mistura de 3 L de lodo de fossa e lixiviado (proporção 4:1). Também foi acrescida à mistura 180 mL de solução do floculante com concentração de 5 g.L^{-1} . O conteúdo foi homogeneizado com o auxílio de um agitador e, então, vertido no funil. De

tempos em tempos, media-se o volume filtrado. O gráfico gerado do volume filtrado versus tempo de filtração encontra-se no tópico de Resultados.

3.5. Ensaio preliminares com o Filtro Biológico

3.5.1. Medidas da biomídia (recheio)

O leito do biofiltro é formado por peças de plástico (Figura 10) que servem como suporte para a adesão de biomassa (micro-organismos). Esse meio também é conhecido como recheio. Foram realizadas algumas medidas para obter-se o maior conhecimento possível sobre essas peças, bem como sobre o seu comportamento individual e em conjunto.

Figura 10 – Peças que formam a biomídia



Massa média de cada peça do recheio (m_i)

Pesou-se um número grande de peças do recheio e dividiu-se o peso aferido pelo número de elementos. Tal processo foi realizado três vezes para garantir precisão da medida.

Número de elementos por unidade de volume do leito (n)

Em uma proveta de 2 L adicionou-se as peças do recheio até completar o volume. Em seguida, foi contado o número de peças utilizadas.

Volume e Densidade das peças do recheio (v_i, ρ_i)

O volume e a densidade das peças do recheio foram determinados da seguinte maneira: Em uma proveta de 1 L colocou-se um volume conhecido de um líquido com densidade menor que a da água. No caso foi usado 150 mL de etanol (95%). Acrescentou-se 15 peças do recheio que, por serem mais densas, iam para o fundo da proveta. O novo volume com a presença das peças foi medido e a diferença de nível na interface líquido-ar dos dois volumes (com as peças e sem as peças) foi calculado dando origem ao volume de fluido

deslocado (v_f). Tendo os valores do volume de fluido deslocado (v_f), da massa das peças adicionadas (m_i) e o número de elementos (n), pôde-se calcular o volume de cada elemento (Equação 4) e sua densidade (Equação 5).

$$v_i = v_f / n \quad (4)$$

$$\rho_i = m_i / v_i \quad (5)$$

Densidade aparente ou densidade do leito (ρ_L)

Em um bécher de 1 L foi adicionado uma dada quantidade de peças do recheio até alcançar um volume pré-determinado (neste caso, o volume escolhido foi o de 900 ml, mas poderia ter sido qualquer outro). O bécher foi pesado vazio e posteriormente com as peças do recheio. Dessa forma determinou-se a massa do recheio (m_R). Antes da pesagem, vibrou-se um pouco o recipiente para promover a acomodação do leito. Conhecendo-se o volume ocupado pelo leito (v_L , que foi de 900 ml) e a massa (m_R), pôde-se calcular a densidade do leito (Equação 6):

$$\rho_L = m_R / v_L \quad (6)$$

Porosidade do leito (ε)

Em uma proveta de 2 L foi adicionado o recheio até um determinado volume da proveta (esse volume representa o volume das peças + o volume dos vazios entre as peças, V) de modo que ele se acomodasse adequadamente no recipiente. Um peso foi colocado sobre o leito para evitar flutuação. Em seguida, acrescentou-se água lentamente até que todo o recheio ficasse coberto. Essa quantidade de água foi sendo registrada até o valor final que cobriu o recheio. Esse valor representa o volume de água adicionado (v_a). A diferença de volumes ($V - v_a$) é a ocupada pelo recheio (v_r) e o volume adicionado corresponde ao volume de vazios ($v_v = v_a$). Tendo essas informações, calculou-se a porosidade do leito (Equação 7).

$$\varepsilon = v_v / V \quad (7)$$

Tal procedimento foi realizado mais de uma vez com diferentes volumes de recheio e de água adicionada para garantir a precisão do cálculo da porosidade.

3.5.2. Retenção Estática (β_s) e Retenção Dinâmica (β_d)

A retenção estática e dinâmica são duas formas de conhecer o comportamento do filtro biológico, no que diz respeito ao escoamento. Basicamente se restringem em saber quanto do fluido percola e quanto fica retido no recheio. Esses ensaios foram realizados no filtro com recheio, porém ainda sem micro-organismos. O fluido testado foi a água.

O ensaio de retenção estática foi realizado da seguinte maneira: Alimentou-se o filtro (já preenchido com o recheio) com um volume conhecido de água (V_o , que no experimento foi de 2 L). Em seguida, coletou-se e mediu-se o volume de água que percolou pelo filtro (V_f) em um período de 10 minutos com o auxílio de uma proveta. O volume retido no filtro (V_s) pôde ser calculado através da expressão $V_s = V_o - V_f$. Vale ressaltar que o volume de líquido retido nas tubulações foi desprezado em ambos os ensaios por ser muito baixo. O volume do leito (V_L) também foi determinado multiplicando-se a área do filtro pela altura do leito (Equação 8). Com essas informações e mais o valor da porosidade do leito (ϵ , Equação 7), pôde-se calcular β_s (fração de vazio do leito ocupada pelo líquido uma vez cessado o escoamento) através da Equação 9.

$$V_L = (\pi.D^2/4).h \quad (8)$$

Sendo D o diâmetro do filtro e h é altura do leito.

$$\beta_s = V_s/\epsilon.V_L \quad (9)$$

O ensaio de retenção estática foi realizado várias vezes, sempre com uma nova alimentação de 2 L de água para garantir uma precisão do valor de β_s . A cada nova análise, um novo β_s era calculado. No final, um valor médio foi calculado.

Na retenção dinâmica, a bomba foi ligada e a água recirculada pelo filtro biológico por 30 minutos a uma vazão de 1 L.min^{-1} . Adotou-se esta vazão, pois seria a vazão utilizada no sistema quando este estivesse em operação. A coleta da água que percolou pelo filtro ocorreu imediatamente após a interrupção abrupta da alimentação com o desligamento da bomba. A água percolada foi coletada por 10 minutos a partir do momento em que a bomba foi desligada. O volume coletado (V_d), a porosidade do leito (ϵ , Equação 7) e o volume do leito (V_L , Equação 8) foram usados para calcular β_d (fração de vazio do leito ocupada pelo líquido em escoamento), Equação 10.

$$\beta_d = V_d/\epsilon V_L \quad (10)$$

3.5.3. Inoculação do Filtro Biológico

Antes que o sistema entrasse em operação foi necessária a inoculação do filtro biológico. A inoculação consistiu na recirculação do material (lixiviado + lodo de fossa séptica + flocculante) por um período de 48h para garantir a presença de micro-organismos no momento que se desse início a operação. Ela foi realizada dois dias antes do sistema começar a operar.

Vale ressaltar que a vazão de 1 L.min⁻¹ foi a adotada no sistema. Essa vazão foi utilizada nos testes de retenção dinâmica e estática. Entretanto, na metade do período de operação a vazão foi alterada para 500 ml.min⁻¹ devido ao frequente rompimento de mangueiras de silicone sob operação na vazão anterior.

3.6. Caracterização físico-química das amostras

A caracterização físico-química ocorreu nas amostras de lixiviado bruto, no lodo de fossa séptica, na mistura (4:1 sem flocculante) antes do geobag, na mistura (4:1 com flocculante) depois do geobag, e na mistura (4:1 com flocculante) depois do filtro biológico, totalizando sempre cinco pontos de análises (uma melhor explicação dos pontos de coleta será dada no sub-tópico 3.8.1.).

Os parâmetros foram analisados segundo os métodos descritos em AWWA (APHA, 2012) e podem ser observados na Tabela 7.

Tabela 7 – Parâmetros físico-químicos e seus métodos de análises

Parâmetros	Métodos em APHA, 2012
pH	4500–H ⁺ B
Condutividade (S.cm ⁻¹)	2510 B
Turbidez (NTU)	2130 B
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	5220 D
COD (mg C.L ⁻¹)	5310 B
Abs 254nm	5910 B
Nitrogênio Amoniacal (mg N–NH ₃ .L ⁻¹)	4500–NH ₃ D
Sólidos dissolvidos e suspensos totais (mg.L ⁻¹)	2540 C
Fósforo Total (mg P.L ⁻¹)	4500–P E

As análises ocorriam semanalmente, entretanto a frequência de análise variava de acordo com o parâmetro, como pode ser observado na Tabela 8.

Tabela 8 – Frequência de análise para cada parâmetro

Parâmetros	Frequência de análises
pH	4 x na semana
Condutividade	4 x na semana
Turbidez	4 x na semana
DQO	3 x na semana
COD	1 x na semana
Abs 254nm	1 x na semana
Nitrogênio Amoniacal	2 x na semana
Sólidos dissolvidos e suspensos totais	2 x na semana

As análises de fósforo total só foram feitas duas vezes ao longo de toda a operação, por isso não aparecem na Tabela 8.

3.7. Ensaio de biodegradabilidade

Antes do início da operação do sistema foi realizado um ensaio de biodegradabilidade para se ter um conhecimento do potencial de biodegradação da mistura.

3.7.1. Materiais

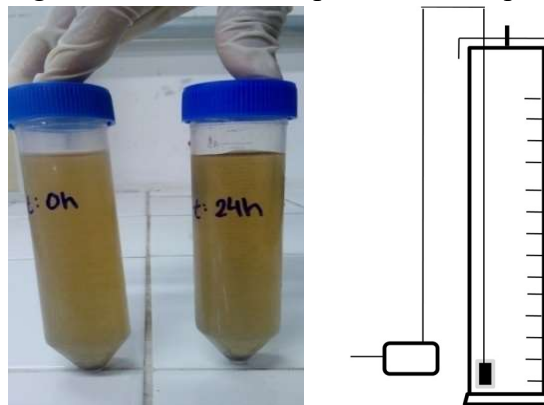
Para o ensaio foram necessários os seguintes materiais: 200 mL da mistura de lixiviado + lodo de fossa séptica (4:1) já submetida à floculação; 5 mL de uma solução contendo KH_2PO_4 (a solução de KH_2PO_4 foi preparada usando 86 mg desse sal em 50 mL de água); 50 mL de lodo ativado; filme de plástico ou parafilme; uma proveta de 250 mL; e uma bomba de aquário.

3.7.2. Procedimento

O procedimento do ensaio durou seis dias. No primeiro dia foi adicionado à proveta 50 mL de lodo ativado, 200 mL da mistura de efluentes e 5 mL da solução de nutrientes (fonte de fósforo). Acionou-se a bomba de aquário de modo que a aeração permitisse a movimentação não excessiva do lodo. O topo da proveta foi coberto com filme plástico, deixando-se um

espaço pequeno para o escape do ar. Após 24 horas, a bomba foi desligada e foram aguardados 30 min para o lodo ativado sedimentar. Depois desse período, a fase líquida sobrenadante foi drenada, deixando-se apenas o lodo sedimentado na proveta. Adicionou-se em seguida o volume da mistura para completar 250 mL e mais 5 mL de solução de nutrientes. Novamente a bomba foi ligada e deixada em operação por mais 24 horas. Esse procedimento foi repetido por quatro vezes, ou seja, quatro dias. No quinto dia, imediatamente após ligar a bomba, retirou-se uma amostra do conteúdo da proveta. Essa amostra foi centrifugada (por 5 min a 3.500 rpm), colocada no refrigerador e nomeada como $t=0h$. No dia seguinte, que foi o último dia do ensaio, repetiu-se o mesmo procedimento do dia anterior, porém a amostra gerada foi nomeada como $t=24h$. A justificativa para essas nomenclaturas se deve ao fato da diferença de tempo de coleta entre uma amostra e a outra ser de 24h. Após a coleta das amostras, as mesmas foram submetidas à análise de DQO. Segue a Figura 11 com as imagens do ensaio.

Figura 11 – Amostras e proveta com aquário



3.8. Operação e monitoramento do sistema

A operação do sistema teve início no dia 19 de abril de 2016 e durou até o dia 15 de setembro de 2016. A alimentação do geobag ocorria diariamente (exceto aos domingos), assim como as análises físico-químicas. A bomba funcionava 24h por dia, sendo desligada apenas no momento da alimentação do geobag.

3.8.1. Rotina de operação

Todos os dias uma nova mistura de lixiviado e lodo de fossa na proporção 4:1 era preparada e logo coletava-se uma amostra de aproximadamente 50 mL (ponto 1) para futuras

análises. Acrescentava o polímero à mistura e alimentava-se o geobag com 2,5 L dessa mistura (2 L de lodo de fossa e 500 mL de lixiviado, respeitando a proporção 4:1 mais o polímero que correspondia a uma quantidade bem baixa) e esperava-se o escoamento do material para o tanque de mistura, onde ocorria a coleta do ponto 2 . Após esse procedimento a bomba era ligada para permitir que o material chegasse até o filtro biológico. Na saída do filtro localizava-se o último ponto de coleta (ponto 3). A mistura percolava pelo filtro biológico, escoava para o tanque de mistura e era bombeada novamente para o filtro. Este ciclo durava até a próxima alimentação (em geral após 24 horas). Algumas dessas ações podem ser observadas na Figura 12.

Figura 12 – Algumas etapas da operação do sistema

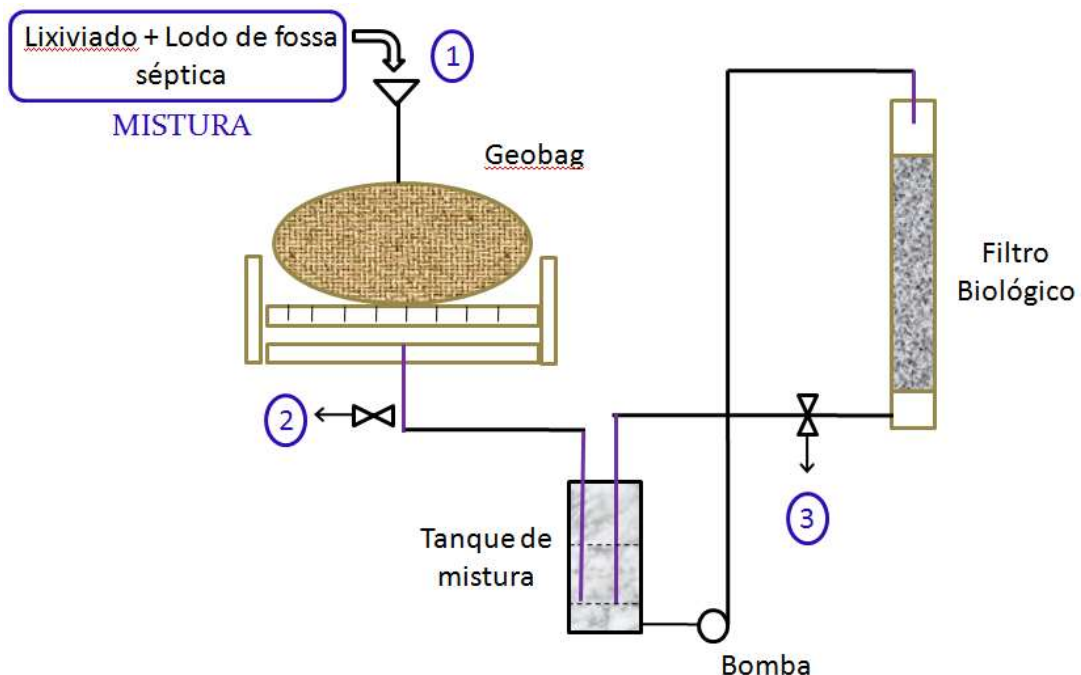


Legenda – a) e b) Preparação da mistura de lixiviado + lodo de fossa; c) Coleta no ponto 3; d) Alimentação no geobag.

Vale ressaltar que as coletas do ponto 3 eram realizadas antes do preparo de uma nova mistura, pois era necessário um período de 24h para deixar a mistura do dia anterior em contato com os micro-organismos e, assim, permitir um possível tratamento biológico.

Resumindo: Todos os dias havia coleta nos três pontos, porém a coleta do ponto 3 representava o material que havia sido preparado no dia anterior, enquanto que nos pontos 1 e 2 a coleta do dia era do material preparado daquele mesmo dia. Um esquema da operação do sistema pode ser observado na Figura 13.

Figura 13 – Operação do sistema e os pontos de coleta



Legenda: A mistura é preparada e uma alíquota é coletada (ponto 1). Esse processo ocorre antes do geobag como é mostrado na figura. Em seguida, é acrescido o polímero à mistura que é alimentada no geobag e escoada para o tanque de mistura. Na tubulação que liga o geobag ao tanque encontra-se o ponto de coleta 2. A bomba alimenta o filtro biológico com o material que estava no tanque de mistura. Na tubulação que liga a saída do filtro ao tanque de mistura encontra-se o ponto de coleta 3.

A cada novo dia, o material que estava sendo bombeado era coletado no ponto 3 para, posteriormente, ser drenado, descartado e um novo material era preparado. Com isso, não havia acúmulo de material no tanque de mistura. A rotina seguia repetidamente durante todo o período de operação, com algumas ressalvas no mês de agosto devido à UERJ estar fechada por conta das Olimpíadas 2016.

Como mencionado anteriormente, a bomba era desligada no momento da alimentação e permanecia assim até o seu fim. Neste período, a mangueira da bomba era trocada. Devido a alguns rompimentos de mangueiras estabeleceu-se um período de troca de 3 vezes por

semana. A vazão de trabalho que inicialmente era de $1 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ foi alterada para $500 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ para evitar os rompimentos das mangueiras.

3.8.2. Fases do trabalho

Ao longo do trabalho foi observado que tanto as análises físico-químicas quanto a própria eficiência do sistema sofria variações a cada novo lodo de fossa que era utilizado. Com isso, foi tomada a decisão de avaliar a operação e a eficiência do trabalho por fases, sendo que cada fase corresponde ao uso de um lodo de fossa séptica diferente. A Tabela 9 apresenta as fases, as datas de coleta dos lodos de fossa séptica, as identificações das amostras e a duração de cada fase aproximadamente.

Tabela 9 – Datas da coleta de lodo, fases do trabalho, duração da fase e identificação das amostras

Data de coleta do lodo	Identificação da amostra	Fases	Duração da fase (aprox.)
27/02	226	1	1 mês
30/04	243	2	1 mês
31/05	1	3	2 meses
07/07	29	4	1 mês
03/08	34	5	1 mês

As fases tinham durações diferentes porque dependiam do estoque de lodo de fossa séptica. As coletas nem sempre eram realizadas com as mesmas quantidades. Além disso, muitas vezes a coleta não era realizada, pois nem sempre apareciam caminhões de limpa-fossa com lodo de fossa séptica para despejo na ETE. Tal fato se tornou um grande obstáculo a esta pesquisa, pois ocorreram períodos em que não foi possível coletar lodo, o que prejudicou a operação do sistema.

Vale ressaltar que a diferença principal entre os lodos era a quantidade de sedimentos. Esse fator influenciou diretamente na atuação do floculante, que passou a ser ineficiente nas amostras com poucos sedimentos.

Os lixiviados coletados (total de quatro amostras coletadas – 225, 240, 213 e 30) não apresentaram características tão discrepantes quanto o lodo de fossa, por esse motivo, apenas o lodo foi o fator que levou à mudança de fases ao longo da operação.

3.9. Toxicidade aguda das amostras

Os ensaios de toxicidade aguda foram realizados no lixiviado bruto, no lodo de fossa séptica, na mistura (4:1 sem floculante) antes do geobag, na mistura (4:1 com floculante) depois do geobag, e na mistura (4:1 com floculante) depois do filtro biológico. Os organismos testados foram *Aliivibrio fischeri* e *Daphnia simillis*, seguindo as metodologias descritas em NBR 15411-3 (ABNT, 2012) e NBR 12713 (ABNT, 2009), respectivamente. O período de ensaios foi do mês de junho ao mês de agosto.

3.9.1. *Aliivibrio fischeri*

Aliivibrio fischeri é uma espécie de bactéria marinha luminescente que atua como decompositor sendo considerado um organismo forte e não patogênico. A bioluminescência da bactéria varia de acordo com as condições do meio, logo, em um ambiente tóxico a emissão de luz diminui. Esse fato acontece, pois as substâncias tóxicas podem inibir o metabolismo das bactérias (CUNHA, 2011).

De acordo com Barreto (1995), o ensaio consiste basicamente em avaliar a bioluminescência perdida das bactérias em distintas concentrações da amostra, tendo como referência a bioluminescência da amostra controle (amostra sem a presença do efluente a ser analisado).

As análises foram realizadas no LES seguindo a norma NBR 15411-3(ABNT, 2012). O equipamento utilizado foi o Microtox SDI (modelo 500). As amostras a serem analisadas foram diluídas com uma solução NaCl 2% (diluyente) e colocadas em cubetas. Cada cubeta recebeu 0,9 mL da amostra diluída + 0,1 mL da suspensão contendo bactérias. A leitura do ensaio foi determinada com a utilização do software Microtox OMNI 4.1 em um período de 30 minutos. Todas as diluições foram lidas, inclusive a amostra controle que teve como substância de referência o zinco ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ 3,42 mg.L⁻¹). Os resultados foram expressos em CE50, concentração efetiva em que 50% da bioluminescência é perdida. A não perda de luz significava ausência de toxicidade (COUTINHO, 2015).

3.9.2. *Daphnia simillis*

Daphnia simillis, também conhecida como pulga d'água, é um microcrustáceo de água doce que atua como consumidor primário na cadeia trófica. Os organismos atingem de 0,5 a

5,0 mm de comprimento e possuem uma carapaça bivalve transparente pelo corpo, com exceção da cabeça e antenas (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Esse microcrustáceo é amplamente utilizado em testes de toxicidade devido à facilidade de cultivo em laboratórios e por ser sensível a diversos elementos tóxicos. Ensaios com esse organismo têm custos menores do que os realizados com outros organismos. A toxicidade é avaliada pela imobilidade dos organismos.

Os ensaios foram realizados no LES seguindo a norma NBR 12713 (ABNT, 2009). Foram usados indivíduos jovens (6 à 24 horas de idade) provenientes de uma cultura de fêmeas de 7 à 28 dias. Para a realização do teste preparou-se amostras em concentrações que variavam de 0,78% à 25% diluídas em água de cultivo. 10 mL de cada solução eram colocados em tubos de ensaio com a presença de 5 organismos. Os ensaios foram feitos em quadruplicadas, somando 20 indivíduos por diluição. Todas as diluições foram lidas, inclusive a amostra controle que teve como substância de referência o cloreto de sódio ($\text{NaCl } 2 \text{ g.L}^{-1}$). Para tais procedimentos utilizou-se a incubadora Ethik Technology® com um sistema de fotoperíodo de 48 horas de duração (16 horas de luz e 8 horas de escuro) e temperatura de 20°C. Para a *Daphnia similis*, a CE50 é determinada pela imobilidade dos indivíduos. Para o tratamento dos dados utilizou-se o software TRIMMED SPEARMAN-LCPIN.

3.10. Caracterização do geobag e filtro biológico ao término da operação

A operação foi finalizada em meados de setembro e em outubro o sistema foi desmontado. Neste processo, pôde-se avaliar e analisar como ficou o interior do geobag e do filtro biológico.

3.10.1. Abertura e caracterização do geobag

O geobag foi rasgado com o auxílio de uma tesoura (Figura 14) e o material (sedimento) de seu interior foi analisado visualmente e também com o tato e o olfato. Foi medida a profundidade desse material em diferentes pontos do geobag para avaliar se a distribuição ocorreu de forma uniforme ou não.

Figura 14 – Geobag sendo cortado



Três amostras foram retiradas do sedimento, uma da superfície, outra localizada no meio (com cerca de 3 cm de profundidade) e a última do fundo (cerca de 6 cm de profundidade). Essas amostras foram colocadas em pequenos sacos de plásticos para posteriormente serem submetidas à análise de sólidos (Figura 15).

Figura 15 – Amostras ensacadas e posteriormente submetidas à análise de sólidos



3.10.2. Desmontagem e caracterização do filtro biológico

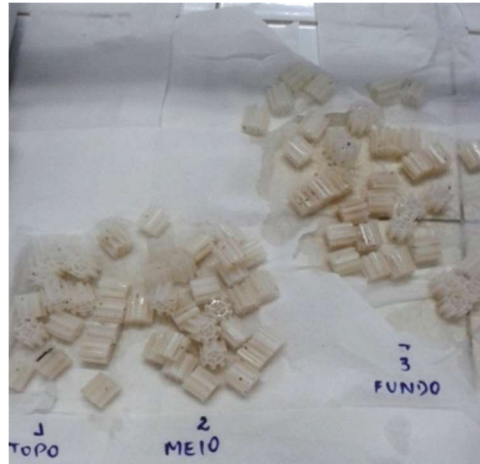
Com o fim da operação, o filtro biológico foi desmontado da parede do LES e as peças de plástico que formavam o recheio foram analisadas a olho nu e por microscopia ótica (Figura 16). O microscópio pertencia à marca Nikon (modelo Eclipse E200-LED).

Figura 16 – Recheio retirado do interior do filtro



As peças foram separadas em grupos que representavam o topo, o meio e o fundo do filtro. De cada grupo foram retiradas algumas peças (de 15 a 20 peças) para fazer as análises (Figura 17).

Figura 17 – Peças separadas em grupos



As peças foram raspadas com o auxílio de uma espátula e o material raspado foi colocado em uma lâmina para ser observado no microscópio. Este equipamento foi utilizado para a averiguação da existência de micro-organismos aderidos ou retidos nas peças.

3.11. Análises Estatísticas

Análises estatísticas foram realizadas em alguns parâmetros, depois da compilação dos resultados, para comparar os dados amostrais. Os parâmetros avaliados foram conduzidos à análise de variância pelo Teste F e as médias de cada tratamento foram comparadas pelo Teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade de erro, utilizando-se, para tanto, o software WinStat® (Machado e Conceição, 2007).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste tópico serão apresentados os resultados de cada etapa descrita na metodologia, bem como o resultado do desempenho global do sistema de tratamento e da toxicidade. Também ocorrerá a discussão de tais resultados e análises estatísticas de alguns parâmetros.

4.1. Etapa de floculação e sua contribuição no tratamento

A floculação da mistura lixiviado + lodo de fossa (4:1) agia como um tratamento preliminar antes da entrada da mistura no geobag. Como já mencionado anteriormente, ao longo da operação foram presenciadas diferentes floculações nos lodos. Lembrando que a cada lodo de fossa coletado um novo teste de floculação era realizado na mistura. A atuação do polímero foi melhor em lodos com mais sedimentos.

Na fase 1, lodo 226 coletado em 27 de fevereiro de 2016, o teste de floculação resultou em uma concentração de polímero ideal de $0,3 \text{ g.L}^{-1}$ e em um volume a ser adicionado de polímero de 77 mL na mistura de 2,5 L de lixiviado e lodo, calculado pela Equação 3. Na fase 2, lodo 243 coletado em 30 de Abril de 2016, infelizmente não foi realizado um novo teste de floculação e o volume de polímero utilizado no sistema de tratamento foi o mesmo do da fase 1. Na fase 3, lodo 1 coletado em 31 de Maio de 2016, a concentração de polímero ideal foi de $0,23 \text{ g.L}^{-1}$ e o volume de polímero adicionado foi de 59 mL. Na fase 4, lodo 29 coletado em 7 de Julho de 2016, a concentração de polímero ideal foi de $0,067 \text{ g.L}^{-1}$ e o volume de polímero adicionado foi de 17 mL. Na fase 5, lodo 34 coletado em 3 de Agosto de 2016, a concentração de polímero ideal foi de $0,005 \text{ g.L}^{-1}$ e o volume de polímero adicionado foi de 8 mL. Observa-se que na última fase, o volume de polímero utilizado foi baixo e durante esse ensaio a floculação não foi bem sucedida. Tal acontecimento pode ser justificado pelo fato dessa última amostra de lodo quase não apresentar sedimentos, prejudicando a ação do polímero como agente floculante.

4.2. Biodegradação da mistura lixiviado + lodo de fossa séptica

O ensaio de biodegradabilidade foi feito para se conhecer o potencial de biodegradação da mistura de lixiviado e lodo de fossa na proporção 4:1. Foram realizados dois ensaios. O primeiro antes do início da operação e o segundo já no final da operação.

No primeiro ensaio (lixiviado 225 e lodo 226), o teste foi realizado na mistura com polímero. Foram analisadas a DQO das amostras $t=0h$ e $t=24h$ para verificar o quanto foi degradado em um período de 24h (explicação mais detalhada no tópico 3.7). Neste ensaio a DQO de $t=0h$ e $t=24h$ foram de 758 mg de $O_2.L^{-1}$ e 643 mg de $O_2.L^{-1}$ respectivamente. Ou seja, a redução de DQO foi de aproximadamente 15%, redução baixa, típica de efluentes com alto teor de substâncias recalcitrantes.

No segundo ensaio (lixiviado 30 e lodo 34), foi realizado um teste de biodegradabilidade na mistura dos efluentes sem polímero e na mistura após o geobag (neste caso já com polímero). A intenção de se refazer esse teste foi a de se comprovar que, de fato, o geobag não estava apresentando um bom desempenho no que diz respeito à redução de matéria orgânica. Na mistura sem polímero a DQO de $t=0h$ e $t=24h$ foi de 1101 mg de $O_2.L^{-1}$ e 906 mg de $O_2.L^{-1}$, respectivamente. Na mistura após o geobag a DQO de $t=0h$ e $t=24h$ foi de 1095 mg de $O_2.L^{-1}$ e 914 mg de $O_2.L^{-1}$, respectivamente. Comparando somente os valores encontrados nas amostras de $t=0h$ (1101 e 1095) e depois nas de $t=24h$ (906 e 914,2) nota-se quase nenhuma diferença, ou seja, realmente o geobag não conseguiu ter uma boa atuação na remoção de matéria orgânica, fato curioso já que no estudo de Coutinho (2015) o geobag foi fundamental para a tratabilidade do lixiviado.

Com base nos testes de biodegradabilidade constatou-se que os efluentes desta pesquisa apresentariam baixa remoção de DQO. Logo, pôde-se esperar de antemão que a remoção de matéria orgânica seria muito limitada no sistema de tratamento.

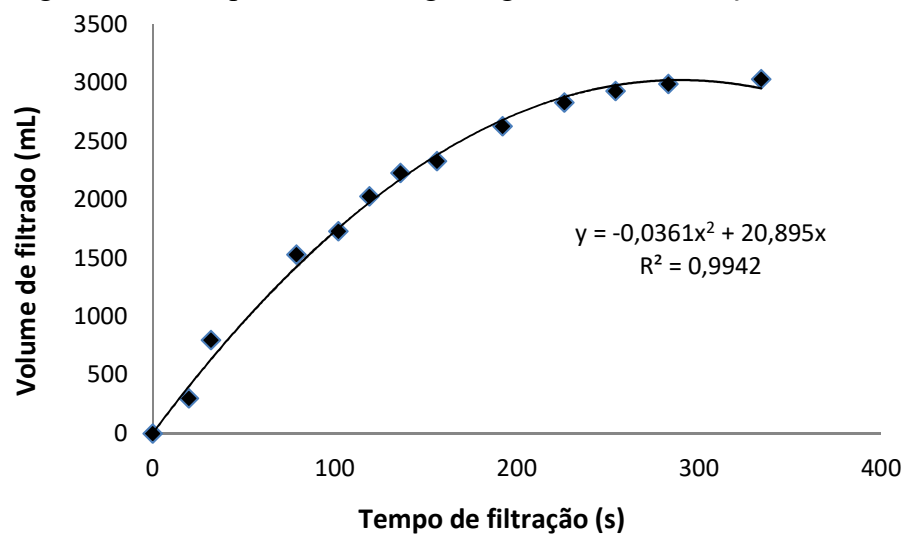
4.3. Geobag

4.3.1. Ensaio de filtração

O comportamento do geobag no ensaio de filtração pode ser visualizado na Figura 18. Nota-se que os poros do pedaço do geobag testado foram saturando a partir do terceiro minuto de ensaio (180s). Lembrando que o líquido do teste já era a mistura dos efluentes com o polímero.

O objetivo deste ensaio foi o de observar o comportamento de filtração do geobag. Durante a operação esse comportamento pôde ser alterado já que nem sempre o material alimentado ao geobag percolava e infiltrava da mesma maneira. O caminho de percolação adotado pelo efluente poderia encontrar poros mais ou menos saturados, com isso, o tempo de infiltração variava dia após dia. A floculação da mistura alimentada também influenciava no tempo de filtração. As misturas com mais sedimentos floculados demoravam mais tempo para percolar, entretanto, o material percolado e filtrado pelo geobag quase não apresentava sedimentos para a próxima etapa do sistema de tratamento.

Figura 18 – Comportamento do geobag no teste de filtração



4.3.2. Desempenho operacional

O desempenho operacional do geobag variou ao longo da operação. No início a filtração ocorria de forma rápida, demorando cerca de 2 minutos no máximo para filtrar a mistura. Com o passar das semanas, os poros foram se saturando e o tempo de filtração aumentava. Em alguns momentos o geobag era girado e reposicionado para que novos poros ainda sem saturação pudessem ser utilizados na filtração.

A eficiência do geobag também foi influenciada pela floculação. Como mencionado anteriormente, as fases de operação com boas floculações resultavam em misturas com sedimentos de grandes dimensões, com isso, esses flocos ficavam retidos nos poros do geobag e o material que passava quase não possuía sedimentos. Nas fases com floculação ruim, a mistura quase não tinha sedimentos, o polímero não conseguia atuar na formação de flocos e, praticamente, tudo o que se alimentava passava pelos poros do geobag. Isso resultava em uma eficiência ruim, já que mesmo a mistura apresentando um aspecto “ralo” ainda havia presença

de sedimentos pequenos que passavam direto pelos poros. Na Tabela 10 observa-se as médias dos parâmetros na mistura antes do geobag (ponto 1) e depois do geobag (ponto 2). Lembrando que o ponto 1 é sem polímero e o ponto 2 já é com polímero.

Tabela 10 – Médias do ponto 1 (Pto 1) e do ponto 2 (Pto 2) nas 5 fases de operação

	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	Pto 1	Pto 2	Pto 1	Pto 2	Pto 1	Pto 2	Pto 1	Pto 2	Pto 1	Pto 2
pH	7,1	7,7	6,8	7,3	6,5	6,8	7,5	7,5	7,5	7,5
Turbidez	71	71	-	245	127	52	91	75	91	90
Condut.	3,4	3,2	5,0	5,1	3,8	4,6	5,2	5,5	5,7	5,7
N-Amoniacal	240	202	392	241	304	213	320	235	516	395
DQO	1282	922	1197	1058	956	845	888	822	740	837
COD	178	268	312	429	299	245	285	356	659	433
Abs 254	-	3,5	4,9	7,7	3,7	3,3	-	-	6,1	7,2
SST	715	167	40689	849	5970	357	5828	-	219	288
SSV	380	85	18640	445	2393	189	3034	-	169	193

Para que a eficiência do geobag tivesse sido consideravelmente satisfatória, esperava-se que os valores dos parâmetros nas amostras do ponto 2 fossem bem inferiores às do ponto 1, ou seja, isso corresponderia a alguma eficiência de tratamento na passagem da mistura pelo geobag. Entretanto, esse comportamento não foi constatado para todos os parâmetros.

A turbidez diminuiu do ponto 1 para o ponto 2 nas fases 3 e 4 e permaneceu constante nas fases 1 e 5. A condutividade teve uma queda nas fases 1 e 3 e cresceu nas fases 2 e 4. Entretanto, sua variação foi pequena.

A DQO e o N-Amoniacal tiveram uma leve redução em quase todas as fases na passagem pelo geobag. Apenas a fase 5 apresentou uma peculiaridade com o aumento da DQO.

O COD foi bem contraditório com o que se esperava, já que apresentou aumento do ponto 1 para o ponto 2 em três das cinco fases. Não se sabe explicar o porquê de tal fato.

Houve redução do teor de sólidos (SST e SSV) na passagem da mistura pelo geobag nas fases 2 e 3 e, em menor grau, na fase 1. Na fase 5 houve inesperado aumento a partir de um valor inicial baixo e na fase 4 não se dispunha de dados suficientes à saída do geobag.

A pesquisa realizada por Coutinho (2015), que também teve como objeto de estudo o tratamento de lixiviado usando a técnica de geobag, evidenciou grande eficiência. Os geobags utilizados pela autora alcançaram um índice de remoção de matéria orgânica de 90%,

expresso pela DQO. No presente estudo a ação do geobag como removedor de matéria orgânica foi de somente 22%, ou seja, a técnica quase não proporcionou remoção significativa deste parâmetro. Neste trabalho esperava-se que o tratamento fosse bem sucedido com a escolha da técnica de geobag, já que ambas as pesquisas apresentavam condições de estudo semelhante. As principais exceções eram as escalas trabalhadas (uma de campo e outra de laboratório) e a forma de alimentação do sistema (contínua na escala de campo e em batelada no laboratório). Outra observação a ser feita é em relação ao lodo de fossa da referida autora, pois não se tem informações sobre a variabilidade das características deste efluente, somente sabe-se que a mistura passava por uma lagoa de equalização e que as médias alcançadas de DQO, N-amoniaco e SST no lodo foram de 3030 mg O₂.L⁻¹, 110 mg N-NH₃.L⁻¹ e 2439 mg.L⁻¹, respectivamente. Tais fatos mostram que ainda há muito a ser estudado e descoberto sobre a atuação do geobag no tratamento de lixiviados com lodo de fossa.

4.4. Filtro biológico

4.4.1. Resultados preliminares com o filtro

Abaixo encontram-se os resultados das medidas feitas com o recheio e com o filtro biológico.

- Massa média de cada peça do recheio: 0,652 g
- Número de peças por unidade de volume: 240/L
- Volume de cada peça: 0,667 cm³
- Densidade de cada peça: 0,978 g/cm³
- Densidade do leito: 0,15 g/cm³
- Porosidade do leito: 0,8
- Diâmetro interno do filtro: 9,8 cm
- Número de peças no recheio: 1.210
- Retenção estática: 12,5%
- Retenção dinâmica: 9,4%

4.4.2. Desempenho operacional

O filtro biológico teve um comportamento regular ao longo da operação. Foi observado que em alguns dias ocorreu a formação de espuma na parte inferior do filtro,

próxima ao funil coletor, provavelmente devido à presença de alguma substância de produto de limpeza que poderia estar presente no lodo de fossa séptica. Por mais que a coleta fosse só de lodo era impossível garantir que naquele material coletado só havia lodo de fossa. Outro aspecto importante observado no filtro foi a presença de larvas de mosquito. A temperatura do filtro biológico foi medida algumas vezes durante a operação e variou de 23,5 à 25°C. Na Tabela 11 observa-se as médias dos parâmetros na mistura depois do geobag (ponto 2, afluente do filtro) e depois do filtro biológico (ponto 3) que se constituía na etapa final do tratamento.

Tabela 11 – Médias do ponto 2 (Pto 2) e do ponto 3 (Pto 3) nas 5 fases de operação

	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	Pto 2	Pto 3	Pto 2	Pto 3	Pto 2	Pto 3	Pto 2	Pto 3	Pto 2	Pto 3
pH	7,7	8,1	7,3	6,8	6,8	6,3	7,5	6,9	7,5	6,5
Turbidez	71	25	245	90	52	14	75	11	90	19
Condut.	3,2	2,8	5,1	4,7	4,6	4,3	5,5	4,8	5,7	5,2
N-Amoniacal	202	282	241	91	213	70	235	110	395	168
DQO	922	886	1058	1039	845	800	822	781	837	939
COD	267	281	429	432	245	194	356	271	433	297
Abs 254	3,5	3,2	7,7	7,8	3,3	3,3	-	-	7,2	6,3
SST	167	72	849	400	357	470	-	182	288	96
SSV	85	-	445	326	189	-	-	106	193	70

Uma análise da Tabela 14 mostra que a técnica de filtro biológico contribuiu levemente para o tratamento da mistura de lixiviado e lodo de fossa. Praticamente todos os parâmetros sofreram redução com a passagem da mistura pelo filtro. Entretanto, tal redução para a maioria dos parâmetros não foi suficientemente significativa. Ainda assim, alguns tiveram boa diminuição devido à atuação do filtro, como é o caso da turbidez e do nitrogênio amoniacal.

A condutividade teve uma pequena diminuição no filtro biológico, assim como a DQO e o COD, porém estes dois últimos apresentaram diferenças segundo a fase em questão. No caso da DQO, houve redução em todas as fases exceto na fase 5. Já para o COD, ocorreu aumento de concentração nas fases 1 e 2. A ação do filtro sobre o COD nas primeiras fases foi tão baixo que pode ser considerado como praticamente inexistente.

A turbidez apresentou boa redução com a passagem da mistura pelo filtro biológico. As cinco fases tiveram queda da turbidez que variou de 63 a 85% do ponto 2 ao ponto 3.

Os sólidos também apresentaram redução na passagem pelo filtro biológico. Houve aumento do teor de SST apenas na fase 3.

O N-Amoniacal sofreu razoável redução na passagem da mistura pelo filtro biológico. Seus índices de decaimento variaram entre 53 e 67% nas fases 2, 3, 4 e 5. Somente na fase 1 houve aumento deste parâmetro.

Na pesquisa de Coutinho (2015) foi utilizado como uma segunda técnica de tratamento um wetland. Comparando os resultados da autora com os do presente estudo é possível observar um comportamento parecido com o do filtro biológico para a maioria dos parâmetros. No wetland, a DQO reduziu-se de 463 mg O₂.L⁻¹ para 424 mg O₂.L⁻¹, o COT de 82 mg C.L⁻¹ para 80 mg C.L⁻¹ e o nitrogênio amoniacal de 212 mg N-NH₃.L⁻¹ para 180 mg N-NH₃.L⁻¹, ou seja, esses parâmetros praticamente não se alteraram com a passagem do efluente pelo wetland. A diferença entre a ação dessas duas técnicas está no nitrogênio amoniacal, pois no wetland não ocorreu redução deste parâmetro, já no filtro biológico o N-amoniacal teve redução significativa, mostrando que esta técnica foi eficiente no tratamento do efluente do geobag.

4.5. Caracterização físico-química das amostras

Os resultados da caracterização físico-química ao longo de todo o período de operação do sistema estão apresentados na Tabela 12 com a aplicação de estatística descritiva, onde n é o número de vezes que a análise de um parâmetro foi realizada para determinada amostra e o valor mínimo e máximo são os extremos encontrados do total de análises de um parâmetro para uma dada amostra. Além disso, foram calculadas as médias e as medianas das análises dos parâmetros de cada amostra. Lembrando que as amostras analisadas foram o lixiviado bruto, o lodo de fossa séptica, o ponto 1 (lixiviado + lodo, na proporção 4:1, sem polímero), o ponto 2 (efluente depois do geobag) e o ponto 3 (efluente depois do filtro biológico).

Tabela 12 – Resultados da caracterização físico-química das amostras (continua)

Amostras	n	Valor mínimo	Média	Mediana	Valor máximo
Ph					
Lixiviado Bruto	44	7,13	7,57	7,50	8,28
Lodo de fossa	44	5,76	6,54	6,64	7,47
Ponto 1	38	6,08	6,92	6,95	7,78
Ponto 2	42	6,38	7,29	7,33	7,89
Ponto 3	37	5,3	6,69	6,52	8,24

Turbidez (NTU)					
Lixiviado Bruto	44	25	64	56	163
Lodo de fossa	30	53	122	119	189
Ponto 1	26	56	105	114	157
Ponto 2	42	11	88	70	289
Ponto 3	40	1	35	16	177
Condutividade (mS.cm⁻¹)					
Lixiviado Bruto	40	11,8	15,4	15,4	21,7
Lodo de fossa	43	0,5	1,6	1,6	2,5
Ponto 1	39	3,3	4,5	4,3	6,2
Ponto 2	42	2,8	4,8	5,1	6,2
Ponto 3	39	2,4	4,4	4,6	5,8
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH₃.L⁻¹)					
Lixiviado Bruto	17	182	805	877	1390
Lodo de fossa	16	36	166	167	358
Ponto 1	17	73	320	320	514
Ponto 2	16	48	251	242	337
Ponto 3	17	17	105	113	246
DQO (mg O₂.L⁻¹)					
Lixiviado Bruto	19	2038	2143	2145	2228
Lodo de fossa	20	197	710	725	1110
Ponto 1	16	779	1109	1132	1325
Ponto 2	24	699	881	863	1114
Ponto 3	24	651	866	831	1097
COD (mg C.L⁻¹)					
Lixiviado Bruto	8	653	1080	988	1792
Lodo de fossa	8	30	120	95	215
Ponto 1	7	285	403	311	675
Ponto 2	8	232	328	297	480
Ponto 3	7	181	267	281	334
Abs 254 (nm)					
Lixiviado Bruto	6	14,7	17,1	17,0	21,8
Lodo de fossa	8	0,3	0,9	0,9	1,9
Ponto 1	5	3,7	5,4	5,0	6,1
Ponto 2	8	2,2	5,5	5,4	8,7
Ponto 3	8	2,7	4,9	4,7	7,1
SST (mg.L⁻¹)					
Lixiviado Bruto	11	50	202	182	387
Lodo de fossa	11	227	12055	5430	51584
Ponto 1	11	192	11371	4381	44983
Ponto 2	8	44	385	297	1200
Ponto 3	11	58	174	104	644
SSV (mg.L⁻¹)					
Lixiviado Bruto	11	37	136	140	227

Lodo de fossa	12	94	7989	3371	29712
Ponto 1	10	145	4859	1489	19819
Ponto 2	9	14	243	193	542
Ponto 3	11	2,5	122	70	514

A análise de fósforo não aparece na Tabela 10, pois sua análise foi realizada duas vezes e apresentou uma média de 6,7 mg P.L⁻¹ no lixiviado bruto e de 1,5 mg P.L⁻¹ no ponto 3.

Nos próximos subtópicos serão apresentadas as análises de cada parâmetro individualmente e os gráficos com o comportamento dos parâmetros nas cinco fases. As análises foram baseadas nos valores médios apresentados na Tabela 12. Para a montagem dos gráficos foram utilizadas as médias aritméticas dos resultados das análises realizadas em cada fase. Lembrando que a fase 1 é referente ao primeiro lodo (amostra 226), fase 2 ao segundo lodo (amostra 243), fase 3 ao terceiro lodo (amostra 01), fase 4 ao quarto lodo (amostra 29), fase 5 ao quinto e último lodo (amostra 34).

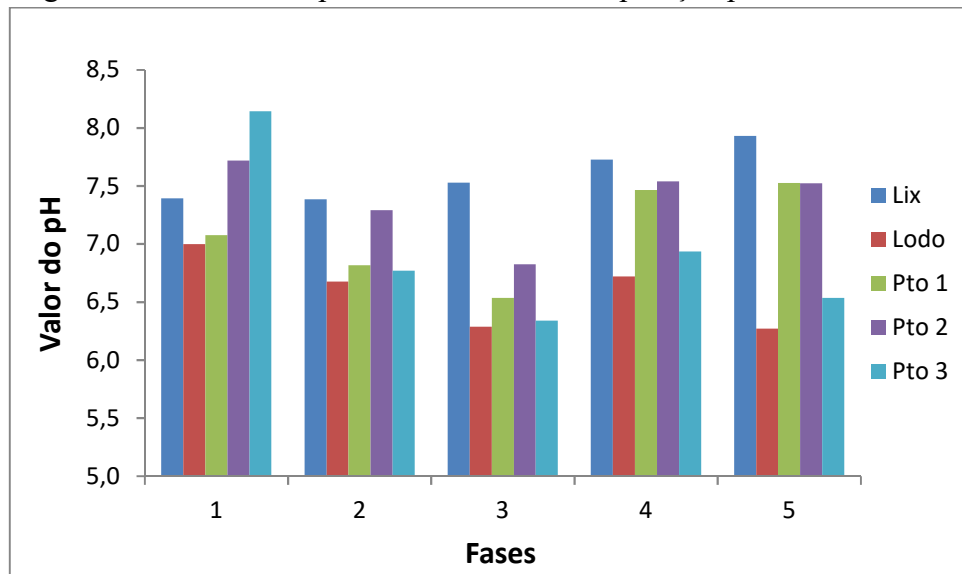
Para os parâmetros N-amoniacal, DQO e sólidos (SST e SSV) foram realizadas análises estatísticas de Tukey comparando-se os valores encontrados na mistura dos efluentes sem polímero (ponto 1) e no final do sistema de tratamento (ponto 3). Esse método foi escolhido para comprovar se, de fato, ocorreu uma redução desses parâmetros com respaldo estatístico de 95%.

4.5.1. pH

O potencial hidrogeniônico (pH) apresentou uma faixa de valores com pouca variabilidade em todas as amostras. As médias variaram entre 6,54 e 7,57, o que demonstra um caráter neutro a levemente alcalino do pH. O lixiviado bruto alcançou uma média de 7,57 se enquadrando na faixa de pH de aterros brasileiros estipulada por Souto (2009) de 4,4 a 8,4 na fase ácida e de 5,9 a 9,2 na fase metanogênica.

No ponto 3 a média foi de 6,69 com uma variação de 5,3 a 8,24. A passagem da mistura pelo filtro biológico proporcionou uma queda de pH que pode ser justificada pela possível nitrificação ali ocorrida. A Figura 19 apresenta o comportamento do pH nas cinco fases de operação do sistema em todas as amostras.

Figura 19 – Gráfico do pH nas cinco fases de operação para cada amostra



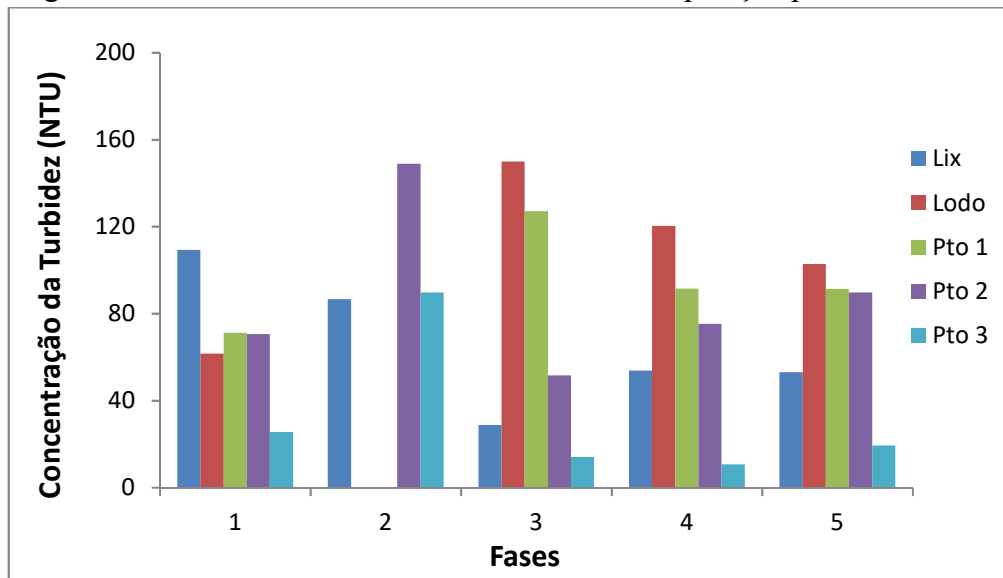
4.5.2. Turbidez

A turbidez foi um parâmetro que apresentou grande variabilidade ao longo da operação do sistema. Analisando e comparando as médias, notou-se uma redução deste parâmetro de aproximadamente 67% entre o ponto 1 e o ponto 3.

O lixiviado bruto teve como média uma turbidez de 64 NTU e se enquadra às faixas elaboradas por Souto (2009) de 0,02 a 620 NTU na fase metanogênica.

Esse parâmetro se mostrou maior no lodo de fossa séptica do que no lixiviado justamente pelo fato do lodo ter mais sedimentos que o lixiviado, porém, ainda assim, o ponto 3 apresentou uma média inferior à da mistura, mostrando uma redução da turbidez no tratamento. A Figura 20 apresenta o comportamento da turbidez nas cinco fases de operação do sistema em todas as amostras.

Figura 20 – Gráfico da turbidez nas cinco fases de operação para cada amostra



4.5.3. Condutividade

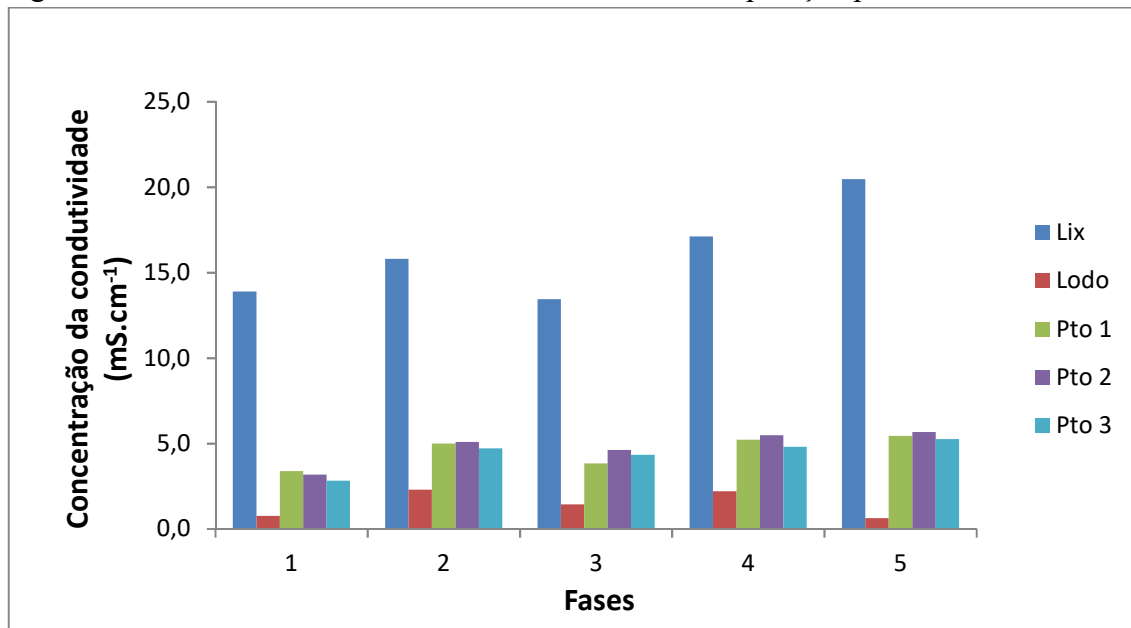
A condutividade geralmente apresenta-se de forma expressiva em lixiviados por conta da alta concentração de sais. Nos lixiviados desta pesquisa a média dos valores foi de $15,4 \text{ mS.cm}^{-1}$, valor que se enquadra às faixas propostas por Souto (2009) de 230 à $45.000 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$ na fase ácida e de 100 à $45.000 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$ na fase metanogênica.

O lodo de fossa teve média de $1,6 \text{ mS.cm}^{-1}$, valor que faz sentido, uma vez que, normalmente, lodos de fossa não possuem muita presença de sais em sua composição. Esse resultado foi bem próximo ao encontrado por Ingunza et al. (2009) registrado na Tabela 6.

Nos pontos 1, 2 e 3, a condutividade mostrou pouca diferença com uma média de $4,4 \text{ mS.cm}^{-1}$ no final do tratamento (ponto 3). A redução foi de somente 2% entre o ponto 1 e o ponto 3.

Logo, pôde-se concluir que as técnicas de geobag e filtro biológico não afetaram o parâmetro condutividade. A Figura 21 apresenta o comportamento da condutividade nas cinco fases de operação do sistema em todas as amostras.

Figura 21 – Gráfico da condutividade nas cinco fases de operação para cada amostra



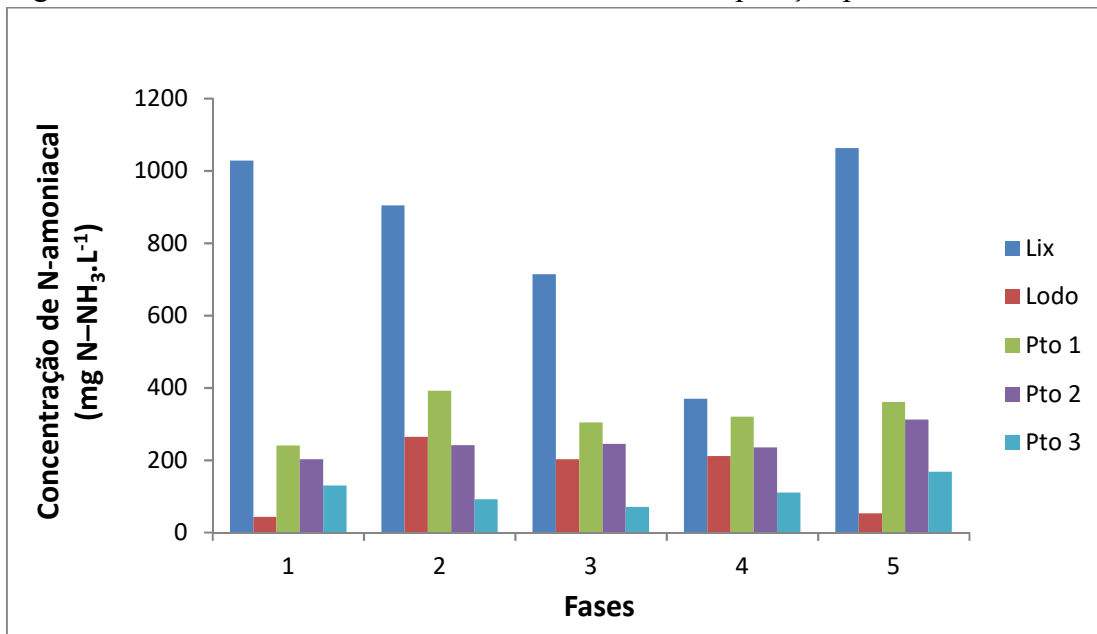
4.5.4. Nitrogênio Amoniacal

O nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) é um dos poluentes mais tóxicos ao meio aquático que compõem o lixiviado. Quanto mais antigo for o lixiviado, a tendência é que a concentração de N-amoniacal seja maior. Neste estudo a concentração média de N-amoniacal no lixiviado bruto foi de 805 mg N-NH₃.L⁻¹. Esse valor se enquadra às faixas registradas por Lange et al. (2009) e Christensen et al. (2001), Tabelas 2 e 3 respectivamente, e supera a média encontrada por Coutinho (2015) de 607 mg N-NH₃.L⁻¹.

O nitrogênio amoniacal alcançou as médias de X e X para os pontos 1 e 3, respectivamente, proporcionando uma redução de aproximadamente 67% entre esses pontos. Com isso conclui-se que ocorreu uma boa atuação do sistema de tratamento para a redução do N-amoniacal. Tal fato pode ser explicado pela possível ação de bactérias nitrificantes no tratamento biológico.

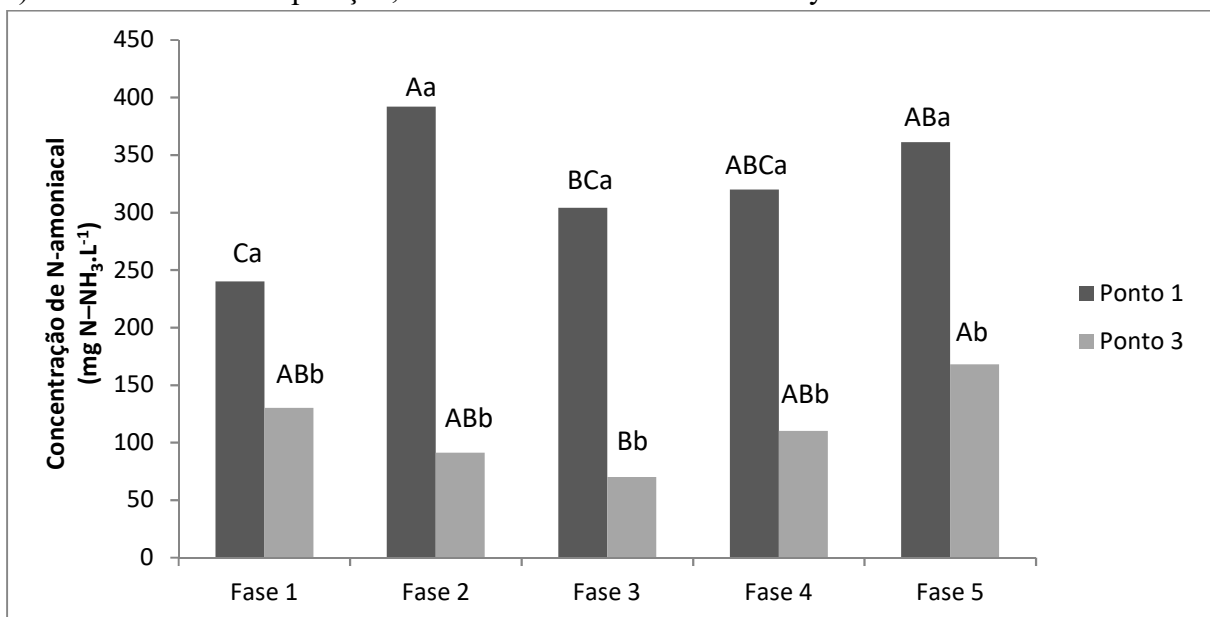
Apesar da diminuição do nitrogênio amoniacal no final do sistema de tratamento ainda não é permitido lançá-lo em um corpo hídrico, já que para isso é necessário que a concentração máxima seja de 20 mg N-NH₃.L⁻¹ (CONAMA 430, 2011). A Figura 22 apresenta o comportamento do N-amoniacal nas cinco fases de operação do sistema em todas as amostras.

Figura 22 – Gráfico do N-amoniaco nas cinco fases de operação para cada amostra



Para o N-amoniaco, a análise estatística apresentou uma redução dos valores com significância nas cinco fases de operação do sistema, comparando-se a mistura dos efluentes (ponto 1) com o final do sistema de tratamento (ponto 3). Por menor que tenha sido a diferença entre os valores, ainda assim foi possível afirmar, com respaldo estatístico de 95%, que ocorreu redução do N-amoniaco nas cinco fases de operação. A Figura 23 apresenta a representação gráfica da estatística de Tukey aplicada ao N-amoniaco.

Figura 23 – Valores médios de N-amoniaco na mistura (ponto 1) e no final do sistema (ponto 3) nas cinco fases de operação, de acordo com o Teste de Tukey.



Legenda: Médias com letras maiúsculas iguais indicam que as fases não diferem entre si pelo teste F ($p \leq 0,05$). Médias com letras minúsculas iguais indicam que os pontos 1 e 3 não diferem entre si pelo teste F ($p \leq 0,05$)

Pela Figura 22, observa-se com facilidade uma grande diferença entre os valores do N-amoniacoal do início do sistema (ponto 1) e do final do sistema (ponto 3) nas cinco fases de operação, comprovando mais uma vez a tratabilidade da mistura para este parâmetro. A concentração de N-amoniacoal no ponto 1 variou ao longo das fases de operação, sendo maior na fase 2 e menor na fase 1. A fase 4 foi a única que apresentou um valor de N-amoniacoal estatisticamente igual ao de todas as outras fases no ponto 1. Já no ponto 3, o N-amoniacoal foi bem constante, sendo a maior discrepância entre as fases 3 e 5. As remoções variaram de 46% (fase 1) à 77% (fase 2).

4.5.5. DQO

A DQO apresentou pouca variabilidade se comparados os mínimos e máximos valores de cada amostra, com exceção do lodo de fossa séptica que teve uma grande faixa de variação. Essa discrepância no lodo de fossa se deve ao fato deste efluente apresentar-se bem diferente de uma amostra para a outra.

A média alcançada pelo lixiviado bruto foi de 2.143 mg O₂.L⁻¹ e se enquadra às faixas propostas por Souto (2009) de 90 à 100.000 mg O₂.L⁻¹ na fase ácida e de 20 à 35.000 mg O₂.L⁻¹ na fase metanogênica. Também está dentro das faixas estipuladas por Lange et al. (2009) e Christensen et al. (2001), Tabelas 2 e 3 respectivamente.

O lodo de fossa séptica, com a média das cinco fases de 710 mg O₂.L⁻¹, mostrou valores de DQO bem inferior ao encontrado por Coutinho (2009), que foi de 3.030 mg O₂.L⁻¹ de média. Como mencionado anteriormente, a variação das características das amostras de lodo de fossa justificam essa discrepância de valores. Essa diferença pode ser um dos fatores que explicam a divergência de resultados entre o presente trabalho e o da referida autora.

Analisando a DQO da mistura (ponto 1) com o efluente do final do sistema (ponto 3), 1109 e 866 mg O₂.L⁻¹ respectivamente, nota-se que a variação foi de apenas 22%. Assim como a condutividade, a DQO também não foi tão removida pelo sistema de tratamento. Tal comportamento já era esperado devido os ensaios de biodegradabilidade terem resultado em baixas remoções de DQO.

A Figura 24 apresenta o comportamento da DQO nas cinco fases de operação do sistema em todas as amostras e a Figura 25 mostra a representação gráfica da estatística de Tukey aplicada à DQO.

Figura 24 – Gráfico da DQO nas cinco fases de operação para cada amostra

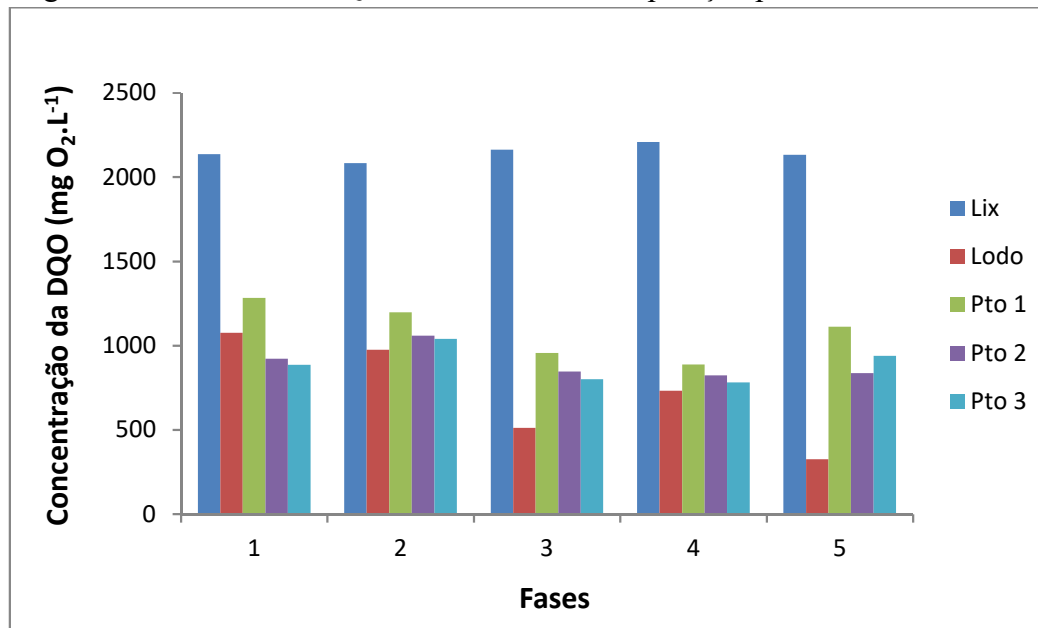
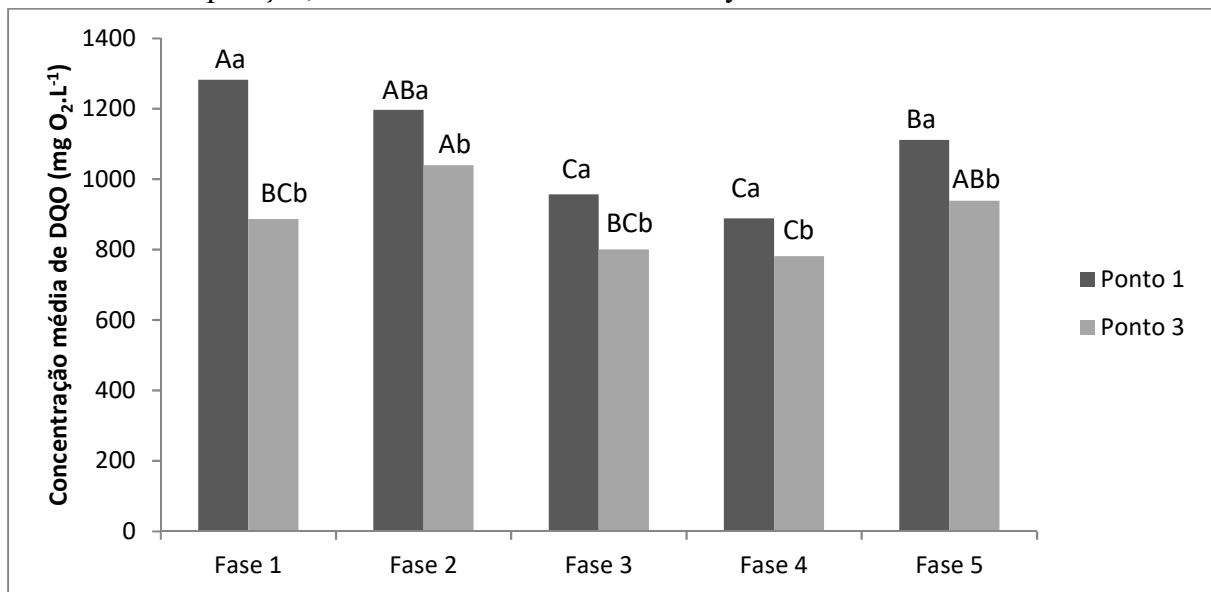


Figura 25– Valores médios de DQO na mistura (ponto 1) e no final do sistema (ponto 3) nas cinco fases de operação, de acordo com o Teste de Tukey.



Legenda: Médias com letras maiúsculas iguais indicam que as fases não diferem entre si pelo teste F ($p \leq 0,05$). Médias com letras minúsculas iguais indicam que os pontos 1 e 3 não diferem entre si pelo teste F ($p \leq 0,05$)

Segundo a Figura 25, a análise estatística da DQO apresentou uma redução dos valores com significância nas cinco fases de operação do sistema, comparando-se a mistura dos efluentes sem polímero (ponto 1) com o final do sistema de tratamento (ponto 3). Por menor que tenha sido a diferença entre os valores, ainda assim foi possível afirmar, com respaldo estatístico de 95%, que ocorreu redução da DQO nas cinco fases de operação. Ou seja, mesmo

a remoção tendo sido bem baixa, como foi mencionada anteriormente, ainda assim pode-se garantir que ocorreu tratabilidade da mistura para este parâmetro.

Ainda de acordo com a Figura 24, nota-se que a mistura apresentou uma DQO de entrada no sistema maior nas fases 1 e 2, o que faz sentido, já que estas fases apresentaram lodos com concentrações maiores de DQO (APÊNDICE A). A DQO de saída do sistema, que foi representada pelas médias encontradas no ponto 3, demonstraram certa linearidade, sendo mais discrepantes nas fases 2 e 4. A fase 1 foi a que apresentou maior remoção de DQO (aproximadamente 30%).

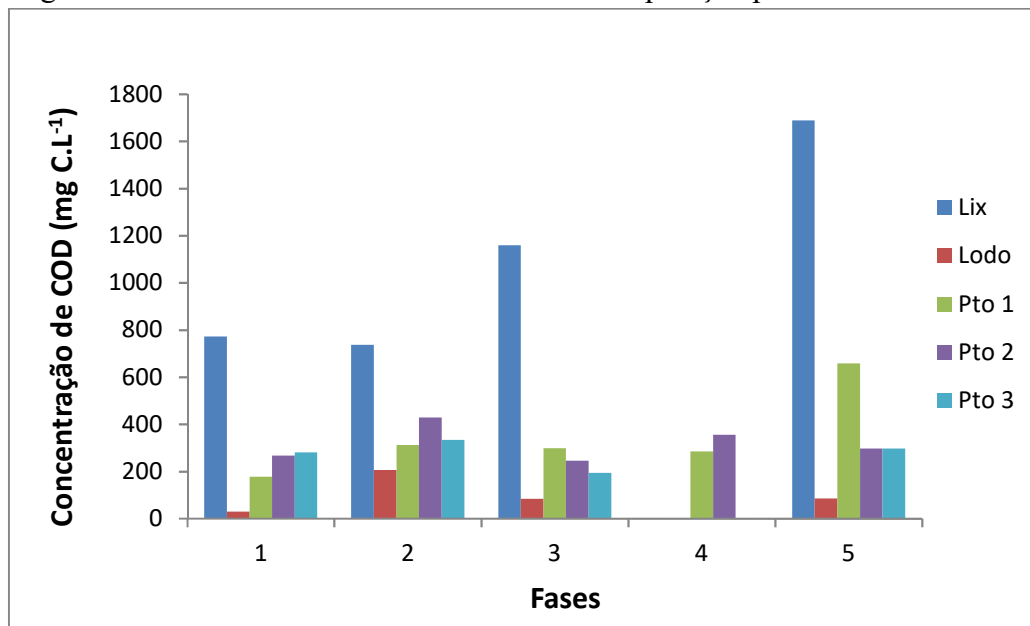
4.5.6. COD

O COD apresentou inconstância em seus valores. As diferenças entre os máximos e mínimos foram bem grandes.

O lixiviado bruto alcançou uma média de 1.080 mg C.L⁻¹ e se enquadra na faixa postulada por Christensen et al. (2009), Tabela 3.

Ocorreu redução do COD no final do sistema chegando à média de 267 mg C.L⁻¹ (ponto 3). Comparando-se os valores do ponto 1 (403 mg C.L⁻¹) e do ponto 3 é possível observar que o sistema teve participação branda na redução deste parâmetro. A Figura 26 apresenta o comportamento do COD nas cinco fases de operação do sistema em todas as amostras.

Figura 26 – Gráfico do COD nas cinco fases de operação para cada amostra



4.5.7. Abs 254

A Abs 254 é um parâmetro não muito utilizado para caracterização de lixiviado, mas foi adotado nesta pesquisa para se tentar estabelecer uma relação com o parâmetro COD. Compostos que apresentam dupla ligação conjugada em estruturas aromáticas absorvem nesse comprimento de onda, e a medida é feita com o auxílio de um espectrofotômetro (Florida, 2011).

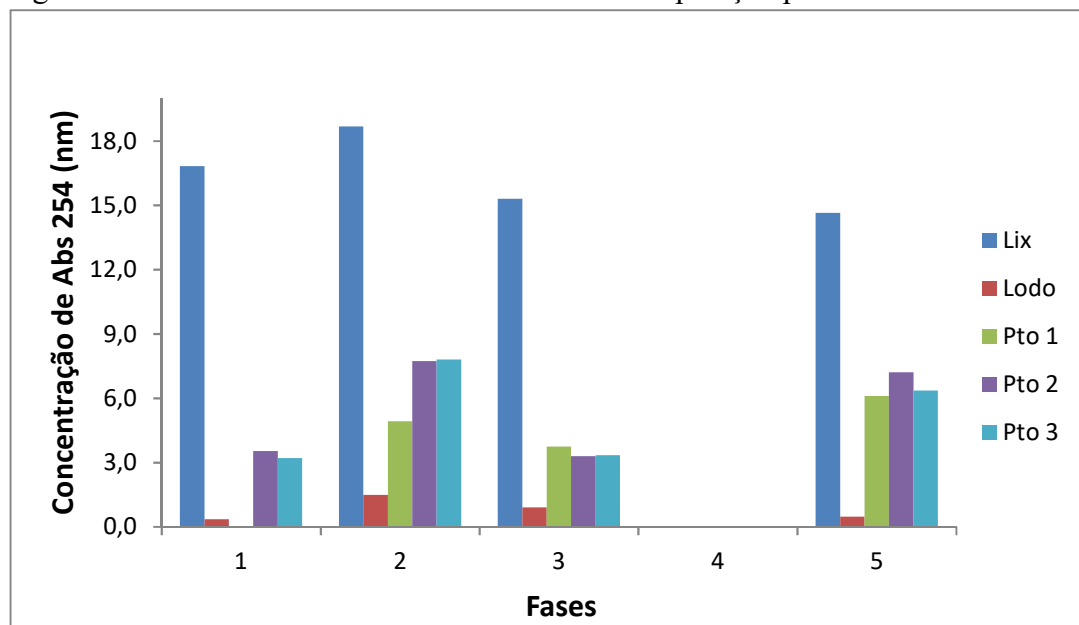
No geral, a Abs 254 não apresentou muita variabilidade depois da diluição, sendo os valores das análises das amostras relativamente constantes.

O lixiviado bruto apresentou um valor médio de 17,1 nm estando bem próximo do valor encontrado por Nascentes (2013) de 16,9 nm e Maurício (2014) de 14,9 nm.

Tanto o ponto 1 (5,4 nm) quanto os pontos 2 e 3 de coleta (5,5 e 4,9 nm, respectivamente) não apresentaram valores muito diferentes revelando quase nenhuma participação do sistema de tratamento na redução deste parâmetro (apenas 9% de redução).

A Figura 26 apresenta o comportamento da Abs 254 nas cinco fases de operação do sistema em todas as amostras. Ressalta-se que a análise deste parâmetro não foi realizada na fase 4, por isso o vazio de informações na Figura 27 para esta fase.

Figura 27 – Gráfico da Abs 254 nas cinco fases de operação para cada amostra



4.5.8. Sólidos (SST e SSV)

O parâmetro sólidos foi expresso por meio dos Sólidos Suspensos Totais (SST) e dos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV). A quantidade de sedimentos presentes no lodo de fossa

foi um fator que influenciou bastante as análises de sólidos ao longo da operação. Os lodos com pouco sedimentos apresentaram a floculação ruim pelo fato do polímero não conseguir ter boa atuação na mistura.

A faixa de valores foi ampla em todas as análises. As diferenças entre as médias e medianas também foram grandes no ponto 1 e no lodo de fossa séptica.

O lixiviado bruto apresentou um valor médio de 202 mg.L^{-1} de SST se enquadrando ao estudo de Souto (2009) de 10 à 7.000 mg.L^{-1} na fase ácida e de 7 à 12.400 mg.L^{-1} na fase metanogênica, porém um pouco mais alto que o valor médio encontrado por Coutinho (2009) em sua pesquisa (144 mg.L^{-1}).

Comparando-se os pontos 1 e 3, observa-se uma redução bem expressiva de 98% para SST e 97% para SSV. Os efluentes após o geobag e o filtro biológico, ponto 2 e ponto 3, respectivamente, apresentaram boa redução no teor de sólidos como pode ser observado na Tabela 10. Nota-se que o geobag conseguiu ter uma atuação significativa para a queda do teor de sólidos, como se verifica ao comparar o valor médio de SST do ponto 1 e do ponto 2, 11371 mg.L^{-1} e 385 mg.L^{-1} , respectivamente. Com isso, o sistema mostrou-se bem eficiente para esse parâmetro.

As Figuras 28 e 29 apresentam os comportamentos dos SST e SSV, respectivamente, nas cinco fases de operação do sistema em todas as amostras. As fases 1 e 5 alcançaram valores menores pois na fase 1 a homogeneização não ocorria da maneira uniforme e na fase 5 o lodo apresentou pouca quantidade de sólidos, se comparado às outras fases.

Figura 28 – Gráfico dos SST nas cinco fases de operação para cada amostra

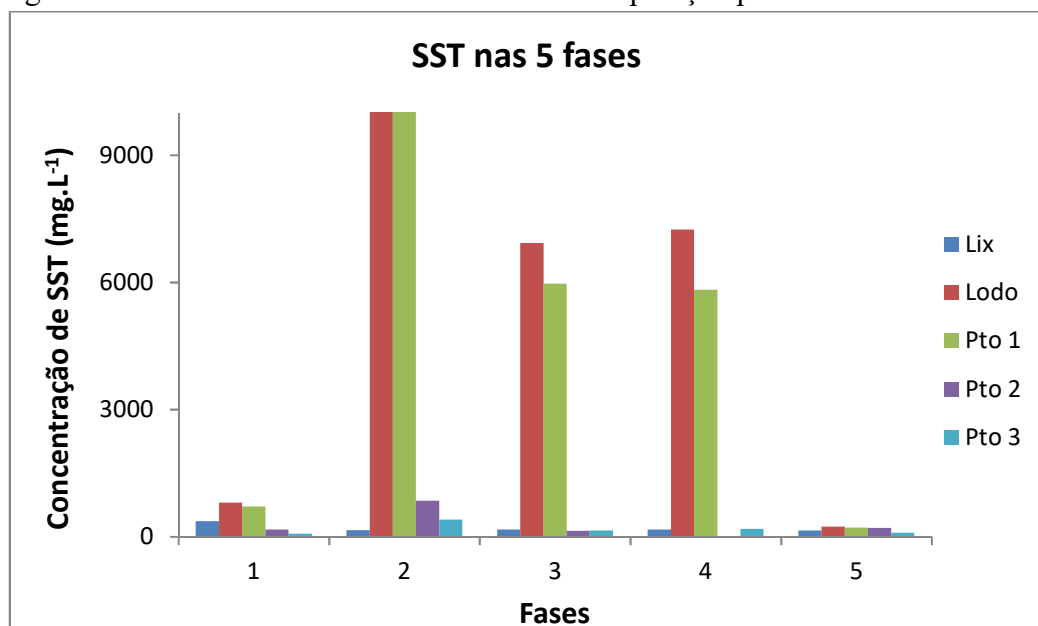
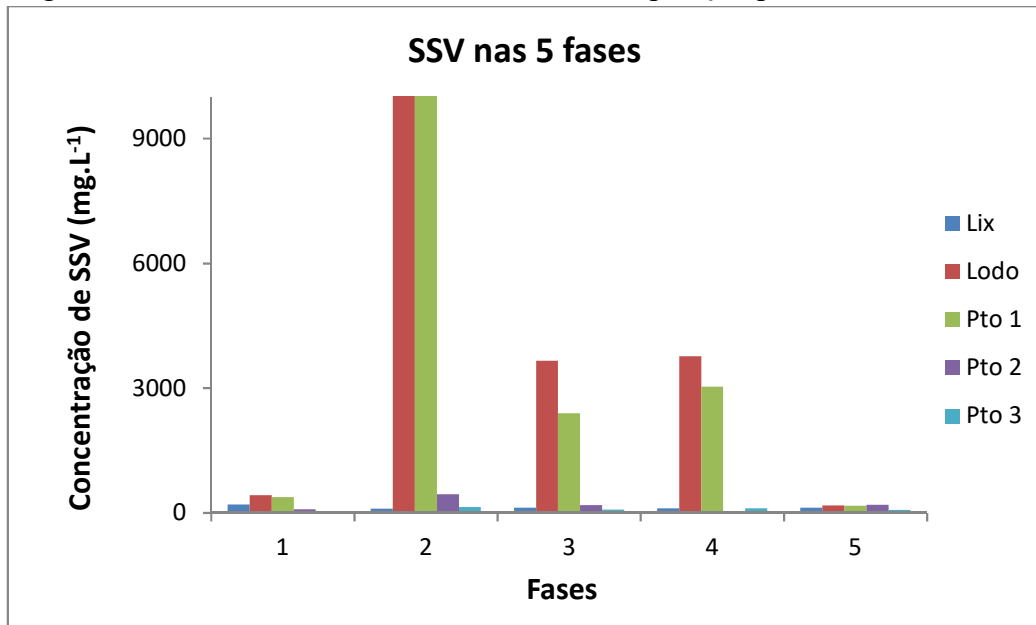
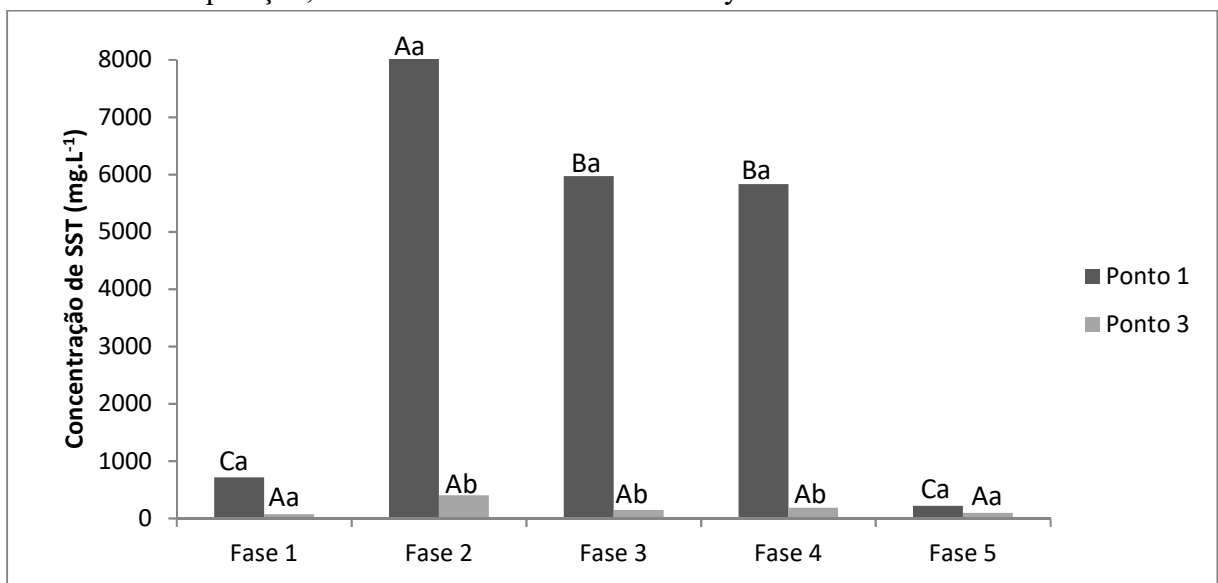


Figura 29 – Gráfico dos SSV nas cinco fases de operação para cada amostra



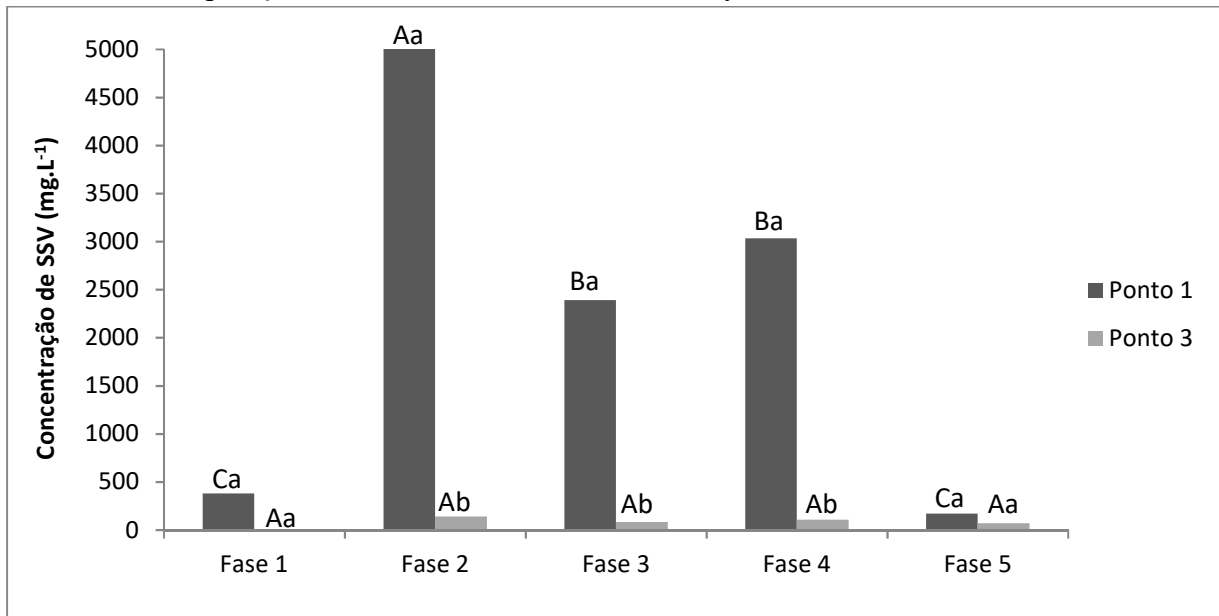
Para SST e SSV, a análise estatística apresentou uma redução dos valores com significância nas fases 2, 3 e 4, entretanto, as fases 1 e 5 não apresentaram significância na redução mesmo tendo diferença entre os valores. Pelo Teste de Tukey, a primeira e última fase de operação do sistema demonstraram ter médias estatisticamente iguais para seus pontos 1 e 3 de análises, como pode ser observado nas Figura 30 e 31. Letras iguais representam médias estatisticamente iguais.

Figura 30 – Valores médios de SST na mistura (ponto 1) e no final do sistema (ponto 3) nas cinco fases de operação, de acordo com o Teste de Tukey.



Legenda: Médias com letras maiúsculas iguais indicam que as fases não diferem entre si pelo teste F ($p \leq 0,05$). Médias com letras minúsculas iguais indicam que os pontos 1 e 3 não diferem entre si pelo teste F ($p \leq 0,05$).

Figura 31 – Valores médios de SSV na mistura (ponto 1) e no final do sistema (ponto 3) nas cinco fases de operação, de acordo com o Teste de Tukey.



Legenda: Médias com letras maiúsculas iguais indicam que as fases não diferem entre si pelo teste F ($p \leq 0,05$). Médias com letras minúsculas iguais indicam que os pontos 1 e 3 não diferem entre si pelo teste F ($p \leq 0,05$)

A tratabilidade da mistura não foi comprovada nas fases 1 e 5, como mencionado anteriormente, entretanto, nas fases 2, 3 e 4 as remoções alcançaram índices bem expressivos com a máxima de 99% na fase 2. As concentrações de sólidos na entrada do sistema (ponto 1) foram altas, com destaque para a fase 2. Todas as médias da saída do sistema (ponto 3) foram estatisticamente iguais.

4.6. Toxicidade

Os ensaios de toxicidade foram realizados nos meses de junho, julho e agosto para os organismos-teste *Aliivibrio fischeri* e *Daphnia simillis*. Foram analisados o lixiviado bruto, o lodo de fossa séptica, o ponto 1 (mistura do lixiviado com lodo de fossa sem polímero), o ponto 2 (efluente do geobag) e o ponto 3 (efluente do filtro biológico e final do sistema de tratamento). A seguir serão apresentados os resultados das análises para cada organismo testado.

4.6.1. Carta controle

Para a realização dos ensaios com *Aliivibrio fischeri* e *Daphnia simillis* foi necessária a utilização de uma carta-controle para cada organismo-teste dando garantia da validação dos

ensaios. As cartas-controle foram construídas com a realização de 20 ensaios com os organismos. O zinco ($\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $3,42 \text{ mg.L}^{-1}$) e o cloreto de sódio (NaCl 2 g.L^{-1}) foram utilizados como substâncias de referência de *Aliivibrio fischeri* e de *Daphnia simillis*, respectivamente. O ANEXO A apresenta as cartas-controle construídas para *Aliivibrio* e *Daphnia*, respectivamente.

4.6.2. Resultados dos ensaios

Os resultados dos ensaios foram obtidos em termos da concentração efetiva a 50% dos organismos-teste (CE50). As Figuras 32 e 33 mostram a representação gráfica dos resultados de toxicidade para *Aliivibrio fischeri* e *Daphnia simillis*, respectivamente.

Observa-se pelos gráficos que os valores de CE50, para ambos os organismos-teste, mostra-se maior no ponto 3 do que nos outros pontos de análise, apresentando uma tendência de redução da toxicidade ao longo do sistema de tratamento. Na Tabela 13 são apresentados os valores máximos e mínimos, as médias de CE50 e os desvios padrões encontrados em cada ponto de análise para os dois organismos-teste.

Figura 32 – Média dos valores de CE 50 para o organismo *Aliivibrio fischeri*

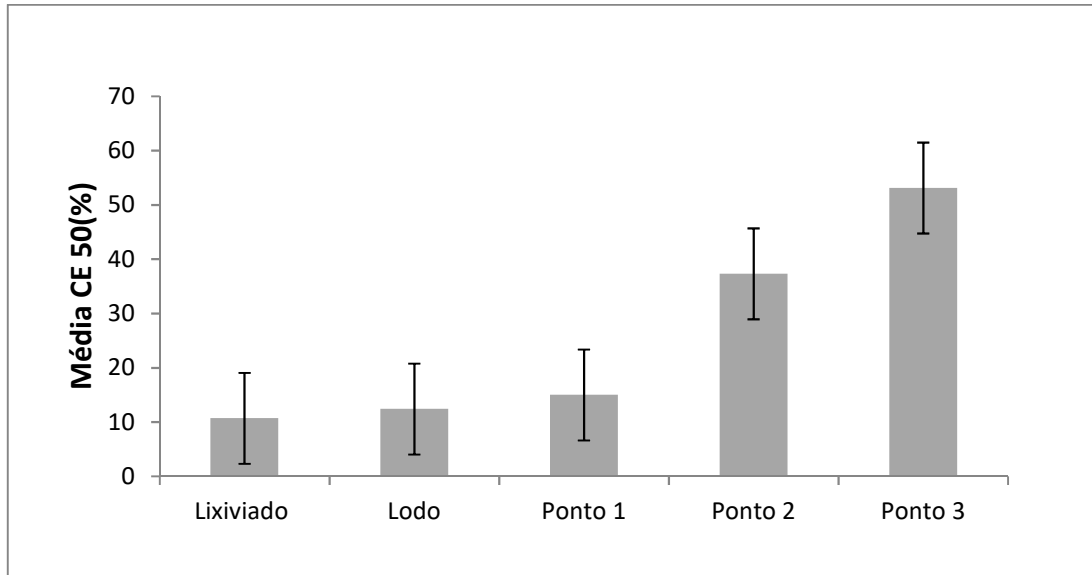
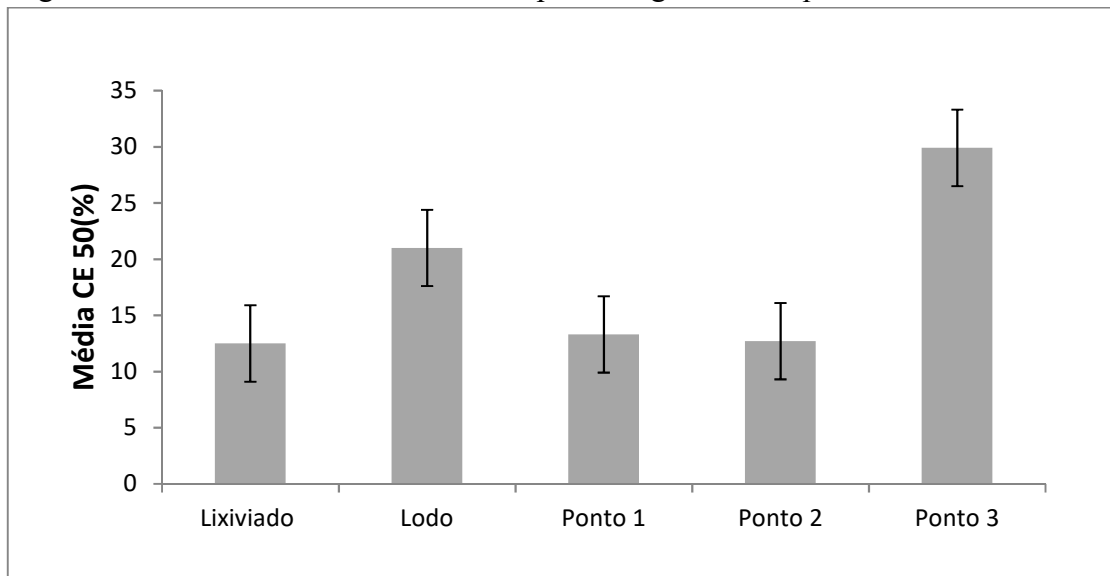


Figura 33 – Média dos valores de CE 50 para o organismo *Daphnia simillis*Tabela 13– Valores de CE50(%) encontrados nos ensaios para *Aliivibrio* e *Daphnia*

Amostras	Organismos							
	<i>Aliivibrio fischeri</i>				<i>Daphnia simillis</i>			
	Mínimo	Média	Máximo	Des. Pad.	Mínimo	Média	Máximo	Des. Pad.
Lixiviado	9,9	10,7	11,4	0,7	4	12,5	20,9	8,5
Lodo	2,2	12,4	20,9	8,2	5,3	21	49	16,4
Ponto 1	3,7	15	19,4	6,9	5	13,3	26,7	7,4
Ponto 2	25,2	37,3	67	16	9	12,7	16,1	2,6
Ponto 3	31,8	53,1	84,3	21,5	12,7	29,9	45,8	12,1

Pela Tabela 13 nota-se que o lixiviado bruto teve baixos valores de CE50 para os dois organismos-teste. Isso era algo de se esperar já que este efluente é extremamente tóxico para esses organismos. O lodo de fossa apresentou uma grande faixa de variação, mostrando um alto desvio padrão para *Daphnia*. Tal fato é mais uma comprovação das diferentes características dos lodos coletados durante o período de operação do sistema. A mistura dos efluentes sem flocculante (ponto 1) alcançou níveis médios de toxicidade parecidos tanto para *Aliivibrio* quanto para *Daphnia*. A partir do efluente do geobag (ponto 2) é possível notar um aumento do CE50 para *Aliivibrio*, entretanto, não se pode afirmar que houve decréscimo de toxicidade entre o ponto 1 e o ponto 2 por conta dos valores elevados de desvio-padrão. O mesmo argumento vale para os dados referentes à saída do geobag (ponto 2) e à saída do filtro biológico (ponto 3). Estranhamente para *Daphnia*, o valor médio de CE50 foi maior no ponto 1 que no ponto 2 porém, a passagem da mistura pelo filtro biológico (comparação de CE50

entre os pontos 2 e 3) apresentou um aumento de CE50 que, estatisticamente, comprovou uma redução de toxicidade. O ponto 3 (saída do filtro e final sistema de tratamento) atingiu valores maiores de CE50 nos dois casos se comparados ao ponto 1 (alimentação do geobag e entrada do sistema de tratamento), e para *Aliivibrio* foi possível garantir, com respaldo estatístico, que ocorreu redução de toxicidade. A Tabela 14 foi elaborada para apresentar a quantidade de ensaios realizados (n), as datas de coletas e o valor do fator de toxicidade (FT) para o organismo-teste *Daphnia simillis*.

Tabela 14 – Valores de FT e números de ensaios para *Daphnia simillis*

Datas de coleta	Amostras				
	Lixiviado	Lodo	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
03/jun	-	32	32	32	-
07/jun	32	64	-	-	-
09/jun	-	-	32	32	4
10/jun	-	32	64	32	8
17/jun	32	64	-	32	16
15/jul	-	8	32	16	4
29/jul	-	8	8	16	8
12/ago	64	16	16	16	16
25/ago	-	4	-	16	-
n	3	8	6	8	6

Através da Portaria nº 017/02 da Fundação do Meio Ambiente (FATMA), elaborada no Estado de Santa Catarina, o limite máximo de toxicidade aguda para *Daphnia magna* e *Aliivibrio fischeri* são de 8 FT para efluentes de aterros sanitários. Analisando a Tabela 14, observa-se que para *Daphnia* alguns ensaios resultaram em análises com FT 4 e 8 no final do sistema de tratamento (ponto 3), apenas dois ensaios superaram o limite de lançamento permitido. Logo, conclui-se que o sistema proporcionou uma boa redução da toxicidade e se enquadrou aos limites citados anteriormente. Infelizmente para o organismo *Aliivibrio fischeri* os resultados das análises foram apenas em função de CE 50, não sendo possível comparar com os limites postulados pela FATMA.

4.7. Análise do desempenho global do sistema

Considerando que o trabalho visava investigar a combinação das duas técnicas para atenuar o impacto do lançamento de lixiviados no ambiente, combinando-o com o lodo de

fossa, o que permitia a diluição dos seus poluentes originais, compara-se a seguir o ganho advindo dessas técnicas.

A Tabela 15 apresenta as médias da mistura sem o polímero (ponto 1) e depois do filtro biológico. Essa tabela fornece uma visão geral do tratamento da mistura nas cinco fases de operação. Os dados totais do lodo de fossa séptica e do lixiviado bruto nas cinco fases encontram-se nos APÊNDICES A e B, respectivamente.

Tabela 15 – Médias do ponto 1 (Pto 1) e do ponto 3 (Pto 3) nas 5 fases de operação

	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	Pto 1	Pto 3	Pto 1	Pto 3	Pto 1	Pto 3	Pto1	Pto 3	Pto 1	Pto 3
pH	7,1	8,1	6,8	6,8	6,5	6,3	7,5	6,9	7,5	6,5
Turbidez	71	25	-	90	127	14	91	11	91	19
Conduct.	3,4	2,8	5,0	4,7	3,8	4,3	5,2	4,8	5,7	5,2
N-Amoniacal	240	282	392	91	304	70	320	110	516	168
DQO	1282	886	1197	1039	956	800	888	781	740	939
COD	178	281	312	432	299	194	285	271	659	297
Abs 254	-	3,2	4,9	7,8	3,7	3,3	-	-	6,1	6,1
SST	715	72	40689	400	5970	470	5828	182	219	96
SSV	380	2	18640	326	2393	82	3034	106	169	70

Ao analisar os valores da Tabela 15 observa-se que os parâmetros decaíram de forma branda com a passagem da mistura pelas técnicas de geobag e filtro biológico.

No processo como um todo, alguns parâmetros não tiveram uma redução tão relevante, como por exemplo, a DQO que, mesmo tendo sido comprovada a tratabilidade da mistura pelo teste de Tukey, ainda assim a remoção foi bem baixa. Neste caso fica claro que o sistema não atingiu sua meta de tratamento. Já outros parâmetros obtiveram reduções mais significativas comprovando que o sistema conseguiu ter um mínimo de eficiência de tratamento, como é o caso do nitrogênio amoniacal.

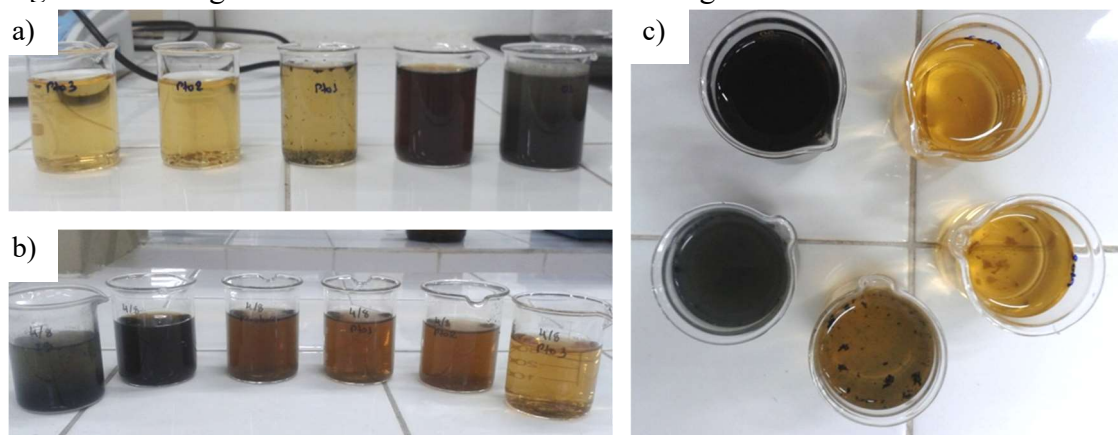
As técnicas (geobag + filtro biológico) tiveram sua participação, entretanto, o grande mérito das reduções dos parâmetros foi a diluição do lixiviado no lodo de fossa séptica.

Durante a operação ocorreram alguns contratemplos que podem ter prejudicado a eficiência do sistema, como rompimento de mangueiras, quedas de eletricidade causando desligamento da bomba, dias sem conseguir coletar lodo de fossa, floculações ruins na mistura, etc.

Esperava-se que a eficiência do sistema de tratamento fosse maior, porém as técnicas aqui utilizadas não conseguiram atuar de forma expressiva na redução dos parâmetros. Somente os parâmetros nitrogênio amoniacal e sólidos foram os que realmente tiveram redução com a diluição e também com o conjunto das técnicas. O lodo de fossa séptica apresentou grande variabilidade em suas características a cada amostra coletada. Essa variabilidade influenciou a eficiência do tratamento já que a presença ou ausência de sedimentos impactava diretamente na floculação de forma positiva ou negativa. No estudo de Coutinho (2015), o lodo passava por uma lagoa de equalização tornando-se estável, tal fato não ocorreu neste trabalho contribuindo para a grande variabilidade de suas características. Outro obstáculo para a pesquisa foi a própria coleta do lodo que nem sempre acontecia nas datas previstas por falta do material no local de coleta. Esse episódio fez com que o sistema de tratamento ficasse sem nova alimentação e apenas recirculando material antigo. O ideal seria que as amostras de lodo de fossa séptica fossem coletadas de uma única fonte, nas datas previstas.

Apesar da participação regular do sistema no tratamento do lixiviado, uma complementação desse tratamento mostra-se necessária para que as exigências regulatórias sobre o lançamento de efluentes sejam atendidas. A Figura 34 apresenta imagens das amostras do lixiviado e das amostras coletadas ao longo do sistema de tratamento em diferentes fases de operação.

Figura 34 – Imagens do tratamento de lixiviado ao longo do sistema



Legenda – a) Béchers com amostras do efluente do filtro, efluente do geobag, afluente do geobag, lixiviado bruto e lodo de fossa na fase 3 (da esquerda para a direita); b) Béchers com amostras do lodo de fossa, lixiviado bruto, mistura sem polímero, afluente do geobag, efluente do geobag e efluente do filtro na fase 4 (da esquerda para a direita); c) Béchers com amostras do lixiviado bruto, lodo de fossa, afluente do geobag, efluente do geobag e efluente do filtro na fase 3 (começando do bécher mais escuro e girando no sentido anti-horário).

Vale ressaltar que a maioria dos parâmetros analisados neste estudo não são abrangidos nos documentos elaborados pelos órgãos ambientais com os limites máximos permitidos de lançamento em corpos hídricos. Apenas o pH e o N-amoniacoal. Os limites da DQO se apresentam somente para estabelecimentos industriais, porém se o estudo pudesse se enquadrar nessa categoria a DQO estaria muito acima do limite postulado pela DZ - 205.R-5 do INEA, que é de $200 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$. Analisando os valores do final do tratamento (ponto 3), percebe-se que o pH está dentro dos padrões de lançamento (5,0 a 9,0 no CONAMA 430/2011 e no INEA, NT-202.R-10) e o N-amoniacoal está fora dos padrões de lançamento ($20 \text{ mg N-NH}_3.\text{L}^{-1}$ no CONAMA 430/2011 e $5 \text{ mg N-NH}_3.\text{L}^{-1}$ no INEA, NT-202.R-10).

4.8. Características do sistema ao término da operação

4.8.1. Caracterização do geobag

Com o término da operação o geobag foi aberto para uma avaliação. O material encontrado em seu interior (Figura 35) possuía algumas fibras e apresentava-se em uma forma homogênea e compacta. Não foi detectado qualquer tipo de odor no material.

Cabe mencionar que o geobag não ficou completamente cheio após o período de operação, avalia-se que apenas metade do seu volume útil foi preenchido com material sólido.

Figura 35 – Material do interior do geobag após o fim da operação

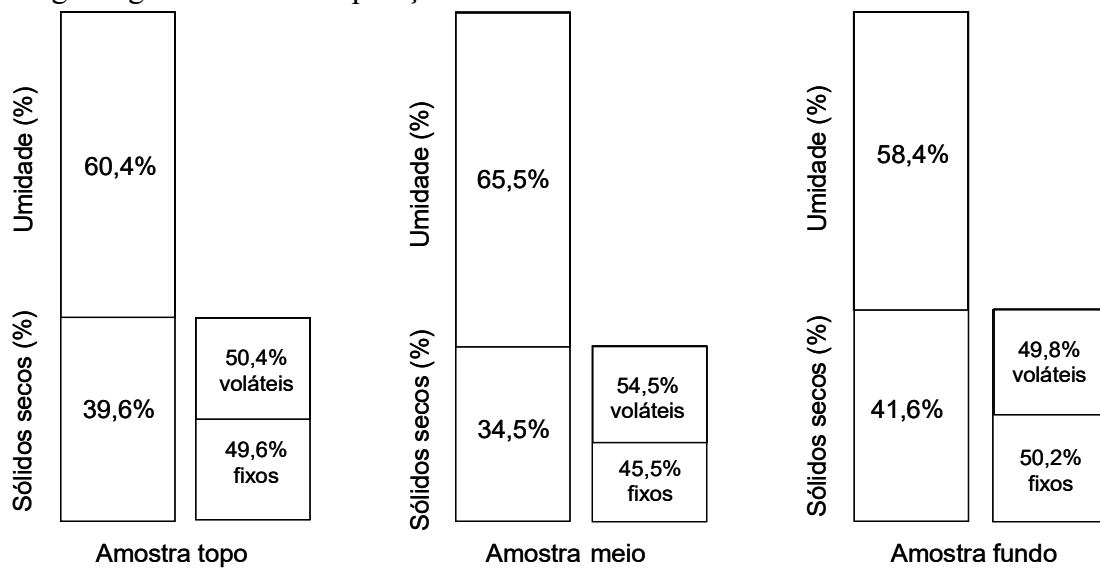


Algumas medidas de profundidade foram feitas para saber como ocorreu a distribuição e acumulação dos sedimentos dentro do geobag. A parte central do material alcançou uma profundidade de 6 cm. Já as extremidades atingiram 3,5 cm aproximadamente. Como era de

se esperar, os sedimentos não preencheram o geobag de forma uniforme, ficando mais concentrados no centro.

Três amostras do material do interior do geobag foram retiradas de três profundidades diferentes para serem submetidas à análise de sólidos, com o objetivo de avaliar a homogeneidade dos sedimentos. Os dados referentes às amostras coletadas na superfície, no meio e no fundo estão apresentados na Figura 36. As umidades e os teores de sólidos das diferentes amostras foram bem próximos, evidenciando a homogeneidade dos sedimentos.

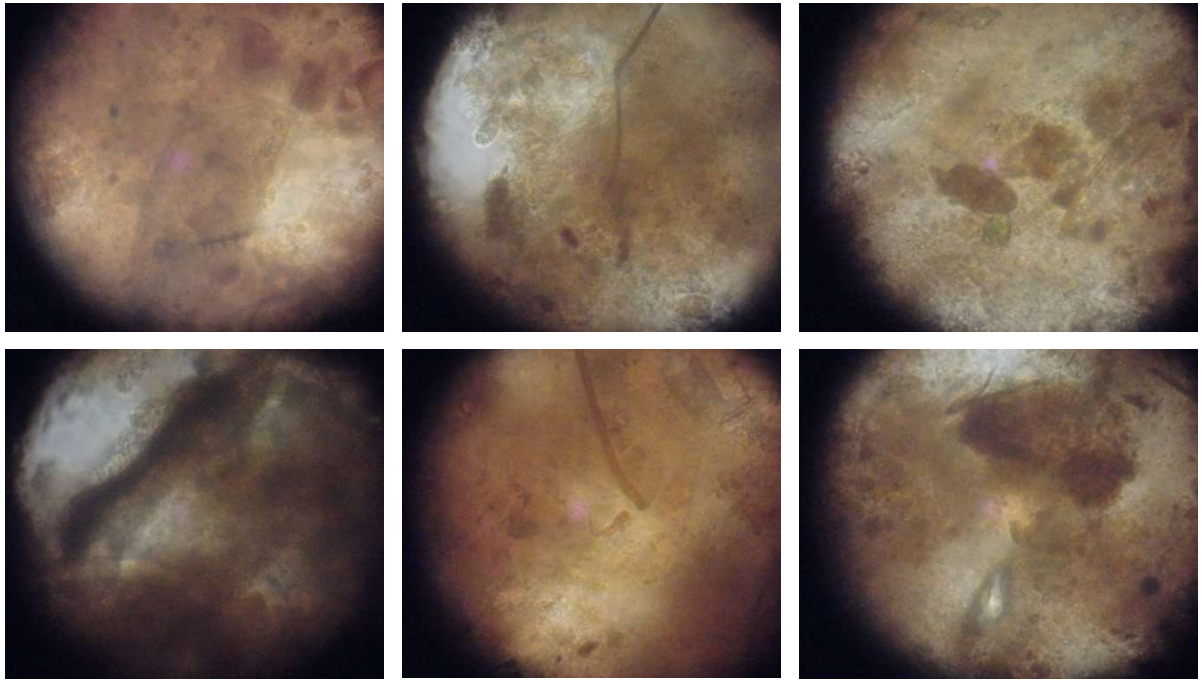
Figura 36 – Teores de umidade e composição do material seco das amostras coletadas no geobag ao término da operação.



4.8.2. Caracterização do filtro biológico

O filtro biológico foi desmontado ao término da operação. Primeiramente as peças foram observadas visualmente e não havia formação de biofilme espesso sobre elas, verificou-se apenas a existência de uma camada fina de material gelatinoso sobre as partículas. Em seguida, as peças foram analisadas no microscópio ótico para a constatação da presença de micro-organismos. Esperava-se encontrar bastante material aderido às peças, que representaria a massa microbiana, porém as peças não tinham biofilmes visíveis a olho nu. A Figura 37 mostra as imagens captadas pelo microscópio com zoom de 400X.

Figura 37 – Imagens captadas pelo microscópio (400X) do material aderido às peças



O aumento utilizado na microscopia (400X) talvez tenha sido insuficiente para detectar organismos isolados, mas observou-se um recobrimento gelatinoso com aparente presença de protozoários, predadores de bactérias, e alguns vermes. As imagens foram feitas de peças que se localizavam bem distantes umas das outras (uma do topo do filtro, outra do meio e outra da base do filtro) para garantir uma representação real de todo o recheio.

Como houve indícios de nitrificação no biofiltro é provável que o material observado nas imagens corresponda a biofilmes muito finos, com predominância de nitrificantes, que apresentam crescimento lento comparado aos organismos heterotróficos. A presença de predadores como os protozoários é também indicador da existência de bactérias nas finas camadas gelatinosas.

CONCLUSÕES

Com esta pesquisa foi possível constatar que, de fato, o lixiviado é um efluente cujo tratamento é extremamente difícil. Sua natureza recalcitrante prova isso. Entretanto, a mistura com o lodo de fossa séptica na proporção 4:1 provocou a diluição do lixiviado, o que acarretou em redução dos níveis dos parâmetros investigados.

A floculação da mistura também contribuiu para o tratamento, sendo considerada como uma técnica preliminar. O geobag e o filtro biológico instalados para formar um sistema de tratamento físico-químico e biológico atuaram de forma branda na atenuação da maioria dos parâmetros. O geobag teve uma participação maior na redução dos parâmetros de sólidos e sua eficiência melhorava quando a floculação era bem realizada. O filtro biológico foi mais atuante na redução dos parâmetros turbidez e nitrogênio amoniacal. No geral, o sistema como um todo (diluição e demais tratamentos) teve uma participação regular no tratamento do lixiviado.

O nitrogênio amoniacal sofreu significativa redução no processo. A redução ocorreu tanto por diluição quanto pelas técnicas de tratamento empregadas. A média de eficiência do sistema para esse parâmetro foi de 67% de redução. Apesar da remoção alcançada, ainda não foi possível enquadrar o efluente tratado nos padrões de N-amoniacal estabelecidos pelo RES 430/2011 do CONAMA que é de no máximo 20 mg.L^{-1} .

O parâmetro sólidos teve um grande crescimento com a mistura dos efluentes, porém, reduziu drasticamente com a passagem da mistura pelo geobag. A média de eficiência do sistema para esse parâmetro foi de 98% de redução de SST. Definitivamente o geobag mostrou-se muito eficiente na remoção de sólidos.

No caso da DQO, a redução do parâmetro pelo conjunto das técnicas foi baixa, atingindo a média de 22%.

A toxicidade apresentou uma redução ao longo do sistema de tratamento para o organismo-teste *Aliivibrio fischeri*. Já para *Daphnia simillis* não foi possível garantir estatisticamente essa redução apesar do valor médio de CE50 ter sido superior na saída do filtro biológico. Apesar disso, ainda foi significativo o grau de toxicidade no final do sistema de tratamento para ambos os organismos-teste.

Muito embora tratamentos adicionais sejam necessários para o enquadramento do efluente final às exigências regulatórias ambientais, o sistema de tratamento empregado pode

ser uma alternativa para a redução do potencial poluidor dos efluentes abordados na pesquisa (lixiviado e lodo de fossa) em municípios de pequeno e médio porte, devido ao baixo custo e à facilidade de manutenção.

REFERÊNCIAS

AMORIM, A. K. B. et al. Tratamento Físico-químico de Lixiviados: Estudos em Escala de bancada com precipitação Química, Coagulação/Floculação, Adsorção com Carvão Ativado e reagente de Fenton. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB. Rio de Janeiro, ABES, v.3. 2009.

ANDREOLI, C. V.; POMPEO, R. P. Introdução. Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB. Rio de Janeiro, ABES, v.6. 2009.

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 21 st Ed. American Public Health Association, Washington, D. C. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) NBR 8419. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) NBR 7229. Apresentação de projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) NBR 15411-3. Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Aliivibrio fischeri* (ensaio de bactéria luminescente): método com utilização de bactérias liofilizadas. Rio de Janeiro, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) NBR 12713. Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda: Método de ensaio com *Daphnia sp* (Cladorcera, Crustácea). Rio de Janeiro, 2009.

BARRETO, J. C. N. Caracterização de toxicidade de efluentes de usina siderúrgica mediante bioensaios com microorganismos. Dissertação – Universidade de São Paulo, São Paulo, 71 p. 1995

BATISTA R. O. et al. Potencial da remoção de poluentes bioquímicos em biofiltros operando com esgoto doméstico. Revista Ambiente e Água, v. 6. p. 152-164. 2011.

BIDONE, F. R. A. 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 – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

BILA, D. M. Aplicação de processos combinados no tratamento do chorume. Dissertação – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 95 p. 2000.

CAMPOS, F.; PIVELI R. P. Redução da toxicidade aguda de lixiviado de aterro sanitário em co-tratamento com esgoto doméstico pelo processo integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel. *Revista Ambiente & Água*. v. 11, 2016.

CASTILHOS, A. B. Resíduos sólidos urbanos: Aterro sustentável para municípios de pequeno porte. PROSAB, ABES/RIMA. Florianópolis, SC, 294 p. 2003.

CASTRILLÓN, L.; et al. Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. *Waste Management*, v. 30, p. 228-235, 2010.

CHAUDHARI L. B.; MURTHY Z. V. P. Treatment of landfill leachates by nanofiltration. *Journal of Environmental Management*. v. 91. 2010.

CHRISTENSEN, T. H.; et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*. v.16. p. 659-718, 2001.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições de padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Diário Oficial da União, Brasília, DF, nº 92, 2011. p. 89.*

CONGRESSO NACIONAL (Brasil) – Lei 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2007/lei/111445.htm> Acesso em 14 de Outubro de 2016.

COUTINHO, T. C. Uso do Geobag como unidade integrante do sistema de tratamento de lixiviado de aterros sanitários: estudo de caso no aterro sanitário de Rio das Ostras, RJ. *Dissertação – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 86 p. 2015.*

CUNHA, B. M. Avaliação ecotoxicológica de distintos tipos de efluentes mediante ensaios de toxicidade aguda utilizando *Artemia salina* e *Lactuca sativa*. *Monografia – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 79 p. 2011.*

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA (US). *Advancing Sustainable Materials Management: Facts and Figures. 2013.* Disponível em: <<https://www.epa.gov/smm/advancing-sustainable-materials-management-facts-and-figures#Materials>> Acesso em 23 setembro. 2016.

FARQUHAR, G. C. Leachate: production and characterization. *Canadian Journal of Civil Engineering*. v. 16, n. 3, p. 317-325, 1989.

FATMA – FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE. Portaria nº 017 - Estabelece os Limites Máximos de Toxidade Aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências, 2002.

FERREIRA, J. A. et al. Revisão sobre Técnicas de Tratamento de Chorume de Aterros Sanitários e Relato de Casos no Estado do Rio de Janeiro. Relatório Técnico. Rio de Janeiro. 2000.

FERREIRA, J. A. et al. Tratamento combinado de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos com esgoto sanitário. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB. Rio de Janeiro, ABES, v.3, 2009.

FERREIRA, J. A. et al. Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, 2001.

FLORIDO, P. L. Tratamento do Efluente de Refinaria pelo Processo Combinado de Adsorção em Carvão Ativado e Biorreator com Membranas. Tese – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 155 p. 2011.

FRANÇA, F. O. M. Avaliação de atividade estrogênica e toxicidade de lixiviados de resíduos sólidos urbanos. Dissertação – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 115 p. 2016.

GEWEHR, A. G. Tratamento por coagulação e floculação de lixiviado bruto de aterro sanitário com e sem pré-tratamento biológico em reator seqüencial em batelada. Dissertação – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 163 p. 2012.

GIORDANO, G.; SURERUS V. Efluentes Industriais: Estudo de Tratabilidade. Rio de Janeiro. v. 1, 196 p. 2015.

GOTVAJN, A. Z.; TIŠLER, T.; ZAGORC-KONČAN, J. Comparasion of different treatment strategies for industrial landfill leachate. Journal of Hazardous Materials, v.162. p.1446 – 1456. 2009.

HARTMANN, C. M. et al. Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no Brasil. Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB. Rio de Janeiro, ABES, v.6, 2009.

HASSAN, M.; XIE, B. Use of aged refuse-based bioreactor/biofilter for landfill leachate treatment. Appl Microbiol Biotechnol. 2014.

INGUNZA, M. D. P. D, et al., Caracterização física, química e microbiológica do lodo de fossa/tanque séptico. Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB. Rio de Janeiro, ABES, v.6. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios: síntese de indicadores 2007. Rio de Janeiro. 2007.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA – IPEA. Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos. Relatório de pesquisa. Brasília, 2012.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE – INEA. DZ – 205.R-6. Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial. 2007.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE – INEA. NT – 202.R-10. Critérios e padrões para lançamentos de efluentes líquidos. 1986.

INSTITUTO TRATA BRASIL. Ociosidade das Redes de Esgotamento Sanitário no Brasil. Estudo Trata Brasil. 171 p. 2015.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. Rio de Janeiro. 4 ed. 932 p. 2005.

KERBER, D. D. Alternativa de contenção e desidratação natural de lodo na ETA do Passaúna (Curitiba –PR) através de contenção por GEOBAG. Simpósio Internacional de Ciências Integradas da UNAERP, Campus Guarujá, 2013.

KJELDSEN, P. et al. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.32. 2002.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. DO. Geração e características do lixiviado. Resíduos sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB. Rio de Janeiro, ABES, v.3. 2009.

LEITE, V. D. et al. Estudo do processo de *stripping* de amônia de lixiviado de aterro sanitário. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB. Rio de Janeiro, ABES, v.3. 2009.

LI X. Z. et al., Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. *Journal Waste Management*. v. 19. 1999.

LINS, E. A. M. A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro da Muribeca. Dissertação - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 142 p. 2003.

MACCAFERRI. Sistema de desidratação de lodos e sedimentos. Necessidades e soluções. Catálogo. 2010.

MACHADO, A. A; CONCEIÇÃO, A. R. Sistema de análise estatística para Windows. Winstat. Universidade Federal de Pelotas, Rio Grande do Sul. 2007.

MANNARINO, C. F. Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico utilizando indicadores físico-químicos e biológicos. Tese – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca (ENSP). Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 110 p. 2010.

- MANNARINO C. F. et al. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – Experiências no Aterro Sanitário de Pirai e no Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ). Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. Nota Técnica. v. 11. 2006.
- MATEUS, M. D. S. C. S. Proposta de modelo para avaliação do balanço hídrico de aterros de resíduos sólidos urbanos: Estudo de caso do Aterro Metropolitano Centro de Salvador-BA. Tese – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 312 p. 2008.
- MAURÍCIO, R.G. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando processos de separação de membranas e zeólita natural. Dissertação - Escola Politécnica e Escola de Química, UFRJ, Rio de Janeiro, 91 p. 2014.
- METCALF & EDDY. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse Mc Graw Hill, 4th edition, New York, 2003.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2012.
- NASCENTES, A. L. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico. Tese - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 166 p. 2013.
- NASCENTES, A. L. et al. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico - Aspectos operacionais e microbiológicos. Revista Teccen. 8 p. 2015.
- PADILLA, R. S. Aplicação de um modelo computacional tridimensional para estimativa de balanço hídrico em aterros sanitários. Dissertação – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 107 p. 2007.
- PERTILE, C. Avaliação de processos de separação por membranas como alternativas no tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Dissertação – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 112 p. 2013.
- PETERS T. Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration. Desalination. v. 119. 1998.
- PIRES, J. C. A. Projeto de tratamento do chorume produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho através de “wetland”. Dissertação – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 74 p. 2002.
- POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS (PNRS). Presidência da República – Casa Civil. Lei nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm> Acesso em: 07 de maio. 2016.
- REIS, B. G. Avaliação da Eficiência de Processos Avançados na Remoção de Toxicidade de Lixiviado de Aterro Sanitário. Dissertação – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 172 p. 2014.

RENOU, S. et al., Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*. v. 150. 2008.

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

RODRIGUES, F. S. F. Aplicação da ozonização e do reativo de fenton como pré- tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico. Dissertação – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 79 p. 2004.

SANTOS, A. S. P. Aspectos Técnicos e Econômicos do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização. Tese – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 212 p. 2010.

SCHALCH, V. et al., Aterro Sanitário: Considerações sobre sítio, projeto, implantação, operação e monitoramento. 7º Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. São Paulo. 1992.

SILVA A. C. Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade. Dissertação – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 212 p. 2002.

SILVA, A. C. et al., Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*. v. 55. 2004.

SOUTO, G. D. B. Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“*stripping*”). Tese – Universidade de São Paulo, São Carlos, 371 p. 2009.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S.A. *Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues*. Mc-Graw Hill Editions, 1993.

TCHOBANOGLIOUS, G et al., *Wastewater engineering: treatment and reuse*. McGraw-Hill Education, 2003.

URASHIMA, D. C.; VIDAL, D. M. Sistemas de filtração com produtos sintéticos: mecanismos, características e dimensionamento. 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, São José dos Campos, SP, p. 203-210, 1999.

WOJCIECHOWSKA E. et al. Treatment of Landfill Leachate by Constructed Wetlands: Three Case Studies. *Polish J. of Environ. Stud.* v. 19. 2010.

ZAGGATO, P. A., BERTOLETI, E. *Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações*. São Carlos, SP, 2 ed. 472 p. 2008.

APÊNDICE A – Dados do lodo de fossa séptica nas cinco fases

FASE 1								
Semana	1							
pH	7,0							
Turbidez	62							
Condutividade	0,8							
N-amoniacoal	43							
DQO	1076							
COD	30							
Abs 254	0,3							
SST	346							
SSV	188							
FASE 2								
Semana	2	3	4	5				
pH	6,9	6,6	6,7	6,6				
Turbidez	-	-	-	-				
Condutividade	2,2	2,3	2,3	2,5				
N-amoniacoal	302	321	169	-				
DQO	-	927	495	1063				
COD	-	216	197	-				
Abs 254	0,4	1,4	1,2	1,9				
SST	1263	50061	-	51584				
SSV	663	25759	-	24762				
FASE 3								
Semana	7	8	9	10	11	12	13	14
pH	5,9	6,1	6,0	-	-	-	6,7	6,8
Turbidez	173	167	147	135	153	159	150	141
Condutividade	1,6	1,2	1,2	1,4	1,5	1,5	1,6	1,6
N-amoniacoal	175	357	203	165	46	-	110	358
DQO	879	-	252	-	386	-	572	427
COD	-	100	67	-	-	-	-	-
Abs 254	-	1,0	0,9	-	-	-	-	-
SST	294	60780	-	7694	-	4734	-	-
SSV	5392	2978	-	6162	-	94	-	-
FASE 4								
Semana	15	16	17					
pH	6,7	6,8	6,7					
Turbidez	114	120	136					
Condutividade	2,1	2,3	2,5					
N-amoniacoal	211	-	-					
DQO	647	815	-					

COD	181	-	-	
Abs 254	-	-	-	
SST	-	-	7243	
SSV	-	-	3765	
FASE 5				
Semana	18	19	20	21
pH	6,1	6,2	6,6	6,2
Turbidez	110	88	101	113
Conductividade	0,6	0,7	0,7	0,6
N-amoniaco	563	58	66	36
DQO	-	443	337	197
COD	-	80	-	91
Abs 254	-	-	-	0,5
SST	227	-	246	-
SSV	172	-	190	-

APÊNDICE B – Dados do lixiviado bruto nas cinco fases

FASE 1								
Semana	1							
pH	7,4							
Turbidez	109							
Condutividade	13,9							
N-amoniacoal	1028							
DQO	2136							
COD	772							
Abs 254	-							
SST	338							
SSV	168							
FASE 2								
Semana	2	3	4	5				
pH	7,4	7,3	7,4	7,4				
Turbidez	86	104	75	81				
Condutividade	15,7	16,7	15,5	15,3				
N-amoniacoal	949	789	974	-				
DQO	2152	2079	2093	2117				
COD	-	653	822	-				
Abs 254	16,8	17,1	21,8	17,1				
SST	387	201	-	114				
SSV	227	151	-	48				
FASE 3								
Semana	7	8	9	10	11	12	13	14
pH	7,4	7,2	7,4	-	-	-	7,8	7,7
Turbidez	26	26	26	-	28	28	38	28
Condutividade	14,7	14,4	13,8	13,7	12,9	12,8	12,3	13,1
N-amoniacoal	877	1143	1111	831	182	-	437	416
DQO	2182	-	2167	-	1860	-	2095	2210
COD	-	1155	1164	-	-	-	-	-
Abs 254	-	32,3	15,3	-	-	-	-	-
SST	4634	182	-	-	-	150	-	-
SSV	145	104	-	-	-	1780	-	-
FASE 4								
Semana	15	16	17					
pH	7,4	8	7,9					
Turbidez	27	86	75					
Condutividade	12,4	20,9	21,7					
N-amoniacoal	374	364	-					
DQO	2211	2207	-					
COD	670	-	-					
Abs 254	-	-	-					

SST	-	-	172	
SSV	-	-	112	
FASE 5				
Semana	18	19	20	21
pH	8,1	8,2	7,9	7,5
Turbidez	60	58	51	43
Conductividade	21,2	21,8	20,9	19,4
N-amoniaco	2437	1390	653	1146
DQO	-	2120	2205	2167
COD	-	1792	-	1586
Abs 254	-	-	-	14,65
SST	50	-	247	-
SSV	37	-	208	-

ANEXO A – Cartas-controle dos organismos-teste *Aliivibrio fischeri* e *Daphnia simillis*

