



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

LIZ GEISE SANTOS DE ARAÚJO

**AVALIAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO: geração e tecnologias de
tratamento**

Caruaru

2019

LIZ GEISE SANTOS DE ARAÚJO

**AVALIAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO: geração e tecnologias de
tratamento**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, como requisito parcial para obtenção do título de mestre Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria Odete Holanda Mariano

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Nélia Henriques Callado

Caruaru

2019

Catálogo na fonte:
Bibliotecária – Paula Silva - CRB/4 - 1223

A663a Araújo, Liz Geise Santos de.
Avaliação do lixiviado de aterro sanitário: geração e tecnologias de tratamento. / Liz Geise Santos de Araújo. - 2019.
111 f.; il.: 30 cm.

Orientadora: Maria Odete Holanda Mariano.

Coorientadora: Nélia Henriques Callado.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2019.

Inclui Referências.

Inclui Referências.

1. Gestão integrada de resíduos sólidos – Maceió (AL). 2. Levantamento da administração do tempo – Maceió (AL). 3. Eficiência organizacional – Maceió (AL). 4. Aterro sanitário – Lixiviação – Maceió (AL). I. Mariano, Maria Odete Holanda (Orientadora). II. Callado, Nélia Henriques (Coorientadora). III. Título.

CDD 620 (23. ed.)

UFPE (CAA 2019-333)

LIZ GEISE SANTOS DE ARAÚJO

**AVALIAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO: geração e tecnologias de
tratamento**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Aprovada em: 12/ 08/ 2019.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Maria Odete Holanda Mariano (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Simone Machado Santos (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves (Examinador Externa)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr. Eduardo Antônio Maia Lins (Examinador Externo)
Universidade Católica de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por todas as graças que me concede e por seu grandioso amor.

Aos meus pais por serem minha maior fonte de apoio, inspiração e motivação.

As minhas irmãs e demais familiares por toda a torcida.

As professoras Dra. Sc. Odete Mariano e Dra. Sc. Nélia Callado, pela orientação e coorientação, respectivamente, disponibilidade e todos os ensinamentos concedidos.

A Superintendência de Limpeza Urbana de Maceió (SLUM) e a empresa operadora do Aterro Sanitário de Maceió por todas as informações e dados disponibilizados para a realização desse trabalho.

Aos meus amigos, que serão aqui representados pela Júlia, por todo o companheirismo nos momentos das grandes dificuldades e por todo o incentivo, tornando a caminhada mais leve.

Aos amigos da SUDES, por todo o incentivo nessa reta final e por não me permitirem desanimar.

Aos colegas de trabalho da SLUM, por toda compreensão e apoio durante esses anos de mestrado.

Aos amigos da UFPE, que serão aqui representados por Alison, por toda ajuda, incentivo e suporte.

A todos que contribuíram de forma direta ou indireta para a concretização desse trabalho. Sem vocês não seria possível!

RESUMO

O aterro sanitário é uma das formas adequadas mais utilizadas de disposição final de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), que tem como base técnicas de impermeabilização do solo, compactação e cobertura diária das células de resíduos, coleta e tratamento do lixiviado e gases gerados, bem como a instalação de sistemas de drenagem de águas pluviais. O lixiviado, líquido altamente contaminante, gerado nos aterros sanitários, é um dos principais desafios ambientais, especialmente no que se refere ao seu tratamento, visto que sua composição variada dificulta a escolha de um tratamento continuamente eficiente. Sem o tratamento adequado, este pode ocasionar contaminação do solo e dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Sob esse contexto, o presente trabalho tem como objetivo realizar uma análise temporal do lixiviado gerado no aterro sanitário de Maceió, por um período de 9 anos, além de avaliar a eficiência do seu tratamento na Estação de Tratamento de Efluente (ETE) localizada na área do aterro. As informações foram obtidas através de visitas *in loco*, bem como por meio de dados secundários disponibilizados pela Superintendência de Limpeza Urbana de Maceió (SLUM). Observa-se que o aterro apresenta grande variabilidade nas concentrações dos seus parâmetros ao longo do tempo, principalmente de DBO e DQO, que apresentaram concentrações maiores em períodos chuvosos. A vazão do lixiviado aumentou em períodos chuvosos, constatando a influência da precipitação. O Nitrogênio Amoniacal, pH e Alcalinidade não apresentaram influência da precipitação, estando mais relacionados com a fase de degradação anaeróbia do aterro, que tende-se a se encontrar, atualmente, na fase metanogênica. Quanto ao tratamento do lixiviado na ETE, observou-se a necessidade de melhorias, principalmente para remoção de nitrogênio amoniacal em atendimento aos padrões ambientais, que posteriormente foram realizadas, através da implantação do sistema de nanofiltração e filtração com zeólita, posterior aos processos biológicos e de coagulação, floculação e decantação, proporcionando melhor desempenho no tratamento do lixiviado, obtendo eficiência global média de 98,79%, 95,45% e 93,42% na remoção de DBO, DQO e Nitrogênio Amoniacal, respectivamente.

Palavras-chave: Resíduos. Efluente. Tempo. Eficiência.

ABSTRACT

The landfill is one of the most commonly used forms of final disposal of Urban Solid Waste (USW), which is based on soil waterproofing techniques, compaction and daily coverage of waste cells, collection and treatment of leachate and generated gases, as well as the installation of storm water drainage systems. The leachate, highly contaminating code, generation in the sanitary lands, is one of the main environmental challenges, especially with regard to its treatment, since its varied composition hinders the choice of an efficient back treatment. Proper treatment should be a contamination of soil and surface and groundwater resources. Abstract (Summary) in the temporal of lysis of leachate in the water from Maceió, by a period of 9 years, beyond trial in time of their treatment in ETE of the landfill. The information was sent through on-site visits, as well as through information on the Superintendency of Urban Cleaning of Maceió (SLUM). It is observed that the landfill presents great variability of its frequencies over time, mainly of BOD and COD, being these still influenced by the increase of the intensity with the times of the greater precipitations. Leachate flow also increased in severe rainfalls. Amoniacal Nitrogen, pH and Alkalinity is not the most affected, but most linked with an anaerobic landfill degradation phase, which is in the methanogenic phase. To the treatment of leachate at ETE, yesterday-the-cement of improvements, mainly to the removal of ammonia nitrogen in the following sources of environmental, which have been been used, using the nanofiltration and filtration with zeolo, after the biological processes and coagulation, flocculation and decantation, providing better performance in the treatment of leachate, obtaining a global average of 98.79%, 95.45% and 93.42% in the removal of BOD, COD and Amoniacal Nitrogen, respectively.

Keywords: Waste. Effluent. Time. efficiency.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Ventos médios anuais de 1961 a 1990.	47
Figura 2- Ventos médios em janeiro de 1961 a 1990.	48
Figura 3- Ventos médios em junho de 1961 a 1990.	48
Figura 4- Antigo lixão de Maceió.	51
Figura 5- Aterro Sanitário de Maceió.	51
Figura 6- Localização do Aterro Sanitário de Maceió.	53
Figura 7- Estação pluviométrica no aterro sanitário de Maceió.	55
Figura 8- Coleta do lixiviado bruto.	60
Figura 9- Coleta do lixiviado após o processo aeróbio.	60
Figura 10- Ponto de Coleta do lixiviado tratado.	61
Figura 11- Lagoa Anaeróbia da ETE do Aterro Sanitário de Maceió.	77
Figura 12- Etapa aeróbia da ETE.	78
Figura 13- Etapa físico-química da ETE do Aterro Sanitário de Maceió.	79
Figura 14- Sistema de nanofiltração.	80
Figura 15- Lagoa de acumulação do lixiviado tratado.	80
Figura 16- Pontos de coleta do monitoramento do lixiviado no corpo receptor.	81

LISTA DE FLUXOGRAMAS

Fluxograma 1- Fluxograma da ETE localizada no aterro sanitário de Maceió.	52
Fluxograma 2- Etapas do desenvolvimento da dissertação.....	54
Fluxograma 3- Períodos das tecnologias de tratamento adotadas na ETE do aterro sanitário de Maceió.....	59
Fluxograma 4- Fluxograma da ETE localizada no aterro sanitário de Maceió.	76
Fluxograma 5- Períodos das tecnologias de tratamento adotadas na ETE do aterro sanitário de Maceió.....	81

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1-	Composição gravimétrica dos RSU de Maceió.	21
Gráfico 2-	Disposição final de RSU no Brasil no ano de 2017.	23
Gráfico 3-	Fases de estabilização dos RSU dispostos em Aterros sanitários.	26
Gráfico 4-	Gráfico da Precipitação x Evapotranspiração – médias registradas na estação meteorológica de Maceió- período de 1986 a 2016.	46
Gráfico 5-	Velocidade média mensal dos ventos em Maceió - Período: 1986 e 2016.	49
Gráfico 6-	Gráfico da relação entre geração do lixiviado e precipitação.	62
Gráfico 7-	Evolução temporal da DBO do lixiviado gerado no aterro sanitário de Maceió.	66
Gráfico 8-	Relação da DBO e precipitação.	67
Gráfico 9-	Evolução temporal da DQO do lixiviado do aterro sanitário de Maceió..	68
Gráfico 10-	Relação entre a DQO e a precipitação do lixiviado gerado no aterro sanitário de Maceió.	69
Gráfico 11-	Avaliação temporal da relação DBO/DQO.	70
Gráfico 12-	Evolução temporal do pH no lixiviado do aterro sanitário de Maceió.	71
Gráfico 13-	Relação entre o pH e a precipitação.	72
Gráfico 14-	Evolução temporal do Nitrogênio amoniacal no lixiviado do aterro sanitário de Maceió.	73
Gráfico 15-	Relação entre o NA e a precipitação.	73
Gráfico 16-	Evolução temporal da Alcalinidade.	74
Gráfico 17-	Relação entre a alcalinidade e a precipitação.	75
Gráfico 18-	Eficiências de remoção de DBO para os três períodos.	83
Gráfico 19-	Valores de DBO Bruto e Tratado.	85
Gráfico 20-	Eficiência na remoção de DQO para os 3 períodos da ETE.	86
Gráfico 21-	Valores de DQO bruto e tratado.	88
Gráfico 22-	Eficiência de remoção da concentração de nitrogênio amoniacal para o segundo período.	89
Gráfico 23-	Concentrações finais de NA no período 2.	90
Gráfico 24-	Eficiência de remoção da concentração de NA no período 3.	91
Gráfico 25-	Concentrações de DBO após as etapas de tratamento do lixiviado.	93

Gráfico 26- Contribuição do processo biológico e físico químico na eficiência global do sistema para remoção de DBO.	93
Gráfico 27- Concentrações de DQO após as etapas de tratamento do lixiviado.	95
Gráfico 28- Contribuição do processo biológico e físico químico na eficiência global do sistema para remoção de DQO.....	96
Gráfico 29- Concentrações de NA após as etapas de tratamento do lixiviado	98
Gráfico 30- Contribuição do processo biológico e físico químico na eficiência global do sistema para remoção de NA.....	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Composição gravimétrica dos RSU no Brasil.	20
Tabela 2- Composição gravimétrica dos RSU de Maceió.	20
Tabela 3- Origem dos íons encontrados nos lixiviados.	21
Tabela 4- Variação nas concentrações dos parâmetros dos lixiviados nos aterros de acordo com a fase de estabilização biológica.	26
Tabela 5- Faixas de variação mais prováveis de lixiviados em aterros brasileiros. .	30
Tabela 6- Faixas de variação e composição típica do lixiviado em aterros recentes e maduros.	31
Tabela 7- Composição dos lixiviados em diferentes fases do aterro sanitário.	31
Tabela 8- Período de avaliação temporal do lixiviado.	57
Tabela 9- Periodicidade da coleta de lixiviado bruto e tratado.	58
Tabela 10- Dados levantados para os períodos de maiores precipitações.	63
Tabela 11- Dados levantados para os períodos de menores precipitações.	64
Tabela 12- Variáveis estatísticas para o período chuvoso.	65
Tabela 13- Variáveis estatísticas para o período de baixa precipitação.	65
Tabela 14- Média das eficiências em função da estação utilizada.	82
Tabela 15- Eficiências e valores de concentrações de DBO obtidos após as etapas de tratamento.	92
Tabela 16- Eficiências e valores de concentrações de DQO obtidos após as etapas de tratamento.	94
Tabela 17- Eficiências e valores de concentrações de DQO obtidos após as etapas de tratamento.	97

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NA	Nitrogênio Amoniacal
NBR	Norma Brasileira
PH	Potencial Hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SLUM	Superintendência de Limpeza Urbana de Maceió

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	Objetivo geral	17
2.2	Objetivos específicos	17
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
3.1	Classificação dos resíduos sólidos	18
3.2	Composição gravimétrica dos RSU	19
3.3	Aterro sanitário	22
3.3.1	Biodegradação dos resíduos sólidos em aterros sanitários	24
3.3.2	Poluição ambiental em aterros sanitários	27
3.4	Lixiviados	29
3.4.1	Composição	29
3.4.2	Geração	34
3.5	Tratamento de lixiviados	36
3.5.1	Tratamentos biológicos	36
3.5.1.1	<i>Processos anaeróbios</i>	37
3.5.1.2	<i>Processos aeróbios</i>	39
3.5.2	Processos físico-químicos	40
3.5.3	Monitoramento do lixiviado	43
3.6	Informações relevantes de Maceió	45
4	Metodologia	53
4.1	Definição da área de estudo	53
4.2	Planejamento metodológico	53
4.3	Índices pluviométricos e geração de lixiviado	54
4.4	Análise qualitativa temporal do lixiviado	56
4.4.1	Definição dos parâmetros de análise.....	56

4.4.2	Tempo, frequência e pontos de coleta.....	56
4.5	Avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento.....	58
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	62
5.1	Geração de lixiviado.....	62
5.2	Análise qualitativa temporal do lixiviado.....	63
5.2.1	DBO	66
5.2.2	DQO	68
5.2.3	Relação DBO/DQO	70
5.2.4	pH	71
5.2.5	Nitrogênio Amoniacal (NA)	72
5.2.6	Alcalinidade	74
5.3	Avaliação do sistema de tratamento existente.....	76
5.3.1	Levantamento do sistema de tratamento	76
5.3.2	Eficiência do sistema de tratamento do lixiviado.....	81
5.3.2.1	<i>Remoção de DBO</i>	82
5.3.2.2	<i>Remoção de DQO</i>	86
5.3.2.3	<i>Remoção de Nitrogênio Amoniacal</i>	89
5.3.2.4	<i>Avaliação da eficiência por etapa de tratamento</i>	91
5.3.2.5	<i>Remoção de DBO</i>	92
5.3.2.6	<i>Remoção de DQO</i>	94
5.3.2.7	<i>Remoção de Nitrogênio Amoniacal</i>	97
6	CONCLUSÕES.....	102
6.1	Trabalhos futuros.....	103
	REFERÊNCIAS	105

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, uma das maiores preocupações da sociedade é o acentuado crescimento da população e conseqüente aumento na geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), que necessitam de uma destinação final ambientalmente adequada, visto que, esses resíduos se descartados em locais inadequados podem acarretar em prejuízos à saúde das pessoas, bem como a contaminação do solo, ar e recursos hídricos (SIQUEIRA *et al.*, 2016).

No Brasil, comumente, são utilizadas três formas de disposição final dos RSU: lixões, aterros controlados e aterros sanitários. Dentre estas, apenas o aterro sanitário é considerado o local adequado à destinação final dos resíduos sólidos, sendo largamente utilizado nos municípios (BARBOSA e CAMPOS, 2015). No último panorama divulgado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), do ano de 2017, no que se refere à disposição final de RSU, não foram encontrados avanços em relação ao ano anterior, onde foi mantida praticamente a mesma configuração, sendo os aterros sanitários a disposição final de aproximadamente 40% dos municípios brasileiros, o que representa cerca de 59,1% dos resíduos totais coletados (ABRELPE, 2018). Poucos foram os avanços alcançados na redução, reutilização e reciclagem de resíduos, onde os aterros sanitários continuam como um dos principais sistemas de disposição final dos RSU, sendo uma tecnologia de extrema relevância para o sistema de manejo de resíduos no Brasil (ABRELPE, 2017).

Sob a ótica ambiental, os aterros sanitários são considerados uma tecnologia adequada para a destinação dos resíduos, porém, se operados de maneira ineficiente, os subprodutos provenientes dos próprios resíduos, tais como o lixiviado e gases, podem acarretar em sérios danos ambientais (KIRMIZAKS *et al.*, 2014). A operação eficiente de um aterro sanitário, através da impermeabilização das bases, instalação de drenos de coleta de lixiviados e gases, cobertura diária dos resíduos, além da escolha de área viável à sua implantação, configura em maior proteção ao meio ambiente (OLIVEIRA e PASCAL, 2004).

Dentre as principais questões ambientais envolvidas na decomposição dos RSU dispostos em aterros sanitários, está a geração do lixiviado, que é um líquido com

potencial poluidor, que pode ocasionar contaminação do solo e dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, trazendo consequências negativas no abastecimento d'água, bem como a fauna e a flora aquática. Além disso, o lixiviado emite gases que também podem provocar consequências ambientais negativas (YOUCAI e ZIYANG, 2017). Nesse sentido, Renou *et al.* (2008), discorre que para atender aos padrões de lançamento dos lixiviados em corpos receptores, há necessidade de um adequado tratamento, seja este físico, químico ou biológico, bem como a junção destes.

No município de Maceió, estado de Alagoas, os RSU são coletados por empresas terceirizadas e encaminhados ao Aterro Sanitário da cidade, em operação desde abril de 2010, que recebe uma média diária de 1.500 toneladas. Na área do aterro há uma Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) destinada ao tratamento do lixiviado gerado nas células de disposição de resíduos Classe IIA.

Sob esse contexto, o presente trabalho tem por objetivo realizar uma análise temporal do lixiviado gerado no aterro sanitário de Maceió, estado de Alagoas, bem como avaliar a eficiência do seu tratamento, identificando o seu comportamento ao longo dos anos de operação, além de verificar possíveis intercorrências em seu tratamento, prevendo a proposição de medidas corretivas para o seu adequado funcionamento.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste trabalho foi realizar uma análise temporal do lixiviado gerado no Aterro Sanitário de Maceió, bem como avaliar a eficiência de seu tratamento na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), localizada na área do aterro.

2.2 Objetivos específicos

Como objetivos específicos, o presente estudo pretende:

- Levantar o volume de lixiviado gerado em função da sazonalidade e sua relação com os índices pluviométricos;
- Realizar uma análise qualitativa do lixiviado bruto, sua variabilidade dos parâmetros de qualidade ao longo do tempo e em função da sazonalidade;
- Realizar uma avaliação da eficiência do tratamento do lixiviado, de acordo com as modificações de tratamento utilizadas;
- Averiguar a qualidade do lixiviado tratado descartado.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Classificação dos resíduos sólidos

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) em sua Norma Brasileira (NBR) 10004 de 2004 apresenta a seguinte definição para resíduos sólidos: “Resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. ” A mesma resolução define, ainda, duas classes distintas de resíduos sólidos, segundo os critérios de periculosidade, que são: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade (ABNT, 2004). Sendo classificados em:

Resíduo de Classe I

Perigosos

Resíduos que se enquadram em pelo menos um dos critérios de periculosidade, que podem acarretar em riscos ao meio ambiente e/ou à saúde humana.

Resíduo de Classe II

Não perigosos

- Classe II A - não inertes. Podem ter propriedades como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

- Classe II B - Inertes. Seus constituintes solubilizados (NBR 10.006) não ultrapassam as concentrações preconizadas pelos padrões de potabilidade da água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Conforme sua origem, os resíduos sólidos podem ser classificados em resíduos domiciliares, de serviços de saúde, comerciais, industriais, de varrição, radioativos, de portos e aeroportos, etc. Mais especificamente, quanto aos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal nº 12.305 de 2010, estabelece que esses são originários dos resíduos domiciliares e dos resíduos de limpeza urbana, tais como de varrição, limpeza de logradouros e vias públicas (BRASIL, 2010).O gerenciamento dos RSU é atribuição dos serviços de limpeza urbana, que segundo a PNSR, são de responsabilidade dos municípios.

Em Maceió, os serviços de limpeza urbana são de competência da Superintendência de Limpeza Urbana de Maceió – SLUM (MACEIÓ, 2018), bem como definido na Lei Complementar ao Código Municipal de Limpeza Urbana do município (MACEIÓ, 2007):

Os serviços de limpeza urbana da cidade de Maceió serão regidos pelas disposições contidas neste Código, e explorados pela Superintendência Municipal de Limpeza Urbana de Maceió - SLUM, autarquia municipal dotada de personalidade jurídica de Direito Público, patrimônio e receita próprios, com autonomia financeira, administrativa e técnica, competindo-lhe executar, manter e operar os serviços integrantes ou relacionados com sua atividade fim, bem como comercializar os produtos e subprodutos do lixo.

3.2 Composição gravimétrica dos RSU

Muitas são as variações nas características dos resíduos, onde estas variam de acordo, principalmente, com os aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos das regiões. Mais especificamente, a composição gravimétrica dos resíduos sólidos reflete a percentagem de cada componente em relação ao peso total da amostra de resíduo analisada, estando inserida nas características físicas dos resíduos, sendo este conhecimento de extrema importância para uma gestão adequada dos serviços de limpeza urbana (MONTEIRO *et al.*, 2001).

De acordo com ABNT/NBR 10007/2004, para a determinação da composição gravimétrica dos resíduos, comumente, utiliza-se a metodologia do quarteamento. Nesse método, as amostras são retiradas do caminhão coletor na chegada deste à destinação final, através da descarga do conteúdo. Posteriormente, as amostras coletadas são levadas para uma lona de aproximadamente 40m², onde é feita a homogeneização das amostras e são efetuados dois quarteamentos seguidos da triagem e pesagem de cada componente. O quarteamento consiste em dividir os resíduos em quatro montes aparentemente iguais, sendo dois montes diagonais descartados, sendo realizada nova homogeneização e posterior quarteamento, resultando em uma única amostra final.

A Tabela 1 apresenta a composição gravimétrica dos RSU no Brasil, relativos a o ano de 2008, sendo possível perceber, expressiva quantidade de matéria orgânica, cerca de metade do total e elevada geração de resíduos recicláveis secos, tais como vidro, plástico e metal.

Tabela 1: Composição gravimétrica dos RSU no Brasil.

Material	Composição (%)
Matéria orgânica	51,41
Vidro	2,39
Metal	2,89
Plástico	13,54
Papel/Papelão	13,08
Outros	16,69

Fonte: Elaborado a partir de IBGE (2010) e IPEA (2012).

Com relação a composição gravimétrica dos RSU do município de Maceió, entre os meses de novembro e dezembro do ano de 2011 foi realizada uma caracterização gravimétrica dos RSU no Aterro Sanitário de Maceió, através de uma parceria entre a Universidade Federal da Bahia (UFBA) com a empresa operadora do aterro sanitário. Este estudo foi realizado em 17 (dezesete) bairros do município, em regiões consideradas de maior representatividade da cidade e conhecimento da influência do fator socioeconômico nas características dos resíduos (MACHADO *et al.*, 2012).

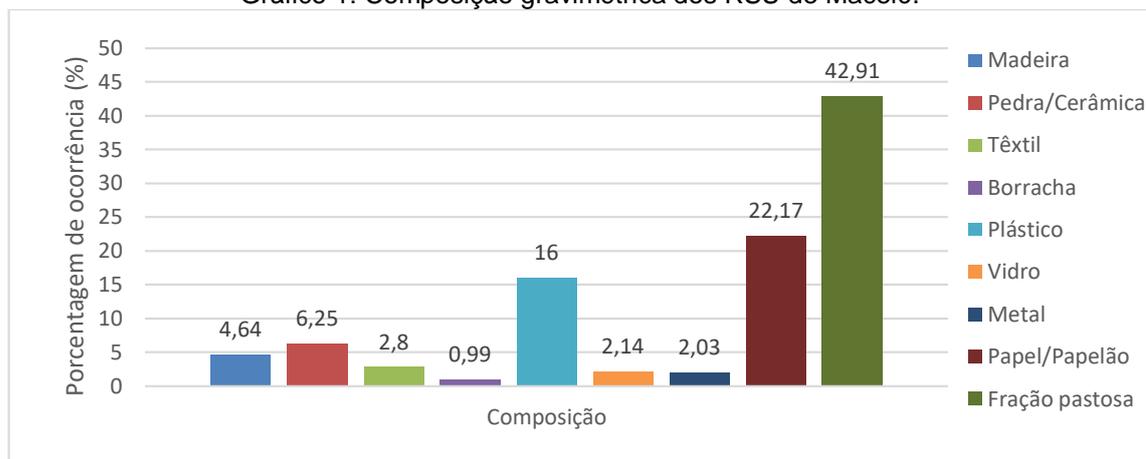
Para a realização do estudo, foram coletadas amostradas representativas de resíduos, coletados na célula Classe IIA, segregando o material de caminhões compactadores, onde, no momento da descarga dos resíduos, através do auxílio de uma escavadeira, foi coletada uma amostrada de aproximadamente 400 litros de resíduo no respectivo caminhão compactador, referente a determinado roteiro. Desse modo, o resíduo foi colocado sobre uma manta plástica, sendo realizada sua homogeneização e posterior método do quarteamento do material (MACHADO *et al.*, 2012). A tabela 2 apresenta o resultado da composição gravimétrica dos RSU de Maceió e o Gráfico 1 apresenta o correspondente.

Tabela 2: Composição gravimétrica dos RSU de Maceió.

Tipo de Resíduo	Composição
Madeira	4,64
Pedra/Cerâmica	6,25
Têxtil	2,80
Borracha	0,99
Plástico	16,0
Vidro	2,14
Metal	2,03
Papel/Papelão	22,17
Fração pastosa	42,91

Fonte: Adaptado de MACHADO *et al.*, 2012.

Gráfico 1: Composição gravimétrica dos RSU de Maceió.



Fonte: Adaptado de MACHADO *et al.*, 2012.

Nesse sentido, observa-se que conforme tendência nacional exposta na composição gravimétrica realizada pelo IBGE (2008), a maior parte dos RSU é composto por matéria orgânica (fração pastosa), sendo cerca de 50%. O resultado obtido no estudo supracitado, demonstra, ainda, que a capital alagoana possui alto potencial de RSU passíveis de reaproveitamento e reciclagem, tais como papel/papelão, vidro, metal e plásticos, representando cerca de 42% da parcela total dos resíduos, sendo a média nacional (IBGE, 2008) de 31,9%.

A tipologia dos resíduos é um dos fatores que influencia a própria composição dos lixiviados gerados (SEGATO, 2000; SOUTO E POVINELLI, 2005; CASTILHOS JÚNIOR, 2006), conforme disposto na Tabela 3 de Segato e Silva (2000), que apresenta a origem dos íons encontrados nos lixiviados, que variam de acordo com a tipologia dos resíduos que ali são dispostos, demonstrando a grande variedade na composição que pode ser encontrada.

Tabela 3: Origem dos íons encontrados nos lixiviados.

Íons	Origem
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos
PO_4^{3-} , NO_3^- , CO_3^{2-}	Material orgânico
Cu^{2+} , Fe^{2+} , Sn^{2+}	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
Hg^{2+} , Mn^{2+}	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+}	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)

Al⁺³	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens, laminadas em geral
Cl⁻, Br⁻, Ag⁺	Tubos de PVC, negativos de filmes e raios-X
As⁺³, Sb⁺³, Cr⁺³	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

Fonte: SEGATO e SILVA (2000).

3.3 Aterro sanitário

A NBR 8419 (ABNT, 1992), que dispõe sobre a apresentação de projetos de Aterros Sanitários, define este sistema de disposição final como:

Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.

O aterro sanitário é uma das formas adequadas mais utilizadas de disposição final de resíduos sólidos, que tem como base técnicas de impermeabilização do solo, compactação e cobertura diária das células de resíduos, coleta e tratamento do chorume e gases gerados. Para um adequado funcionamento do aterro sanitário devem ser feitos planos de monitoramento ambiental e geotécnico, além da instalação de sistemas de drenagem de águas pluviais (CORREA e LANÇA, 2008).

A escolha da área de implantação do aterro sanitário é um dos passos mais importantes, para isto, a NBR 13896 de 1997 – Aterro de Resíduos não perigosos, estabelece os seguintes critérios, tais como:

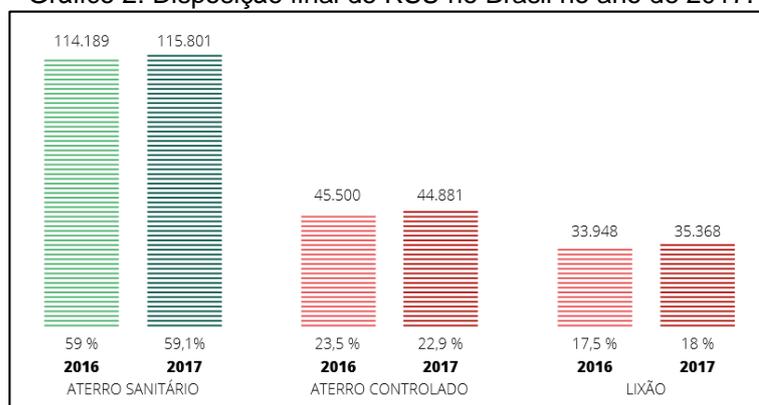
- Topografia: 1% < declividade < 30%
- Geologia e tipo de solo: situação ideal, com um solo permeável. Distância aceitável de 1,5m da base do aterro ao nível máximo do lençol freático.
- Camada de solo natural homogêneo com coeficiente de permeabilidade $k < 10^{-6}$ cm/s e zona não saturada com espessura superior a 3m.
- Recursos hídricos: distância > 200m.
- Vias de acesso: em boas condições para uso na construção e utilização do aterro.
- Área: vida útil mínima de 10 anos.
- Distância mínima a núcleos populacionais: 500m.

- O aterro não deve ser executado em áreas com riscos de inundação em períodos de recorrência de 100 anos.

Além disso, a NBR 8419 de 1992 apresenta as condições mínimas exigíveis para a apresentação de projetos de aterros sanitários de RSU.

Apesar da disposição final ambientalmente adequada em aterros sanitários registrar um índice de 59,1% do montante de resíduos (Gráfico 2), as unidades inadequadas, tais como lixões e aterros controlados, ainda permanecem presentes em todas as regiões do Brasil, recebendo, diariamente, mais de 80 mil toneladas de resíduos por dia, com elevado potencial de poluição ambiental e impactos negativos à saúde (ABRELPE, 2018).

Gráfico 2: Disposição final de RSU no Brasil no ano de 2017.



Fonte: ABRELPE, 2018.

Para se preparar a área do Aterro Sanitário são realizados estudos geotécnicos e topográficos e indicado a melhor solução para a conformação do local. O solo é impermeabilizado e o terreno nivelado, além disso, são feitas obras de drenagem das águas pluviais, para que não haja percolação na massa de resíduos sólidos depositados, o que acarretaria no aumento do volume lixiviado (NASCIMENTO, 2013).

Com a impermeabilização da sub-base, geralmente feita com jazida do local, há a instalação de uma manta de Polietileno de Alta Densidade (PEAD), que é coberta para evitar danos e proteger o solo e as águas subterrâneas. Sobre a manta de polietileno é feita a coleta do lixiviado, de modo a enviá-lo para acumulação e posterior tratamento adequado (SANTOS e GIRARDI, 2007).

De acordo com Renou *et al.* (2008), a sazonalidade tem uma grande influência na geração de lixiviados, pois afeta a precipitação e as perdas por evaporação, onde as águas pluviais que infiltram nas células de resíduos devem ser consideradas.

Dentre os gases formados em um aterro sanitário, a maior parte é composta de gás Metano, cerca de 40% a 60%. A resolução CONAMA nº 382 de 2006 estabelece os padrões de emissão de gases, pois se não tratados de modo adequado podem acarretar em prejuízos ao meio ambiente e à saúde humana. Para a drenagem dos gases no aterro sanitário são instalados drenos de gases. No topo dos drenos pode ser feito um sistema para queima de gases, a fim de diminuir os impactos ambientais negativos, a partir da transformação do Gás Metano (CH₄) em Dióxido de Carbono (CO₂), sendo este último menos danoso ao meio ambiente. Há ainda, a possibilidade de utilização destes gases para reaproveitamento energético, devendo ser verificada a sua viabilidade econômica (BASTOS e DAVID, 2008).

3.3.1 Biodegradação dos resíduos sólidos em aterros sanitários

A presença de microrganismos, especialmente bactérias que agem no metabolismo anaeróbico ou metabolismo anaeróbico, ocasiona a degradação dos resíduos sólidos nos aterros sanitários (CASTILHOS JÚNIOR, *et al.*, 2003). Essas bactérias, encontradas nos resíduos, dependem da fase de decomposição dos materiais dispostos, bem como das condições de oxigenação do próprio ambiente, podendo ser aeróbias, anaeróbias ou facultativas, atuando principalmente nos resíduos de fácil putrefação, tais como restos de alimentos e resíduos de poda (MACIEL, 2003).

Castilhos Júnior *et al.* (2003) comentam, ainda, que os resíduos aterrados são passíveis de processos complexos, principalmente devido a sua variedade química e influência de aspectos naturais, como precipitação e ação de microrganismos, sendo a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas, associada a dissolução de elementos minerais e o carreamento das partículas finas e materiais solúveis pela água de percolação, os principais fatores pela degradação dos resíduos.

Quanto as fases de biodegradação dos RSU, que é um processo lento e dependente da composição de diversos substratos, comumente são estabelecidas 5 fases distintas, que são geralmente denominadas de: Fase inicial, Fase de transição,

Formação ácida, Fermentação Metanogênica e Maturação final (POHLAND & HARPER, 1985 *apud* CASTILHOS *et al.*, 2003), sendo assim descritas:

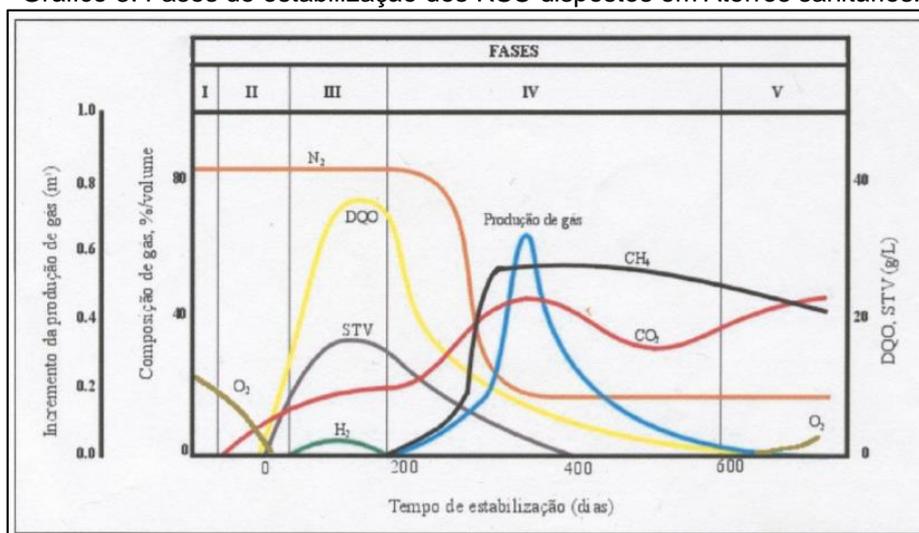
- Fase 1 (Fase Inicial): A fase inicial é caracterizada pelo aterramento dos resíduos nas células, iniciando o processo de acúmulo de umidade, cobertura e compactação dos resíduos. Nessa fase ocorrem as primeiras modificações em termos de degradação.
Trata-se de uma fase de curta duração, aproximadamente uma semana (CARVALHO, 1999 *apud* FARIA, 2002).
- Fase 2 (Fase de Transição): Nessa fase se inicia a formação de lixiviados, especialmente pela capacidade de retenção em água dos resíduos que é ultrapassada, bem como início da passagem da condição aeróbia para anaeróbia. Os lixiviados apresentam concentrações relevantes de metabólitos intermediários e predominância de ácidos graxos, tendências perceptíveis de instalação de condições redutoras no meio.
- Fase 3 (Formação ácida): Há redução no pH e o consumo de nitrogênio e fósforo ocasionam o crescimento de microrganismos. Detecção do H₂ e influência na natureza dos produtos intermediários formados. A carga orgânica presente nos lixiviados decresce, tornando-os menos biodegradáveis.
- Fase 4 (Fermentação metanogênica): Crescimento do pH a valores mais elevados, controlado pela capacidade tampão do sistema. Nessa fase há redução na carga orgânica do lixiviado e aumento proporcional na produção de gases, principalmente metano. Também há decaimento no potencial de óxido, complexação e precipitação de metais. Decaimento da DQO presente no lixiviado, com consequente aumento na produção de gás.
Essa fase tem duração de oito a quarenta anos (CARVALHO, 1999 *apud* FARIA, 2002).
- Fase 5 (Maturação final): Nessa fase ocorre a estabilização dos componentes orgânicos disponíveis nos resíduos e solubilizados nos lixiviados, bem como há produção de gás decresce até seu cessamento. Há o reaparecimento do oxigênio e espécies oxidadas. Conversão das matérias

orgânicas resistentes a biodegradação em moléculas, tais como ácidos húmicos.

- Essa fase tem duração de um a oitenta anos (CARVALHO, 1999 *apud* FARIA, 2002).

O Gráfico 3 ilustra as fases acima descritas e a Tabela 4 as faixas de variações nas concentrações dos lixiviados de acordo com cada fase.

Gráfico 3: Fases de estabilização dos RSU dispostos em Aterros sanitários.



Fonte: POHLAND & HARPER (1985) *apud* SANTOS FILHO, 2013.

Tabela 4: Variação nas concentrações dos parâmetros dos lixiviados nos aterros de acordo com a fase de estabilização biológica.

Parâmetros (mg/L)	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
pH (adimensional)	6,7	4,7 a 7,7	6,3 a 8,8	7,1 a 8,8
ST	2.050 a 2.450	4.120 a 55.300	2.090 a 6.410	1.460 a 4.640
DBO	100 a 10.900	1.000 a 57.700	600 a 3.400	4 a 120
DQO	480 a 18.000	1.500 a 71.100	580 a 9.760	31 a 900
Cobre	0,085 a 0,39	0,005 a 2,2	0,03 a 0,18	0,02 a 0,56
Ferro	68 a 312	90 a 2.200	115 a 336	4 a 20
Chumbo	0,001 a 0,004	0,01 a 1,44	0,01 a 0,10	0,01 a 0,10
Magnésio	66 a 96	3 a 1.140	81 a 505	81 a 190
Níquel	0,02 a 1,55	0,03 a 79	0,01 a 1	0,07
Potássio	35 a 2.300	35 a 2.300	35 a 2.300	35 a 2.300
Sódio	20 a 7.600			
Zinco	0,06 a 21	0,65 a 220	1,40 a 6	0,4
Cádmio	190 a 490	70 a 3.900	76 a 490	76 a 254

Cromo	0,023 a 0,28	0,06 a 18	0,05	0,05
Cloreto	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000
Sulfeto	Ausente	0 a 818	0,9	Ausente
Coliformes Totais (NNP/1000ml)	100 a 105	100 a 105	Ausente	Ausente

Fonte: POHLAND & HARPER (1986) *apud* SANTOS FILHO, 2013.

O conhecimento das etapas supracitadas aliadas aos conhecimentos técnicos de engenharia e interação desses processos microbiológicos possibilitam a redução no tempo da estabilização estrutural das células do aterro sanitário, o que facilitará a escolha no processo de tratamento dos lixiviados, minimizando os impactos ambientais (DINIZ, 2010). É importante ressaltar, ainda, que conforme exposto por Castilhos Júnior *et al.* 2003, apesar do conhecimento das fases digestão anaeróbia auxiliar à compreensão dos fenômenos de estabilização biológica dos RSU e sua influência na composição do lixiviado, durante a operação de um aterro sanitário não há essa divisão de forma exata, pois há recebimento de resíduos diariamente, o que varia a idade destes, fazendo com que estas fases ocorram de forma simultânea nas diferentes camadas das células de disposição.

3.3.2 Poluição ambiental em aterros sanitários

O inadequado manejo dos resíduos sólidos pode acarretar em sérios problemas ao meio ambiente e à saúde humana, especialmente no que se refere à poluição ambiental (OLIVEIRA, 2004). A partir da decomposição dos RSU e principalmente dos materiais orgânicos de origem animal e vegetal se iniciam as possibilidades de poluição provenientes de aterros sanitários, especialmente a partir da geração e liberação de gases e lixiviados (ROSA, DALMOLIN e COPETTI, 2012). De acordo com a CEMPRE (2018), os problemas ambientais são aqueles que afetam indiretamente a saúde pública, ondem diversas ações devem ser realizadas no sentido da consolidação de um aterro sanitário, de modo a evitar que estes ocorram.

A poluição das águas superficiais ocorre principalmente pelo lançamento indiscriminado de resíduos no solo que permite o deslocamento do lixiviado para as redes de drenagens de águas superficiais. A poluição dos recursos hídricos pode ser física, química e biológica, onde as alterações físicas estão principalmente

relacionadas ao aumento da turbidez, bem como as variações de gradientes de temperatura. Quanto a poluição biológica interliga-se especialmente pelo aumento de coliformes termotolerantes e a poluição química traz como consequência a diminuição do nível de oxigênio e aumento da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Além disso, a alteração de outras propriedades químicas da água, tais como a dureza, a condutividade e o Potencial Hidrogeniônico (pH) podem tornar o recurso hídrico, seja este superficial ou subterrâneo, impróprio para o seu uso estabelecido (MORALES, 2002 *apud* MATOS *et al.*, 2011).

Enquanto a contaminação superficial geralmente constitui-se em um problema visível, a contaminação dos aquíferos é invisível e pode transformar-se em um problema crônico, na medida em que só venha a ser identificado por meio de seus efeitos na saúde pública. Cabe ressaltar que os resíduos sólidos ainda contêm espécies químicas que podem ser carregadas pelas chuvas e entrar em contato com os cursos d'água superficiais e subterrâneos através de escoamento superficial e infiltração (SISINNO, 2002).

Mais especificamente quanto aos gases liberados para o ar atmosférico, os aterros sanitários são comumente considerados como grande gerador de metano (CH₄), sendo este uma das maiores fontes de Gases do Efeito Estufa (GEE) no setor de resíduos sólidos. O tempo de produção dos lixiviados e dos gases são os principais fatores para a estimativa dessa quantidade do gás, além de ser o critério principal para determinação do seu sistema de tratamento (RODRIGUE *et al.*, 2018). Estes gases são gerados a partir da degradação anaeróbia do material orgânico presente nos resíduos sólidos que são depositados no aterro sanitário (SANTOS *et al.*, 2018).

Desse modo, os principais impactos negativos causados ao ar estão relacionados a alteração na qualidade do mesmo, desde a causada pela produção dos gases, até os materiais particulados provenientes da operação diária do aterro, através da entrada e saída de veículos, bem como a própria movimentação de máquinas e equipamentos para a compactação e cobertura diária dos resíduos com a utilização de camadas de cobertura (SILVEIRA, TAVARES e CATAPRETA, 2002).

3.4 Lixiviados

3.4.1 Composição

A NBR 8419 define sumeiro ou chorume como “líquido, produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO”.

Assim, os lixiviados podem ser definidos como o líquido resultante da umidade natural e água presente na matéria orgânica dos resíduos, da degradação biológica dos materiais orgânicos, além das águas de infiltração na camada de cobertura e interior das células, bem como os materiais dissolvidos ou suspensos que são extraídos da massa de resíduos. Que quando somados, formam o lixiviado, um líquido de cor escura odor desagradável, que contém elevadas concentrações de cargas orgânicas e inorgânicas (MORAVIA, 2010).

De acordo com alguns autores (SEGATO e SILVA, 2000; ADHIKARI *et al.*, 2014; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006) a composição do lixiviado apresenta variações na sua caracterização qualitativa e quantitativa, especialmente pela composição dos resíduos dispostos, idade dos resíduos aterrados, índices pluviométricos e demais condições climáticas, entre outros fatores, dificultando a escolha de um sistema adequado para o seu tratamento.

O pH e a concentração de Nitrogênio Amoniacal estão entre os principais indicadores da idade do lixiviado, conforme Reichert (1999), que afirma que a partir da fase metanogênica os ácidos voláteis são consumidos pela microbiota metanogênica, sendo posteriormente transformados em gás carbônico e metano.

Nesse sentido, conforme Bhalla, Saini e JH (2013), na fase ácida o lixiviado, considerado um aterro jovem, menor que 5 anos, apresenta valores elevados de matéria orgânica biodegradável, onde estes valores diminuem gradualmente devido à estabilização do lixiviado.

O lixiviado tem grande quantidade de poluentes orgânicos e inorgânicos e, quando entra em contato com o solo e as águas (superficiais e subterrâneas), pode modificar intensamente as características físicas, químicas e biológicas do meio (COSTA, 2015). A Tabela 5 apresenta os resultados do levantamento realizado por Souto e Povinelli (2007) quanto as características reais e faixas de variação mais

prováveis de lixiviados de aterros brasileiros, sendo possível verificar a grande variabilidade dos parâmetros descritos.

Tabela 5: Faixas de variação mais prováveis de lixiviados em aterros brasileiros.

Variável	Faixa Máxima	Faixa Mais provável
Ph	5,7-8,6	7,2-8,6
Alcalinidade total (mg/L)	750-11400	750-7100
Dureza (mg/L)	95-3100	95-2100
Condutividade (µS/cm)	2950-25000	2950-17660
DBO (mg/L)	<20-30000	<20-8600
DQO (mg/L)	190-80000	190-22300
Óleos e graxas (mg/L)	10-480	10-170
Fenóis (mg/L)	0,9-9,9	0,9-4,0
NTK (mg/L)	80-3100	Não há
N-Amoniacal (mg/L)	0,4-3000	0,4-1800
N-Orgânico (mg/L)	5-1200	400-1200
N-Nitrito (mg/L)	0-50	0-15
N-Nitrato (mg/L)	0-11	0-3,5
P-total (mg/L)	0,1-40	0,1-15
Sulfeto (mg/L)	0-35	0-10
Sulfato (mg/L)	0-5400	0-1800
Cloreto (mg/L)	500-5200	500-3000
Sólidos voláteis (mg/L)	3200-21900	3200-14400
Sólidos totais voláteis (mg/L)	630-20000	630-5000
Sólidos totais fixos (mg/L)	2100-14500	2100-8300
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5-2800	5-700
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5-530	5-200
Ferro (mg/L)	0,01-260	0,01-65
Mangânes (mg/L)	0,04-2,6	0,04-2,0
Cobre (mg/L)	0,005-0,6	0,05-0,15
Níquel (mg/L)	0,03-1,1	0,03-0,5
Cromo (mg/L)	0,003-0,8	0,003-0,5
Cádmio (mg/L)	0-0,26	0-0,065
Chumbo (mg/L)	0,01-2,8	0,01-0,5
Zinco (mg/L)	0,01-8,0	0,01-1,5

Fonte: SOUTO e POVINELLI, 2007

Outra composição típica de lixiviados bastante citada (CATAPRETA, 2008; CUNHA, 2009; LINS, 2011; SANTOS FILHO, 2013; WEBLER, 2014) é a exposta na Tabela 6, que dispõe a composição do lixiviado de acordo com a idade dos aterros, dividindo-os em recentes e maduros. Estes valores oscilam, ainda, de acordo com as composições dos resíduos dispostos.

Tabela 6: Faixas de variação e composição típica do lixiviado em aterros recentes e maduros.

Componente	Concentração (mg/L)		
	Aterros recentes (<2anos)		Aterros maduros (>10 anos)
	Variação	Típico	
DBO	2.000 - 30.000	10.000	10 – 200
Carbono Orgânico Total - COT	1.500 - 20.000	6.000	80 -160
DQO	3.000 - 60.000	18.000	100 – 500
Sólidos Suspensos Totais - SST	200 - 2.000	500	100 – 400
Nitrogênio orgânico	10 - 800	200	80 – 120
Nitrogênio Amoniacal	10 - 800	200	20 – 40
Nitratos		25	5 – 10
Fósforo Total	5-100	30	5 – 10
Ortofosfato	abr/80	20	4 – 8
pH	4,5-7,5	6	6,6 - 7,5
Dureza (CaCO₃)	300-10.000	3.500	200 – 500
Cálcio	200-3.000	1.000	100 – 400
Magnésio	50-1.500	250	50 – 200
Potássio	200 - 1000	300	50 – 400
Sódio	200 - 2.500	500	100 – 200
Cloro	200 - 3.000	500	100 – 400
Sulfatos	50 - 1.000	300	20 – 50
Ferro Total	50 - 1.200	60	20 – 200

Fonte: (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993 *apud* FARIA, 2002).

Percebe-se que nos aterros brasileiros há grande variabilidade e concentração dos parâmetros DBO, DQO e nitrogênio amoniacal, bem como a baixa concentração de metais pesados. Mais uma vez, é perceptível a variação nas características químicas do lixiviado, bem como a biodegradabilidade medida pela DBO e DQO. Assim, é complexa a escolha de um tratamento adequado, visto que, as tecnologias adotadas podem variar de acordo com a própria idade do aterro sanitário, somando-se ao fato de que se o aterro for de grande porte, haverá A resíduos de diferentes idades dispostos em suas células (LOUREIRO, 2005).

Complementarmente, a Tabela 7 apresenta a composição típica dos lixiviados em diferentes fases do aterro sanitário.

Tabela 7: Composição dos lixiviados em diferentes fases do aterro sanitário.

Parâmetros medidos em mg/L(*)	Fase Ácida (EPA, 1995)	Fase Metanogênica (EPA, 1995)

	Intervalo	Média	Intervalo	Média
pH (sem unidade)	4,5-7,5	6,1	7,5-9,0	8
DBO	4.000-40.0000	13.000	20-550	180
DQO	6.000-60.000	22.000	500-4.500	3.000
DBO/DQO (adimensional)	-	0,58	-	0,06
COT	-	-	-	-
SST	-	-	-	-
N Amoniacal	30-3.000	750	*	*
Nitratos	0,1-50	3	*	*
N Total	50-5.000	1.250	*	*
Cloretos	100-5.000	2.100	*	*
Sulfatos	70-1,750	500	10-420	80
Fósforo Total	0,1-30	6	*	*
Ferro Total	20-2.100	780	3-280	15
Magnésio	50-1.150	470	40-350	180
Cálcio	10-2.500	1.200	20-600	60
Potássio	10-2.500	1.100	*	*
Sódio	50-4.000	1.350	*	*
Dureza(*)	-	-	-	-
Alcalinidade(*)	300-11.500	6.700	-	-

Fonte: EPA (1995) *apud* SANTOS FILHO (2013).

Legenda:

(a) Exceto para o pH que não apresenta unidades (escala Sorensen) e para a razão DBO5/DQO (adimensional).

(b) Grandeza medida em mg/L de CaCO₃.

* Concentrações destes parâmetros não variam entres as duas fases.

Na fase inicial de um aterro, os valores são bem mais expressivos do que para aterros maduros, especialmente de DBO e DQO, sendo recomendado o tratamento biológico é recomendado para os aterros jovens justamente pela elevada relação DBO/DQO. Já para a fase metanogênica esse tratamento é insuficiente devido à baixa relação DBO/DQO e pelos inexpressivos valores de fósforo (LINS, 2011).

Como supracitado, diversos fatores influenciam na composição dos lixiviados, tais como idade, precipitação, fatores climáticos e composição dos resíduos, sendo a idade um fator de extrema relevância, onde conforme esta idade aumenta, a concentração DBO e DQO diminui e há aumento da concentração de nitrogênio amoniacal, sendo este último parâmetro resultante da hidrólise e fermentação de nitrogênio contido em frações de substratos de resíduos biodegradáveis (ABBAS,

2009). O autor estabelece que, basicamente, as características dos lixiviados gerados em aterros sanitários podem ser representados pelos parâmetros DBO, DQO, Nitrogênio Amoniacal, relação DBO/DQO, pH e Sólidos Suspensos.

Alguns autores (GOMES, 2009; LOUREIRO, 2005; FARIA, 2002; BHALA, SAINI e JH, 2013) citam que um parâmetro comumente encontrado em elevadas concentrações nos lixiviados de aterros sanitários é o nitrogênio amoniacal, o que acarreta em diversas problemáticas, visto que, se descartados em corpos hídricos sem tratamento adequado, possibilitam o crescimento de algas e consequente diminuição do oxigênio dissolvido, prejudicando o ecossistema local. Mais especificamente, nos sistemas de tratamento, o nitrogênio amoniacal pode ocasionar odores, além de ser tóxico às bactérias decompositoras.

A relação DBO_5/DQO possibilita o conhecimento sobre o estado de degradação dos lixiviados e a idade dos aterros (TCHOBANOGLOUS, 1993 *apud* SANTOS FILHO, 2013), assim descrita:

- Relação $DBO_5/DQO > 0,5$: Lixiviado biodegradável (aterro de idade jovem);
- Relação DBO_5/DQO entre 0,1 e 0,5: Lixiviado intermediário (aterro idade mediana);
- Relação $DBO_5/DQO < 0,1$: Lixiviado pouco biodegradável (aterro estabilizado).

Bhala, Saini e JH (2013) realizaram coleta de lixiviados em um aterro localizado na cidade de Lhidiana, na Índia. Essas amostras foram coletadas em diferentes estações: inverno, verão e estação chuvosa, a fim de determinar o efeito de idade e variações sazonais nas características dos lixiviados. Foram analisados parâmetros físico-químicos e metais pesados. Os autores concluíram que durante a estação chuvosa vários parâmetros aumentaram, a exemplo de DBO, DQO, Nitratos e Cloretos, associada com o tempo dos resíduos degradados e os constituintes dos resíduos percolados junto com as precipitações. Os valores de metais pesados foram baixos, configurando a idade avançada do aterro.

SANTOS FILHO (2013) analisou a variabilidade temporal dos parâmetros físico-químicos do lixiviado gerado no aterro controlado da Muribeca, localizado na

cidade de Jaboatão dos Guararapes, estado de Pernambuco, no período de 11 anos. Ele observou que a DBO e a DQO foram reduzidas ao longo do tempo, em aproximadamente 46% e 37%, respectivamente, atribuindo a possibilidade da redução da matéria carbonácea presente nos resíduos dispostos e a redução da quantidade de matéria orgânica susceptível de ser oxidada por meios químicos, definindo o aterro na fase metanogênica para estes parâmetros. Além de verificar um pequeno acréscimo destes parâmetros nos períodos secos e decréscimo nos períodos e chuvosos, este último possivelmente devido a uma diluição. Observando a diminuição da relação DBO_5/DQO durante os anos. O autor realizou, ainda, uma análise estatística entre essa relação e a precipitação, demonstrando que com o aumento da precipitação houve também um aumento da relação DBO_5/DQO , atribuindo que pode ser devido a diluição do lixiviado pelas águas pluviais, aumentando sua biodegradação. Quanto ao parâmetro pH, o autor verificou uma estabilidade nos valores apresentados, entre valores neutros e básicos, enquadrando os valores na fase 4 e constatou que com o aumento da precipitação houve, os valores de pH diminuam, apresentando uma correlação oposta. De forma semelhante ocorreu com o parâmetro Condutividade elétrica, que em períodos secos apresentaram maiores valores e em períodos chuvosos menores. Porém, os valores obtidos, 1,41 a 24,73 mS/cm, estavam na faixa para aterros novos, porém o aterro estava sem operação cerca de 4 anos. Outro parâmetro importante de destacar, avaliado pelo autor, é o nitrogênio amoniacal, onde por falta de dados o autor não conseguiu observar uma relação ao longo do tempo, porém verificou a influência da precipitação, onde nos períodos secos houve um aumento na concentração deste parâmetro e no período chuvoso uma redução.

3.4.2 Geração

Nesse contexto, o lixiviado é o resultado da digestão da matéria orgânica sólida somado às águas pluviais e umidade presente no próprio resíduo, sendo um dos principais potenciais contaminantes do solo e dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, existentes em locais de disposição de resíduos sólidos, tal como um aterro sanitário (LINS, 2011). Este apresenta elevada quantidade de poluentes orgânicos e inorgânicos e se em contato com o solo e os recursos hídricos há risco

de modificações negativas consideráveis, sendo estas físicas, químicas e biológicas (LINS *et al.*, 2018).

Ele é gerado como consequência das precipitações que incidem sobre as células de resíduos, escoamento superficial e processos bioquímicos, resultante dos vários processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem dentro de um aterro (BHALA, SAINI e JH, 2013), sendo gerados quando o teor de umidade dos RSU aterrados superam a capacidade de campo, onde esta última é a máxima umidade absorvida em um meio poroso sem gerar percolação. As forças de tensão superficial e pressão capilar são as principais causas para a retenção de umidade, que quando a magnitude da força gravitacional excede as forças de tensão há a ocorrência da percolação (DINIZ, 2010).

Comumente, para estimar a geração de lixiviados em aterros sanitários é realizado o balanço hídrico (FARIA, 2002; LOUREIRO, 2005; CATAPRETA, 2008; AMORIM, 2010; ALJARANDIN e PERSSON, 2016). Ele relaciona a adição de água que infiltra no interior das células do aterro e a subtração das águas que são consumidas nas reações químicas e que saem em forma de vapor, sendo a quantidade de lixiviado gerado a diferença desses valores, sendo os principais componentes as águas pluviais, umidade dos resíduos, umidade da camada de cobertura, água consumida no processo de decomposição anaeróbia, o chorume e o vapor saturado de água no gás gerado no aterro (FARIA, 2002). De forma algébrica, comumente, o balanço hídrico é apresentado conforme a equação 1.

$$\Delta S_{SW} = W_{SW} + W_{TS} + W_{A(R)} - W_{LG} - W_{WV} - W_E + W_{B(L)} \text{ (Equação 1)}$$

Onde:

ΔS_{SW} = variação da quantidade de água armazenada no aterro;

W_{SW} = umidade dos resíduos;

W_{TS} = umidade do lodo(se houver);

$W_{A(R)}$ = água das precipitações

W_{LG} = água consumida na formação de gases;

W_{WV} = água perdida como vapor saturado de água;

W_E = água perdida por evaporação superficial;

$W_{B(L)}$ = chorume.

Para países de clima tropical, como o Brasil, a precipitação é um fator extremamente relevante para a geração do lixiviado (LINS, 2011). Segundo Abbas *et al.* (2009) a precipitação é o principal fator para a geração de lixiviados, pois ela percola sobre as células de resíduos, absorvendo componentes dissolvidos e suspensos dos resíduos biodegradáveis, por meio de diversas reações químicas, além da contribuição de entrada de água subterrânea, escoamento superficial e decomposição biológica.

Geralmente, em períodos de elevadas precipitações, observa-se diminuição em algumas variáveis físico-químicas dos lixiviados, que ocorre pela diluição ocasionada pela maior infiltração de águas no maciço, não significando que essa diluição seja função direta da precipitação, visto que, o aterro sanitário, como qualquer sistema natural, realiza a conversão de precipitação em vazão (MONTEIRO, JUCÁ e RÊGO, 2001).

3.5 Tratamento de lixiviados

Como exposto nos tópicos anteriores, os lixiviados apresentam uma elevada variedade em sua composição qualitativa, atribuída a diversos fatores, que vão desde a composição dos resíduos a idade do aterro sanitário, dificultando a escolha de uma tecnologia de tratamento, para que os valores dos seus parâmetros físicos, químicos e biológicos atendam aos padrões estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes, evitando impactos ambientais ao meio ambiente (KAWAHIGASHI *et al.*, 2014). Sob esse contexto, serão expostas algumas principais tecnologias adotadas para tratamento dos lixiviados gerados em aterros sanitários, especialmente as utilizadas no Aterro Sanitário de Maceió.

3.5.1 Tratamentos biológicos

Dentre os sistemas utilizados para o tratamento de lixiviados, os processos biológicos são os comumente implantados, até mesmo para outros efluentes, tais como esgotos sanitários, devido, principalmente, ao seu baixo custo operacional. Apesar de eficientes na remoção de matéria orgânica, principalmente para lixiviados novos, a elevada presença de nitrogênio amoniacal e de fósforo limitam a eficiência desse tratamento (AMOKRANE *et al.* 1997 *apud* LINS, 2011).

Nos tratamentos biológicos, as bactérias são o principal agente a ser considerado, devendo ser selecionados grupos de bactérias adequadas para remoção de parâmetros específicos, de acordo com as adequações para um com condições propícias ao desenvolvimento de suas atividades (COSTA, 2015).

Esses processos têm como base a nutrição dos microrganismos como substrato, sendo divididos em aeróbios e anaeróbios e têm como objetivo principal a remoção da carga orgânica presente no lixiviado (MORAVIA, 2010).

Historicamente, no Brasil, muitas estações de tratamento para lixiviados foram implantadas utilizando parâmetros de esgotos sanitários, que são extremamente diferentes no que se refere a composição e biodegradabilidade aos lixiviados, o que resultou em resultados insatisfatórios (CASTILHOS JÚNIOR *et al.*, 2006).

Os processos combinados, anaeróbios–aeróbios têm-se se mostrado uma opção atraente. Maia *et al.* (2015), realizaram uma pesquisa em escala real, que avaliou um sistema de tratamento composto por 2 lagoas anaeróbias, operadas em série, um sistema de lodos ativados e uma lagoa facultativa, obtendo uma eficiência de remoção de matéria orgânica de 80% para DQO e de 83 e 73% para remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo, respectivamente.

Apesar de largamente utilizados, a aplicação isolada de processos biológicos não é eficiente, a exemplo da remoção de metais pesados e compostos recalcitrantes, que são de difícil biodegradação, formados por ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e huminas, necessitando da combinação de processos físico-químicos (KURNIAWAN *et al.*, 2010).

3.5.1.1 Processos anaeróbios

O tratamento de lixiviados por processos anaeróbios é adequado para remoção de cargas orgânicas, principalmente em aterros considerados jovens. Ao contrário dos processos aeróbios, os processos anaeróbios conservam energia e produzem poucos sólidos, porém são comprometidos por baixa taxas de reação (ABBAS *et al.*, 2009). De uma forma geral, os processos anaeróbios estão nas lagoas anaeróbias, reatores de fluxo ascendente e filtros biológicos anaeróbios.

Nos sistemas de tratamento anaeróbios busca-se acelerar o processo da digestão anaeróbia, através da criação de condições favoráveis aos sistemas, que deve manter as bactérias ativas no processo e é necessário que haja um intenso contato entre o material orgânico presente no efluente e essa massa de bactérias. Nos reatores anaeróbios, é desejável a formação de metano, visto que, a matéria orgânica é efetivamente removida na fase líquida, e o metano tem baixa solubilidade na água, sendo essa conversão favorável a remoção de cargas orgânicas, a exemplo de DBO e DQO (CAMPOS,1999).

No processo anaeróbio não há mecanismos para remoção de nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo, além de ocorrer uma intensa amonificação do nitrogênio orgânico, onde a decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos, leva a hidrólise de proteínas e da uréia que estão presentes na matéria orgânica, tendo como consequência o aumento de nitrogênio amoniacal (ASSUNÇÃO, 2009).

a) Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias são projetadas para receber cargas orgânicas elevadas por unidades de volume, se comportando como reatores biológicos, sendo praticamente ausentes de oxigênio dissolvido e atividade fotossintética, visto que, a taxa de consumo de oxigênio é superior à sua taxa de produção. Os fenômenos de digestão ácida e fermentação metanogênica são responsáveis pela estabilização, formando gases que vão para a atmosfera (CASTILHOS JÚNIOR *et al.*, 2006).

b) Reator RAFA

No Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA), originalmente identificado como UASB (Anaerobic upflow Sludge Blanket), um separador de fases é colocado no reator e o divide em uma parte inferior ou zona de digestão, onde há um leito responsável pela digestão anaeróbia, e uma parte superior, denominada zona de sedimentação. O efluente entra pelo fundo do reator e tem um fluxo ascendente, ocorrendo a mistura do material orgânico com o lodo anaeróbio presente na zona de digestão, resultando na produção de biogás e crescimento de lodo.

De acordo com KURNIAWAN *et al.* (2010), o reator UASB tem uma boa eficiência para remoção de cargas de DQO, alcançando uma remoção acima de 90%

para concentrações iniciais entre 1.800 e 64.000, mas não é eficiente para remoção de nitrogênio amoniacal.

Ramos (2009) realizou o tratamento conjugado de esgoto doméstico com lixiviado em reator RAFA, escala piloto, na proporção de 1 para 9 vezes o volume de esgoto, obtendo eficiências de remoção de 44,0; 48,5; 85,4 e 79,9% para os parâmetros de DQO, STV, SST e SSV, respectivamente. Em uma segunda etapa, a diminuiu a proporção de lixiviado para 0,3 para cada 9,7 de esgoto, obtendo maiores eficiências de remoção de 89,8% para os parâmetros de DQO, STV, SST e SSV.

c) Filtro Anaeróbio

Nos filtros anaeróbios as reações bioquímicas de estabilização da matéria orgânica presentes nos efluentes acontecem na passagem destes efluentes pelo material suporte, que apresentam, aderidos em sua superfície, filmes bacterianos anaeróbios, bem como biomassa bacteriana anaeróbia dispersa no meio (FLECK, 2003).

Fleck (2003) obteve eficiência de remoção de DBO na ordem de 82,43% e de DQO na ordem de 77,70% para lixiviado bruto, utilizando filtros anaeróbios.

3.5.1.2 Processos aeróbios

Em geral, os processos aeróbios ocorrem em lagoas facultativas e aeróbias, lagoas aeradas, lodos ativados e similares, visando, principalmente, a remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal por meio de nitrificação (CASTILHOS JÚNIOR *et al.*, 2006), que é a oxidação da amônia a nitrato, seguida por uma etapa anóxica, onde o nitrato é reduzido a nitrogênio molecular, sendo liberado à atmosfera, no processo chamado desnitrificação.

No processo aeróbio os poluentes orgânicos são principalmente transformados em CO₂ e produtos biológicos (lodo), transferindo o O₂ às águas residuais (ABREU, 1994 *apud* ISOLDI e KOETZ, 2005).

Um tratamento aeróbico permite uma redução parcial de poluentes orgânicos biodegradáveis e também deve atingir a nitrificação do nitrogênio amoniacal. Como há considerável acumulação de lodos ou separação inadequada em sistemas aeróbios convencionais, vem sendo utilizados processos aeróbicos chamados sistemas de biomassa de crescimento fixo, usando biofilme, que apresentam a

vantagem de não sofrer perda de ativos da biomassa, além disso, a nitrificação é menos afetada por temperaturas do que em sistemas de crescimento suspenso e por inibição devido à alta concentração de nitrogênio (ABBAS *et al.*, 2009).

a) Lagoas Aeradas

Nas lagoas aeróbias aeradas, a aeração é realizada através de aeradores mecânicos ou sopradores de ar, que fornecem oxigênio e mistura da massa líquida. Estas possuem profundidade que variam entre 2,5 e 5,0m, têm tempo de detenção entre 2 e 4 dias e funcionam como um reator biológico de crescimento suspenso sem recirculação de lodo (CASTILHOS JÚNIOR *et al.*, 2006).

b) Lodos ativados

O sistema de lodos ativados utiliza o crescimento de organismos aeróbios utilizando a matéria orgânica, mediante a injeção mecânica de oxigênio no efluente, misturando-o por agitação, onde um decantador secundário separa o efluente do lodo. Albuquerque (2012) obteve eficiências de remoção de DBO e DQO de 97% e 82%, respectivamente, utilizando o sistema combinado de lixiviado pré-tratado (alcalinização e *air stripping*) com esgoto sanitário.

3.5.2 Processos físico-químicos

Os processos físico-químicos, geralmente servem como forma complementar aos tratamentos biológicos, por vezes visando o descarte do lixiviado tratado em corpos receptores, especialmente no que se refere a remoção de compostos orgânicos, recalitrantes e metais pesados (COSTA, 2015 *apud* CRAWFORD e SMITH, 1985).

Coagulação/floculação, filtração, adsorção e precipitação química são os principais processos físico-químicos existentes, podendo ainda haver a combinação dentre estes, a fim de se obter uma melhor eficiência no tratamento do lixiviado gerado nos aterros sanitários (QUEIROZ *et al.*, 2011).

a) Coagulação e floculação

No processo de coagulação, um coagulante é adicionado ao efluente, ocorrendo a hidrólise, polimerização e a reação com a alcalinidade, formando partículas em suspensão que possuem cargas negativas em sua superfície.

Geralmente, a coagulação ocorre em um período curto de tempo, por volta de 100s. A floculação ocorre logo após a coagulação, onde há choque entre as partículas formadas no processo de coagulação, produzindo outras partículas de tamanhos superiores, denominadas de flocos, que são as impurezas que podem ser removidas mediante sedimentação ou flotação (CASTILHOS JÚNIOR *et al.*, 2006).

Geralmente, os coagulantes mais utilizados são o sulfato de alumínio, sulfato ferroso, cloreto férrico e cal hidratada. Em estudo realizado no Aterro de Gramacho, BILA (2000) testou quatro coagulantes diferentes (sulfato de alumínio, cloreto férrico, tanfloc SG e cloralfloc 18) em conjunto com polieletrólitos no tratamento do lixiviado, alcançando resultados mais satisfatórios utilizando uma dosagem de cloreto férrico e de sulfato de alumínio, onde obteve uma eficiência de remoção de DQO de 30%.

b) Filtração por membranas

A matriz seletiva dos processos de separação por membranas apresenta poros inferiores aos processos convencionais de filtração, tendo como principais vantagens fato de não necessitar da adição de reagentes químicos e possibilitarem o processamento de substâncias termolábeis (MORAVIA, 2010). Entre os principais processos de filtração por membrana estão microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa.

Processos isolados, por exemplo, podem ser parcialmente eficientes para remoção dos parâmetros. A exemplo do estudo realizado por Marttinen *et al.* (2002), que utilizou o processo de nanofiltração obtendo resultados para remoção de DQO e Nitrogênio Amoniacal na ordem de 52-66% e 27-50%, respectivamente.

A nanofiltração tem se mostrado eficiente como etapa final do tratamento do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho, Giordano (2002) cita que a eficiência de remoção total do sistema é de 99,9% para cor, 94% para a DQO e 97% para a DBO, tendo uma vazão de rejeito de aproximadamente 20%, que retorna ao sistema inicial.

Reis (2014) utilizou nanofiltração como pós-tratamento para lixiviado tratado em Biorreator com Membranas (BRM), obtendo eficiência de remoção de 86% de DQO e 71% de Nitrogênio Amoniacal, sendo essas eficiências medidas do lixiviado após o tratamento no BRM e após a nanofiltração.

c) Adsorção

O processo de adsorção é usado como um estágio de processo químico-físico-biológico integrado para tratamento de lixiviado ou simultaneamente juntamente de um processo biológico, sendo o carvão ativado (granulado ou em pó) um dos adsorventes mais utilizados, permitindo uma eficiência de 50-70% para remoção de Carbono Orgânico Total (COT) e nitrogênio amoniacal.

Kawahigashiet *al.*, (2014) utilizaram o processo de adsorção utilizando carvão ativado granular no pós-tratamento do lixiviado gerado no aterro sanitário da cidade de Rolândia/PR, que é caracterizado por sua recalcitrância, visto que iniciou sua operação em 2003, apresentando baixa relação DBO/DQO e elevados teores de cor, DQO e concentração de nitrogênio. As eficiências foram satisfatórias, com remoções entre 94 e 100% para cor verdadeira, entre 45 a 76% para DQO e entre 23 e 67% para COT. As etapas anteriores eram compostas por *stripping* de amônia, seguido de tratamento biológico por lodos ativados e pós-tratamento por coagulação-floculação e sedimentação, utilizando cloreto férrico como coagulante químico. Os autores concluíram que a adsorção em carvão ativado granular foi uma alternativa muito vantajosa para o pós-tratamento de lixiviado estabilizado de aterros sanitários, visto que se mostrou eficiente na remoção de matéria orgânica recalcitrante, atendendo aos valores máximos estabelecidos pelos órgãos ambientais.

Outro adsorvente utilizado, as zeólitas, são aluminossilicatos cristalinos que consistem de uma rede tridimensional de tetraedros e são adsorventes que possui alta capacidade de adsorção e troca iônica, obtendo uma elevada eficiência, a exemplo da remoção de nitrogênio amoniacal, que está relacionada com sua grande superfície interna e estrutura microporosa, permitindo a ação de uma espécie de peneira molecular, com a passagem de moléculas de tamanhos menores enquanto impede a passagem de moléculas maiores. Dentre as espécies mais utilizadas estão: mordenita, clinoptilolita, heulandita, phillipsita, erionita e chabazita (MARCONDES, 2018), a zeólitas vem sendo largamente utilizada para remoção de metais pesados e Nitrogênio Amoniacal (NA), devido ao baixo custo e possibilidade de regeneração desses materiais (PROSAB, 2008), sendo uma alternativa para remoção de nitrogênio amoniacal, pois possuem alta capacidade de troca de cátions (LINS, 2008).

Ferreira, Scheer e Braga (2014) utilizaram zeólita como adsorvente para pós-tratamento do lixiviado gerado no aterro sanitário de Curitiba, o efluente possuía um

tratamento prévio através de lagoas aeradas e lagoa facultativa. Eles obtiveram uma eficiência de 34% na remoção de Nitrogênio Amoniacal (NA), verificando que o tempo de equilíbrio da adsorção foi de 12 horas.

Kargi e Pamukoglu (2004) realizaram uma comparação entre a utilização de carvão ativado em pó e zeólita como adsorventes para remoção de NA e DQO de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado com coagulação-floculação com adição de cal e *stripping* de amônia. O carvão ativado se mostrou mais eficiente para remoção de DQO, obtendo 87% de eficiência, enquanto que a zeólita obteve 77%. Para remoção de NA, a zeólita foi mais eficiente, obtendo remoção de 40%, enquanto que o carvão ativado obteve eficiência de 30%.

d) Processos Oxidativos Avançados (POA)

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs) envolvem a geração de radicais livres de hidroxilas são processos que envolvem a geração de radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), que são consideravelmente reativos e têm a capacidade de destruição total de diversos poluentes orgânicos, onde o reagente de Fenton é uma mistura de peróxido de hidrogênio, que é um oxidante eficiente, e sais de ferro (NEYENS E BAEYENS, 2003 *apud* LANGE *et al.*, 2006).

Eles têm se demonstrado uma opção atraente no tratamento de lixiviados, visto que se diferenciam por transformar a maioria dos contaminantes orgânicos em dióxido de carbono, água e ânions inorgânicos, mediante reações de degradação, através de oxidantes, especialmente os radicais de hidroxila (MARTINS, 2014).

Carvalho (2017) utilizou POA com Fenton para tratamento do lixiviado gerado no aterro sanitário de Curitiba e obteve redução de 76% de DQO, porém mostrou-se limitado para remoção de N-amoniacal, havendo um aumento nas concentrações de nitrato e nitrito.

Lange *et al.* (2006) obteve média de remoção de DQO de 61% na utilização de POA empregando reagente Fenton, para tratamento do lixiviado gerado no Aterro Sanitário de Belo Horizonte.

3.5.3 Monitoramento do lixiviado

Quanto ao monitoramento do lixiviado, este pode consistir em medições *in situ* e da coleta de amostras para realização de análises, em laboratórios, de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, onde objetiva-se a caracterização qualitativa do

lixiviado, possibilitando o acompanhamento do processo de decomposição da matéria orgânica presente dos resíduos, além de permitir verificar possíveis substâncias nocivas presentes, que possam interferir no processo de tratamento, avaliando o potencial de contaminação e permitindo uma escolha de um sistema de tratamento adequado (ALCÂNTARA, 2007).

Mais especificamente, quanto ao sistema de tratamento, a NBR 13896/1997 define que o sistema de tratamento do lixiviado do aterro deve: “ser projetado, construído e operado de forma que seus efluentes atendam aos padrões de emissão e garantam a qualidade do corpo receptor”, definindo, ainda, que estes efluentes devem ser monitorados pelo menos 4 vezes a ano (NBR, 1997).

Nesse sentido, as Resolução CONAMA Nº 357 de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Complementarmente, a Resolução CONAMA nº 430 de 2011, dispõe, em seu art. 16 as condições padrões para lançamento de efluentes em corpos receptores, inclusive os oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos, sendo este o lixiviado. No Brasil, não há uma legislação específica que contenha os parâmetros que devem ser atendidos para o tratamento dos lixiviados, sendo usualmente utilizadas as resoluções supracitadas. Cabe ressaltar, ainda, que Alagoas não possui legislação específica para padrão de tratamento de efluentes. A seguir alguns padrões exigidos pela resolução supracitada:

- pH entre 5 a 9;
- Temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C): remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor;
- Nitrogênio Amoniacal Total: até 20mg/L.

3.6 Informações relevantes de Maceió

Segundo o Censo de 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população de Maceió apresentava o número de 932.748 habitantes, sendo sua densidade demográfica de 1805,77hab/km², em uma área de 516,46 Km² (IBGE, 2010). Em 2018, a estimativa populacional para o ano de 2018 fora de 1.012.382 habitantes (IBGE, 2019).

Climatologia

De acordo com Araújo (2006), o clima, segundo a classificação de Köppen, é identificado pelo tipo AMS', caracterizado como tropical chuvoso, com período seco no verão e com temperaturas variando de 23° a 28°C. No geral, as precipitações são elevadas na planície costeira, aproximando-se de 1.800 mm. Na região costeira, as chuvas ocorrem com maior frequência nos meses de abril a junho, com ventos soprando de sudeste. Ainda de acordo com Araújo (2006), no restante do ano os ventos sopram de leste-nordeste.

De acordo com o IBGE (2010), a área de estudo está inserida na zona "Tropical Nordeste Oriental" em área de clima classificado como do tipo "úmido", com período de 1 a 2 meses secos e temperatura classificado como "quente" – média superior a 18°C em todos os meses.

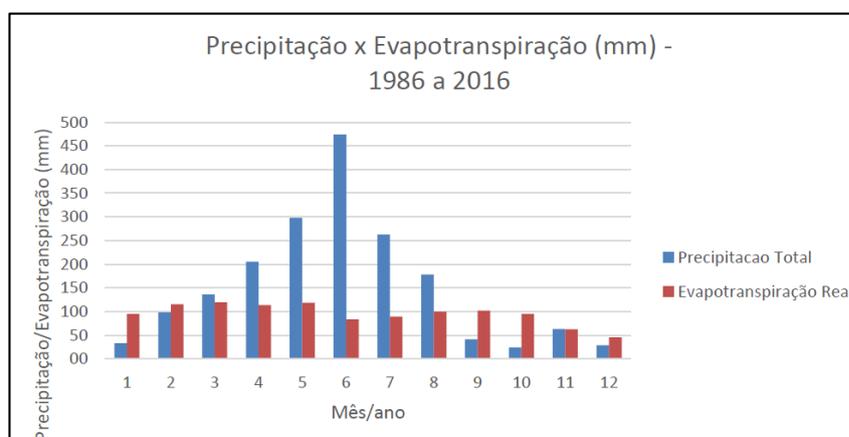
Temperatura do ar

De acordo com os dados meteorológicos obtidos junto ao INMET, correspondentes ao período de 01/01/1986 a 01/01/2016 (30 anos), registrados na Estação Maceió a temperatura média da área de estudo, entre o período de 1986 e 2016, varia entre 23,7 e 26,6°C, em junho e março, respectivamente. A variação térmica entre as máximas e mínimas médias também não são significativas, inclusive pela baixa influência de frentes polares na região em estudo e pelo fenômeno denominado de maritimidade. As temperaturas máximas médias variam de 27,6°C (julho e agosto) a 31,5°C (março). As temperaturas mínimas médias variam de 20°C (agosto) a 22,3°C (março).

Precipitação

No Gráfico 4 são ilustrados os índices pluviométricos históricos (30 anos) representados de modo mensal, referentes ao período de 1986 a 2016. Nota-se a existência de um período chuvoso, entre abril e agosto (5 meses), e um período com menores índices pluviométricos relativos, entre setembro e março (7 meses). Destaca-se o mês de junho, como o mês com maior precipitação média, de 474 mm, e o mês de outubro, como o mês com menor precipitação média, correspondente a 24 mm. O maior registro identificado no período avaliado corresponde a 713 mm, em junho de 2010.

Gráfico 4: Gráfico da Precipitação x Evapotranspiração – médias registradas na estação meteorológica de Maceió- período de 1986 a 2016.



Maceió. Fonte: INMET, 2016.

Quando identificados períodos de evapotranspiração maiores que os registros de precipitação, há possibilidade de ocorrência de déficit hídrico na região que, conforme o gráfico representado acima pode ocorrer preferencialmente nos meses de setembro a fevereiro. Por outro lado, nos meses de abril a agosto a precipitação é muito superior aos registros de evapotranspiração.

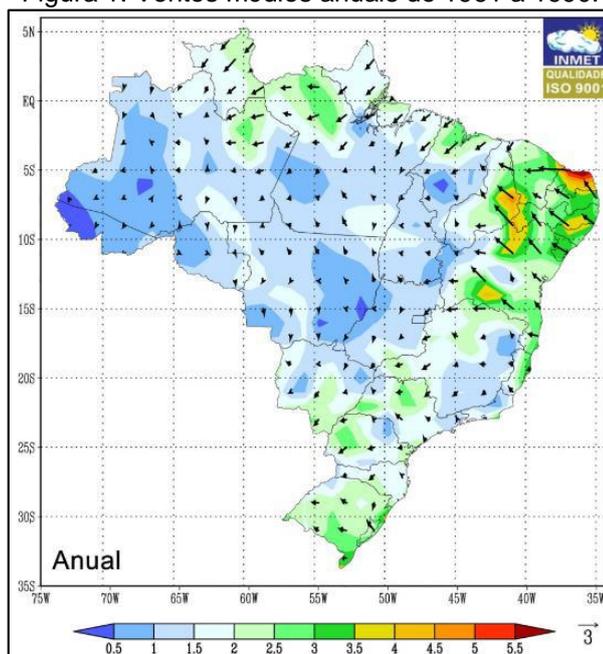
Ventos

A movimentação de veículos e equipamentos é constante em um aterro sanitário, podendo acarretar em elevada emissão de materiais particulados, além da liberação de gases gerados na decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos, onde tais emissões, comumente, são transportadas pelas correntes de ar (FEDORAK e ROGERS, 1991 APUD SILVEIRA, TAVARES e CATAPRETA, 2002). Nesse sentido outro parâmetro meteorológico significativo para gerenciamento de aterros sanitários relaciona-se aos ventos, que podem influenciar, conforme

mencionado anteriormente, na dispersão de poluentes atmosféricos e ruídos, quando relacionada a intensidade e direção.

De acordo com registros históricos das normais climatológicas obtidas na Estação Meteorológica de Maceió (1961 a 1990) os ventos predominantes são distribuídos ao longo do ano, com direção de sudeste - noroeste e intensidades variando entre 2,5 a 3,5 m/s (Figura 1).

Figura 1: Ventos médios anuais de 1961 a 1990.

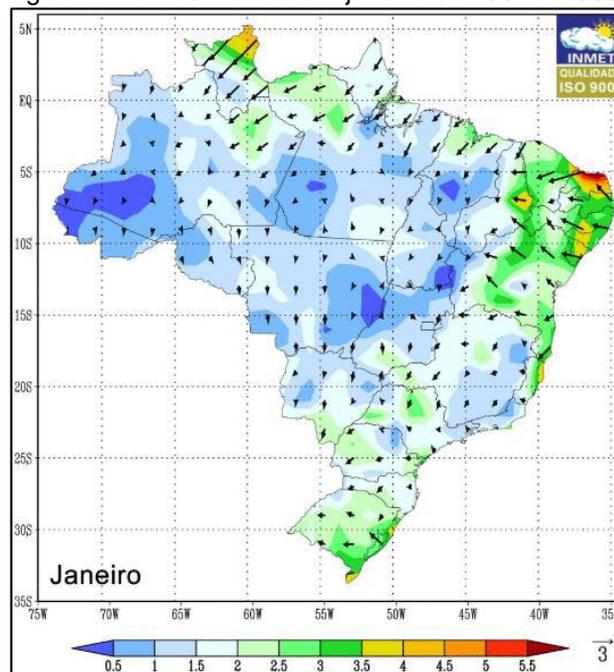


Fonte: INMET, 2016.

Entretanto, devem ser consideradas as variações mensais dos registros históricos dos ventos na referida estação, considerando dois períodos representativos (Figuras 2 e 3):

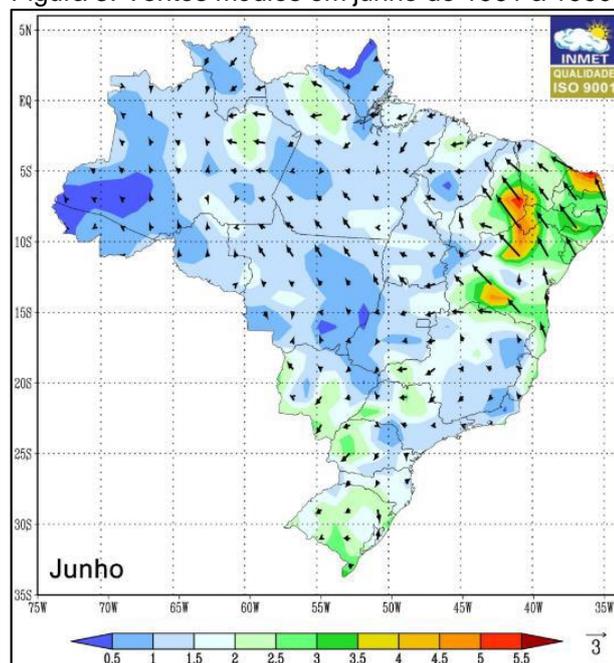
- Janeiro: direção predominante de leste para oeste, com intensidade média de 3 a 3,5 m/s;
- Junho: direção predominante de sudeste para noroeste, com intensidade média de 2 a 2,5 m/s.

Figura 2: Ventos médios em janeiro de 1961 a 1990.



Fonte: INMET, 2016.

Figura 3: Ventos médios em junho de 1961 a 1990.

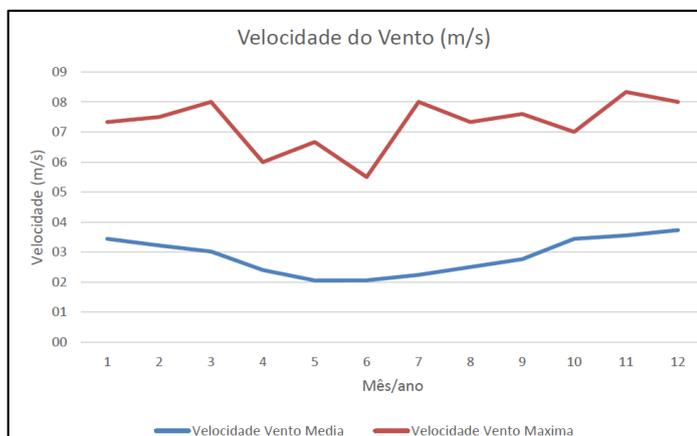


Fonte: INMET, 2016.

Os registros históricos obtidos na estação de Maceió entre 1986 e 2016 indicam ventos com intensidades máximas variando entre 8,3 m/s em novembro e 5,5 m/s em junho. Por sua vez, a velocidade média dos ventos varia entre 3,7m/s em dezembro e 2,1 m/s em maio e junho, de acordo com o INMET (2016). De modo geral, não são bem definidos períodos de maiores e menores intensidades dos ventos, havendo discreta predominância de ventos mais fracos no período de chuvas (junho) e maiores

intensidades durante os períodos de menores índices pluviométricos na região (Dezembro). Esses registros podem ser identificados no Gráfico 5.

Gráfico 5: Velocidade média mensal dos ventos em Maceió -Período: 1986 e 2016.



Fonte: INMET, 2016.

Breve descrição dos Serviços de limpeza urbana

No ano de 2016, segundo a ABRELPE, os municípios aplicaram cerca de R\$9,92 mensais por habitante, na coleta de RSU e outros serviços de limpeza urbana, uma queda de 0,7% em relação a 2015, sendo estes serviços responsáveis aproximadamente por absorverem até 20% dos orçamentos municipais. Na região nordeste, por exemplo, o mercado de serviços de limpeza urbana movimentou um valor de aproximadamente R\$ 6 bilhões (ABRELPE, 2017).

Dentre os serviços de limpeza urbana, destacam-se o condicionamento, coleta e transporte, tratamento e disposição final dos resíduos domiciliares, além dos serviços de varrição, capinação e roçagem, limpeza de praias, limpeza de galerias e córregos, limpeza de feiras livres, coleta de entulhos, entre outros, onde os mesmos, para que sejam bem executados, necessitam de uma infraestrutura adequada (BRASIL, 2010).

No município de Maceió, os serviços de limpeza urbana são de competência da Superintendência Municipal de Limpeza Urbana de Maceió (SLUM), conforme preconizado na Lei Municipal nº 4.301 de 1994, que estabelece o código municipal de limpeza urbana do município (MACEIÓ, 1994).

Quanto ao manejo dos RSU em Maceió, a coleta convencional é realizada através de terceirização por duas empresas contratadas, possuindo uma cobertura de

100% e abrangência de 98%, pois há áreas de difícil acesso, onde é impossibilitada a coleta com veículos regulares, nesses locais, a coleta geralmente é realizada através de caixas estacionárias. Todo esse resíduo coletado, que não seja proveniente da coleta seletiva ou de classes perigosas, é encaminhado ao aterro sanitário da cidade, que é administrado por uma empresa, através de um contrato de concessão de 20 anos (MACEIÓ, 2018).

Quanto a coleta seletiva, o município possui 4 cooperativas de catadores de materiais recicláveis, a Cooperativa dos Recicladores do Estado de Alagoas (COOPREL), com duas unidades, e a Cooperativa de Reciclagem de Lixo Urbano de Maceió (COOPLUM) e a Cooperativa dos Catadores da Vila Emater (COOPVILA). Porém o serviço, em 2015, era pouco abrangente, atendendo cerca de 10% da população (MACEIÓ, 2018), no entanto, em consulta ao site oficial da superintendência (www.maceio.al.gov.br/slum), verificou-se que no ano de 2017 a Prefeitura contratou as 4 cooperativas para a realização da coleta seletiva em 11 bairros do município, aumentando a cobertura deste serviço.

Até meados de 2010, os RSU coletados pela SLUM eram encaminhados ao antigo lixão da cidade (Figura 4), que foi encerrado no mês de abril de 2010, passando a destinação final dos resíduos coletados no municípios ser a Central de Tratamento de Resíduos de Maceió (CTR/MA), denominação técnica do aterro sanitário de Maceió (Figura 5), que possui as seguintes unidades de recebimento: célula de recepção de resíduos Classe IIA, célula de recepção de resíduos Classe IIB, célula de recepção de animais mortos e célula de recepção de resíduos vegetais oriundos das podas urbanas, recebendo os resíduos gerados apenas na cidade de Maceió, atingindo uma média diária de cerca de 1500 toneladas. Atualmente, o aterro sanitário de Maceió recebe apenas resíduos classificados em Classe II (não-perigosos), conforme classificação da ABNT 10.004 (MACEIÓ, 2018).

Figura 4: Antigo lixão de Maceió.



Fonte: Callado et al., 2004.

Figura 5: Aterro Sanitário de Maceió.



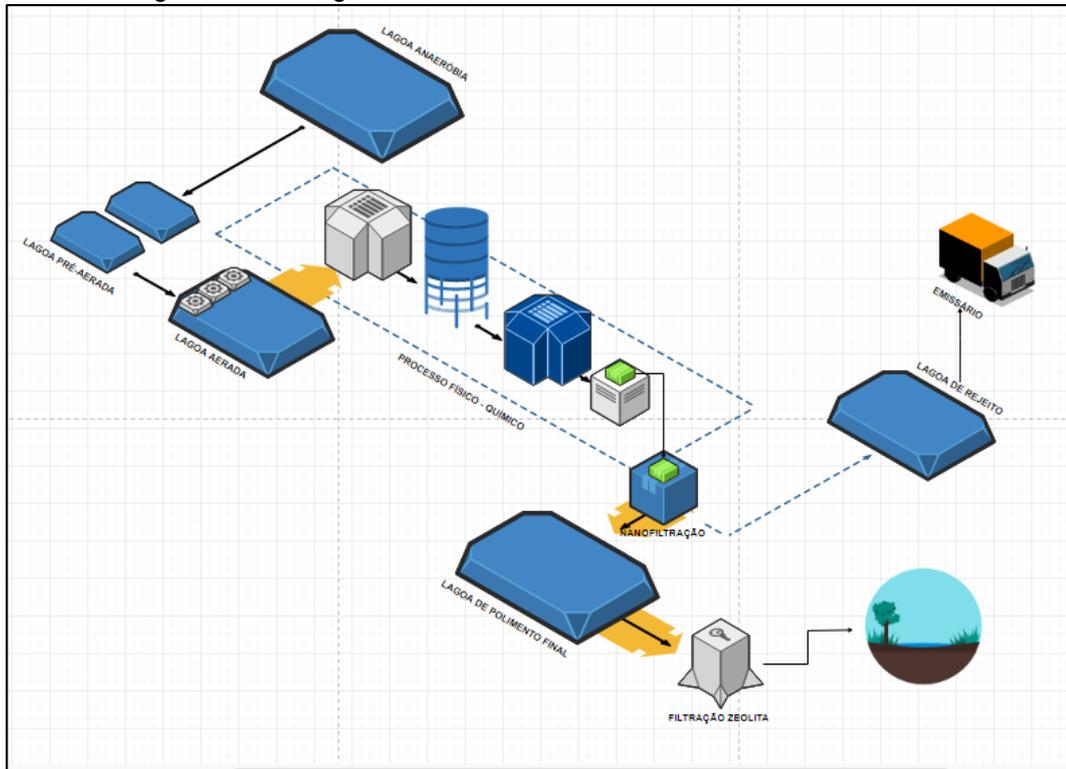
Fonte: a Autora (2018).

As células de recebimento de resíduos do aterro sanitário geram lixiviado, onde este é encaminhado à Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), localizada no próprio aterro. Atualmente, a ETE (Fluxograma 1) é composta por sistemas de tratamentos físicos, químicos e biológicos, mais especificamente as seguintes etapas:

- 1 Lagoa anaeróbia;
- 1 lagoa de pré-aeração;
- 1 lagoa aerada;
- 1 sistema físico-químico por coagulação, floculação e decantação;
- 1 sistema de filtração por carvão ativado e zeólitas;

- 1 sistema de nanofiltração;
- 1 sistema de filtração por zeólitas.

Fluxograma 1: Fluxograma da ETE localizada no aterro sanitário de Maceió.



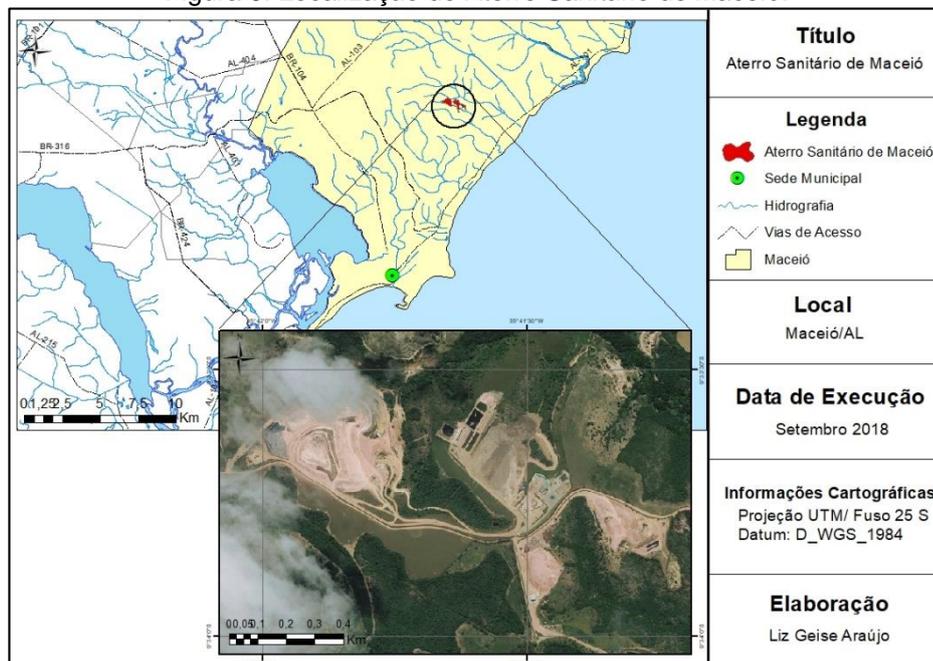
Fonte: Autora (2019).

4 METODOLOGIA

4.1 Definição da área de estudo

A área de estudo é o aterro sanitário de Maceió, localizado no bairro do Benedito Bentes, parte alta da cidade de Maceió e está sob as coordenadas central de Latitude $9^{\circ}33'38.10''S$ e longitude $35^{\circ}41'31.49''W$, possuindo uma área de aproximadamente de 114ha. As operações da CTR/MA, iniciaram-se no dia 30 de abril de 2010, a partir do encerramento do antigo lixão da cidade. Existem dois acessos ao aterro, um pelo litoral norte, planície da cidade e outro pelo bairro do Benedito Bentes, tabuleiro da cidade. A Figura 6 apresenta o mapa de localização da CTR/MA.

Figura 6: Localização do Aterro Sanitário de Maceió.



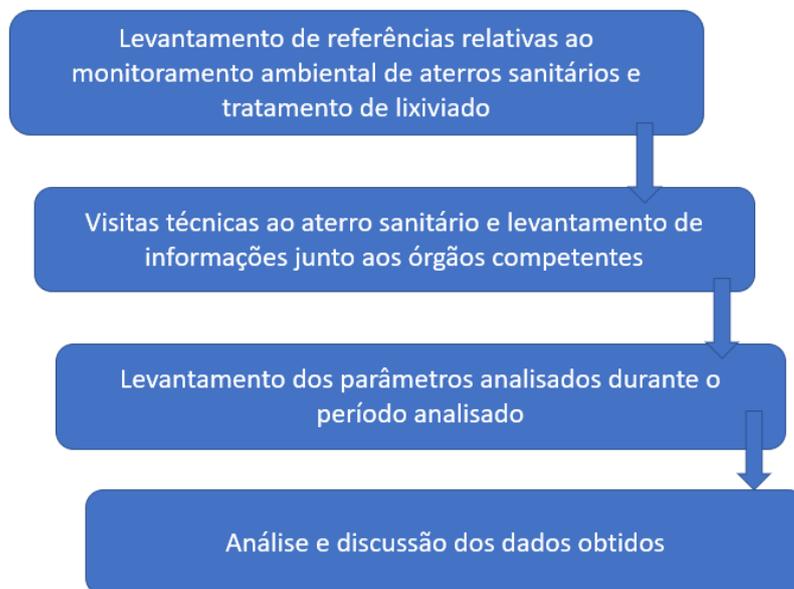
Fonte: a autora (2018).

4.2 Planejamento metodológico

Visando realizar uma análise temporal do lixiviado gerado no aterro sanitário de Maceió, bem como a avaliação da eficiência de seu tratamento, este estudo foi embasado em dados secundários obtidos através de seu monitoramento, com periodicidades variadas, disponibilizados pela SLUM.

Sendo assim, o Fluxograma 2 apresenta o plano metodológico desenvolvido na presente dissertação:

Fluxograma 2: Etapas do desenvolvimento da dissertação.



Fonte: A autora, 2019.

Foi realizada pesquisa de artigos e demais materiais acerca de aterros sanitários, mais especificamente quanto a geração e composição do lixiviado, bem como o seu tratamento. Além de levantamento de informações relativas à operação do Aterro Sanitário de Maceió.

Durante o período da pesquisa foram realizadas diversas visitas técnicas à área do Aterro Sanitário de Maceió, a fim de verificar sua operação, especialmente no que se refere ao funcionamento da ETE. Além disso, foram obtidas informações e dados relevantes através do contato com o órgão competente, bem como a empresa responsável pela operação do aterro sanitário.

4.3 Índices pluviométricos e geração de lixiviado

Os dados pluviométricos foram coletados dos dados da estação pluviométrica instalada no aterro sanitário (Figura 7), disponibilizados pela empresa operadora do aterro, a fim de verificar possíveis influência desses valores com a qualidade e quantidade do lixiviado geração. Ressalta-se que os dados de vazão do lixiviado só foram obtidos a partir do 2º ano de operação do aterro sanitário (janeiro de 2012). A estação pluviométrica está localizada sobre as coordenadas Este: 204213.1437 e Norte: 8942072.4745.

Figura 7: Estação pluviométrica no aterro sanitário de Maceió.



Fonte: Da autora (2019).

O levantamento do volume de lixiviado gerado ao longo de tempo, foi feito por meio de análises de dados de vazão levantados pela operação do aterro e disponibilizados pela SLUM. Esse dado de vazão é obtido através da bomba que fica localizada no sumidouro da célula de resíduos Classe IIA e que encaminha o lixiviado até a estação de tratamento. Essa bomba possui vazão de $0,64\text{m}^3/\text{min}$ e o valor de vazão do lixiviado é obtido de acordo com o tempo de bombeamento do sumidouro para a ETE. Ressalta-se que pela metodologia adotada para a obtenção da vazão, tratam-se de estimativas, visto que não é utilizado um equipamento específico para a medição desse parâmetro.

Para verificação da correlação entre a precipitação e a vazão do lixiviado foi utilizado o Coeficiente de Correlação de Pearson, que é comumente utilizado para medir a correlação entre duas variáveis. Este coeficiente foi avaliado de acordo com Devore (2006) da seguinte maneira:

- se $0,00 < r < 0,19$, existe correlação bem fraca;
- se $0,20 \leq r < 0,39$, existe correlação fraca;

- se $0,40 \leq r < 0,69$, existe correlação moderada;
- se $0,70 \leq r < 0,89$, existe correlação forte;
- se $0,90 \leq r < 1,00$, existe correlação muito forte.

4.4 Análise qualitativa temporal do lixiviado

4.4.1 Definição dos parâmetros de análise

Como no Brasil, não existe uma legislação específica que indique o que deve, de fato, ser monitorado quanto ao tratamento do lixiviado gerado em aterros sanitários, utilizou-se parâmetros comumente monitorados e com expressiva variabilidade, definindo os seguintes parâmetros: DBO, DQO, pH, Nitrogênio Amoniacal, Alcalinidade e relação DBO/DQO.

A caracterização física do lixiviado bruto e tratado foi feita por meio de dados secundários, disponibilizados pela SLUM, as análises foram realizadas em laboratórios terceirizados, contratados pela empresa que opera o aterro, conforme *SMEWW - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22^o Edition - 2012*.

A variabilidade da qualidade do lixiviado bruto e tratado, foi avaliado ao longo do tempo levando-se em consideração, ainda, a influência dos índices pluviométricos, e vazões dos períodos correspondentes, e foram agrupados em período de estiagem e período chuvoso de acordo com os índices pluviométricos, por meio de tratamento estatístico simples, como média, desvio padrão e coeficiente de variação.

4.4.2 Tempo, frequência e pontos de coleta

A operação do aterro sanitário de Maceió iniciou em abril de 2010, e as análises de lixiviado bruto e tratado, disponibilizados pela SLUM e utilizados nesta pesquisa, estão compreendidos entre os meses de junho de 2010 e março de 2019.

Como objetivou-se a realização de uma análise temporal do comportamento do lixiviado ao longo desse período, optou-se pela divisão do aterro em anos de operação, iniciando a contagem a partir do mês de junho, visto que é o primeiro mês com registro de análises do lixiviado, totalizando em cerca de 9 anos de operação, conforme disposto na Tabela 8.

Tabela 8: Período de avaliação temporal do lixiviado.

Ano do aterro	Período compreendido
01	jun/10 – mai/11
02	Jun/11 – mai/12
03	Jun/12 – mai/13
04	Jun/13 – mai/14
05	Jun/14 – mai/15
06	Jun/15 – mai/16
07	Jun/16 – mai/17
08	Jun/17 – mai/18
09	Jun/18 – mai/19

O ponto de coleta do lixiviado bruto era a estação elevatória localizada na saída da célula Classe IIA e o ponto de coleta do lixiviado tratado a lagoa de polimento final.

A frequência com que essas análises foram realizadas durante o período de estudo estão apresentadas na Tabela 9. Observa-se que no início de operação do aterro as análises ocorriam sem periodicidade regular e, posteriormente ficaram mais constantes, bem como não havia monitoramento de alguns desses parâmetros.

Tabela 9: Periodicidade da coletado lixiviado bruto e tratado.

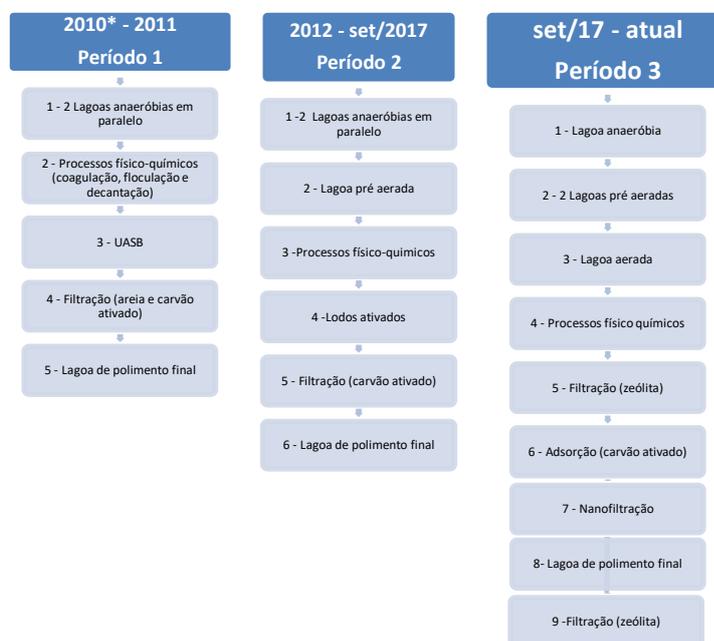
ANO	PARÂMETROS	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	jan	fev	mar	abr	mai
1	DQO	x					x		x		x	x	
	DBO	x					x		x		x	x	
	Alcalinidade												
	pH	x					x		x		x	x	
	N-AMONIACAL												
2	DQO			x		x							
	DBO			x		x							
	Alcalinidade												
	pH			x		x							
	N-AMONIACAL					x							
3	DQO			x				x				x	x
	DBO			x				x				x	x
	Alcalinidade												
	pH			x				x					
	N-AMONIACAL							x					x
4	DQO	x	x										
	DBO	x	x										
	Alcalinidade												
	pH	x	x										
	N-AMONIACAL												
5	DQO			x	x							x	x
	DBO			x	x			x			x	x	x
	Alcalinidade												
	pH			x	x			x					
	N-AMONIACAL							x					
6	DQO	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	DBO	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Alcalinidade								x	x	x	x	x
	pH				x	x		x	x	x	x	x	x
	N-AMONIACAL				x	x		x	x	x	x	x	x
7	DQO	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	DBO	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Alcalinidade	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	pH	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
	N-AMONIACAL	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
8	DQO	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x
	DBO	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x
	Alcalinidade	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x
	pH	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x
	N-AMONIACAL	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x
9	DQO	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
	DBO	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
	Alcalinidade	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
	pH	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
	N-AMONIACAL	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		

4.5 Avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento

O sistema de tratamento de lixiviados do aterro de Maceió sofreu modificações ao longo do tempo. Assim, buscou-se informações junto ao órgão acerca do histórico de funcionamento da estação de tratamento, e das tecnologias adotadas durante os anos de operação do aterro. Assim, optou-se por dividir a análise da eficiência em três

períodos, porém não foi informado com precisão as mudanças ocorridas. O Fluxograma 3 apresenta essa definição.

Fluxograma 3: Períodos das tecnologias de tratamento adotadas na ETE do aterro sanitário de Maceió.



*Nos primeiros meses de 2010 a ETE só dispunha de uma lagoa anaeróbia e uma lagoa de acumulação.

A eficiência do sistema de tratamento empregado foi avaliada em função da remoção de DBO, DQO e nitrogênio amoniacal, e foi feita de forma global, levando-se em conta apenas dois pontos de amostragem, o efluente bruto (entrada no sistema) e o efluente tratado (saída do sistema).

A partir do mês de fevereiro de 2018, o monitoramento foi realizado em 4 (quatro) pontos de amostragem, nos seguintes locais:

- Ponto 01 – Lixiviado Entrada (Figura 8);
- Ponto 02 – Saída do processo Anaeróbio;
- Ponto 03 – Saída do processo Aeróbio (Figura 9);
- Ponto 04 – Lixiviado Tratado (Figura 10);

Figura 8: Coleta do lixiviado bruto.



Fonte: Da autora (2019).

Figura 9: Coleta do lixiviado após o processo aeróbio.



Fonte: Disponibilizado pela empresa operadora do aterro sanitário (2019).

Figura 10: Ponto de Coleta do lixiviado tratado.



Fonte: Disponibilizado pela empresa operadora do aterro sanitário (2019).

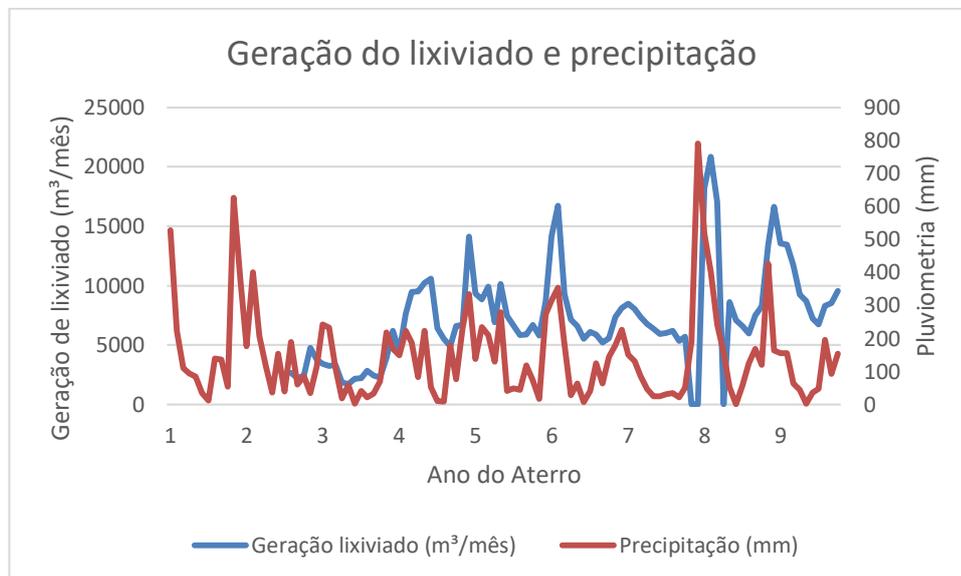
Assim, para esses meses especificamente foram avaliadas as eficiências das remoções das concentrações dos parâmetros DBO, DQO e Nitrogênio Amoniacal após a saída de cada ponto de coleta, bem como contribuição da etapa biológica, após a saída dos processos anaeróbios e aeróbios e a contribuição da etapa físico-química, para a eficiência global do sistema. Os resultados foram comparados com os valores máximos permitidos (VMP) dispostos na Resolução CONAMA 430/2011 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Especificamente, para o terceiro período, será comparado também com os valores estabelecidos pela outorga de lançamento concedida, em 2018, ao aterro sanitário para descarte em corpo hídrico Classe 2, conforme diretrizes da Resolução CONAMA 357/2005. A outorga em questão estabelece os limites máximos de DBO de 7mg/L e nitrogênio amoniacal de 20mg/L. Ressalta-se que, assim como a Resolução CONAMA 430/2011, não há VMP para o parâmetro DQO.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Geração de lixiviado

O gráfico 6 apresenta a relação entre a geração do lixiviado e a precipitação.

Gráfico 6: Gráfico da relação entre geração do lixiviado e precipitação.



O coeficiente de Pearson o r obtido foi de 0,62, o que indica uma forte correlação moderada, ou seja, através da análise do gráfico acima, é possível perceber que há uma relação direta entre esses parâmetros, onde nos meses de elevada precipitação, a geração de lixiviado também apresentou valores elevados, indicando um comportamento semelhante de geração de lixiviado e precipitação, onde se observa a influência da precipitação na maior produção mensal de lixiviados, confirmando o exposto por Abbas *et al.* (2009), de que a precipitação é um dos principais fatores para a geração de lixiviados.

A média de precipitação mensal obtida durante o período foi de 154,96mm. Assim, foram considerados os valores acima dessa média como de maiores precipitações e abaixo dessa média de menores precipitações. Nesse sentido, a média da geração de lixiviado para os períodos de maiores precipitações foi de 9.541,53m³/mês e para os períodos de menores precipitações esse valor foi de 6.053,85m³/mês, demonstrando a influência direta da precipitação e do volume de lixiviado gerado. Essa relação pode indicar, ainda, que o maior volume de água percolada nas células nas épocas de maiores precipitações e consequente aumento na geração de lixiviado pode ter relação direta com baixa compactação dos resíduos

nas células, insuficiência do sistema de drenagem de águas pluviais implantado no aterro sanitário e frentes de trabalho com áreas grandes sem cobertura, conforme citado por Souto (2009).

5.2 Análise qualitativa temporal do lixiviado

As Tabelas 10 e 11 apresentam, respectivamente, todos os dados levantados dos parâmetros DBO, DQO, Relação DBO/DQO, Nitrogênio Amoniacal (NA), pH e Alcalinidade, para o lixiviado bruto, divididos em período chuvoso e período de baixa precipitação, considerando valores acima da média de precipitação, como chuvosos e abaixo da média períodos de baixa precipitação. Ressalta-se que no período analisado a média de precipitação mensal foi de 154,96mm. Os espaços vazios correspondem a não realização de análise naquele período.

Tabela 10: Dados levantados para os períodos de maiores precipitações.

ANO	Mês/Ano	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO/DQO	NA (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L)
1	jun/10	9505	19860	0,48		5,78	
	abr/11	9496	22600	0,42		6,98	
2	jun/11						
	ago/11	2093	5400	0,39		7,79	
3	jun/12						
	abr/13	3020	4720	0,64			
4	mai/13	1720	2880	0,60		8,13	
	jul/13	3380	4880	0,69			
5	ago/14	6503	14400	0,45		7,95	
	out/14						
6	mai/15	7620	15840	0,48			
	jun/15	8300	19440	0,43			
	jul/15	2200	19440	0,11			
7	ago/15	2420	4600	0,53			
	abr/16	2178	13080	0,17		5,80	10000
	mai/16	2707	19740	0,14	1853	8,30	12700
8	abr/17		969	0,31	2016	8,44	8925
	mai/17	1944	6415	0,30	2730	8,26	5180
	jun/17	3385	6214	0,54	933	7,42	4300
9	jul/17	2293	3306	0,69	1020	7,85	5100
	ago/17	1150	4310	0,27	1620	8,09	7540
	set/17	2475	8430	0,29	2200	8,09	6240
	fev/18	3325	8130	0,41	2400	8,00	10400
9	mai/18	2637			1910	7,24	9290
	jun/18	2602	11177	0,23	1225	8,52	11500
	jul/18	4044	11470	0,35	1560	7,51	
	jan/19	1284	3757	0,34	1780	7,50	9380

Tabela 11: Dados levantados para os períodos de menores precipitações.

Ano	Mês/Ano	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO/DQO	NA (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L)
1	nov/10	9225	27000	0,34		7,07	
	jan/11	11880	27800	0,42		7,59	
	mar/11	6250	14000	0,44		7	
	out/11	4950	9800	0,50	560	7,93	
2	ago/12		4422				
	dez/12	2595	3346	0,77	2214	8,02	
3	jun/13	2136	5040	0,42		7,95	
5	jun/14						
	set/14	2612	6320	0,41		8,03	
	nov/14						
	dez/14	1200			1218	7,87	
	mar/15		2240				
6	abr/15	1620	3400	0,47			
	set/15	1900	4280	0,44	854	7,69	
	out/15	2620	5520	0,47	1170	7,85	
	nov/15	3850	7760	0,49			
	dez/15	2120	4680	0,45	1428	8,33	
	jan/16	1780	3800	0,46	1361	7,82	930
	fev/16	1723	4960	0,34	181	8,1	10000
	mar/16	2707	10800	0,25	1883	7,6	12000
	jun/16	1370	12046	0,11	1911	8,2	9700
	jul/16	2380	4280	0,55	1838	5,4	6500
7	ago/16	1952	6500	0,30	2088	6,1	9600
	set/16		2554,01	0,10	2123	8,51	10500
	out/16	584	1610	0,36		8	7668
	nov/16		2914		1610	7,76	5600
	dez/16		3135			7,43	5500
	jan/17		2401		1516	7,95	935
	fev/17	422	2560	0,16	1890	7,76	1970
	mar/17		2653		2170	8,18	4900
	out/17	1570	4880	0,32	2130	8,11	9010
	nov/17	435	2600	0,16		8,26	9360
8	dez/17	569	2840	0,20		8,31	9870
	mar/18	640	3360	0,19	2350	8,3	11600
	ago/18	1135	4188	0,27	1030	8,47	10700
	set/18	1059	4045	0,26	2140	8,63	11900
	out/18	605	2464	0,245	740	8,27	11900
9	nov/18	426	2385	0,17	2680	8,2	12000
	dez/18		2236		3300	8,16	17100
	fev/19	2618	5367	0,48	418	8,23	1160
	mar/19	2810	5708	0,49	2420	8,03	9150

De uma forma geral, observa-se que a maioria das análises foram realizadas em períodos considerados de menores precipitação, além disso, é perceptível que as análises se tornaram mais frequentes e regulares a partir do ano 6 do aterro (janeiro de 2016). O parâmetro alcalinidade, por exemplo, só apresenta resultados a partir desse período. Com base nos dados dispostos nas Tabelas 12 e 13 foram calculadas as médias, desvio padrão e coeficiente de variação para esses parâmetros. As Tabelas 12 e 13 apresentam, respectivamente, essas variáveis para os períodos de maiores e menores precipitações.

Tabela 12: Variáveis estatísticas para o período chuvoso.

PERÍODO CHUVOSO					
Parâmetro	Média	Desvio padrão	Coeficiente de variação	Valor máximo	Valor mínimo
DBO (mg/L)	3751	2588	69%	9505	1150
DQO (mg/L)	10458	6529	62%	22600	2880
NA (mg/L)	1770	540	31%	2730	933
pH	7,65	0,79	10%	8,52	5,78
Alcalinidade (mg/L)	8379	2699	32%	12700	4300

Tabela 13: Variáveis estatísticas para o período de baixa precipitação.

BAIXA PRECIPITAÇÃO					
Parâmetro	Média	Desvio padrão	Coeficiente de variação	Valor máximo	Valor mínimo
DBO (mg/L)	2511	2835	113%	11880	422
DQO (mg/L)	5944	6925	116%	27800	1610
NA (mg/L)	1721	512	30%	3300	418
pH	7,86	0,73	9%	8,63	5,40
Alcalinidade (mg/L)	8314	3260	39%	17100	930

De acordo com os parâmetros estatísticos obtidos, observa-se que há grande dispersão nos dados coletados durante o período analisado, principalmente na época de baixa precipitação, o que pode ter sido ocasionado pelo número de amostras para esse período ter sido significativamente superior. Com exceção do pH, todos os outros parâmetros apresentaram variações superiores a 30%. Para os parâmetros DBO e DQO essas variações foram ainda mais expressivas. De fato, Souto e Povinelli (2007) em estudo realizado nos aterros brasileiros e citado no referencial teórico desta dissertação, demonstraram a grande faixa de variação existente nas concentrações

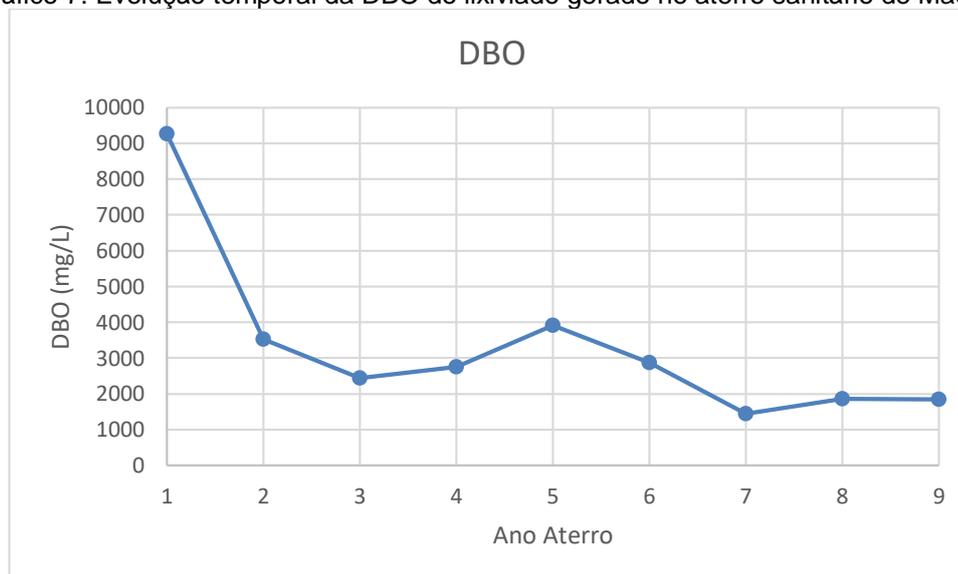
desses parâmetros, onde os valores médios obtidos neste estudo estão dentro das faixas de variação expostas pelos autores.

Lima (2006) também notou expressiva variabilidade nos parâmetros DBO e DQO em caracterização do lixiviado do aterro de Betim/MG, para o período compreendido entre 1999 e 2004, alcançando coeficientes de variação de mais de 100%. Esses resultados demonstram o comportamento variável ao longo do tempo das características dos lixiviados gerados em aterros sanitários. Essa grande variabilidade também pode ser atribuída ao aterro sanitário de Maceió se encontrar em operação, ou seja, diversas fases ocorrem de forma simultânea, com a entrada de resíduos novos diariamente.

5.2.1 DBO

O Gráfico 7 apresenta evolução da DBO, com a média dos valores obtidos em cada ano de operação.

Gráfico 7: Evolução temporal da DBO do lixiviado gerado no aterro sanitário de Maceió.

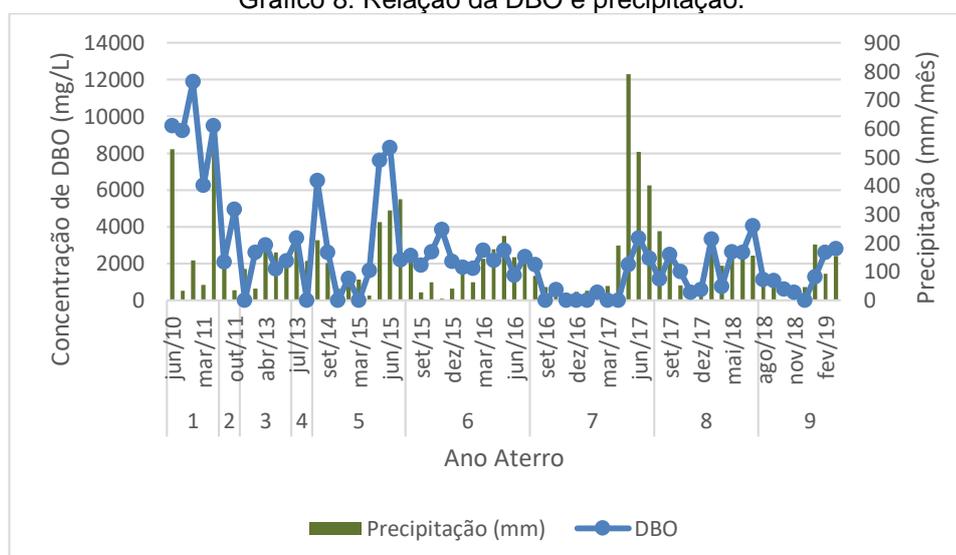


Através da análise do gráfico demonstrado no gráfico 7, observa-se a redução da DBO ao longo do tempo de operação do aterro, especialmente nos últimos três anos. A redução da média do primeiro ano para o ano atual foi de 80%. Para o parâmetro DBO, de acordo com Pohland e Harper (1986) o aterro sanitário de Maceió pode estar tendendo a se encontrar na fase metanogênica, que tem como característica a diminuição da carga orgânica presente no lixiviado, o que pode ter

acarretado na diminuição do seu valor de DBO, bem como redução de sua biodegradabilidade. Nesse sentido, Souto (2010) cita que os valores de DBO são realmente menores na fase metanogênica, pois os ácidos voláteis e outros compostos facilmente biodegradáveis, que acarretam em elevados valores de DBO na fase ácida, são praticamente todos consumidos e convertidos em gases (SOUTO, 2010). O pico no valor do parâmetro DBO é justamente identificado no primeiro ano do aterro, que tem como característica valores elevados de carga orgânica.

Quanto a relação da DBO e a precipitação, o Gráfico 8 apresenta o gráfico que demonstra essa relação com a utilização de todos os dados do parâmetro em questão.

Gráfico 8: Relação da DBO e precipitação.



A concentração de DBO para o período chuvoso, em média anual, foi maior do que para o período considerado seco, não ocorrendo uma possível diluição do lixiviado, o que acarretaria na diminuição dos valores de DBO.

Analisando o gráfico observa-se uma sutil tendência para o aumento da DBO com o aumento da precipitação, demonstrado ainda conforme coeficiente de Person obtido de 0,35, que representa uma correlação fraca, diferentemente do obtido por Santos Filho (2013) ao observar que no aterro da Muribeca a DBO e a precipitação possuem uma correlação negativa. Ferreira (2010) também observou a diminuição dos valores de DBO com o aumento dos índices pluviométricos, atribuindo esses resultados a uma possível diluição do lixiviado.

Já Bhala e JH (2013) constataram situação semelhante a do presente estudo, que durante a estação chuvosa as concentrações de DBO foram mais elevadas no aterro em operação situado em uma cidade da Índia, atribuindo os constituintes residuais se infiltrarem junto com as águas pluviais, elevando essas concentrações. Cintra, Amada e Castilho Filho (2002) também observaram aumento nas concentrações de DBO em períodos de maiores índices pluviométricos no aterro controlado de Bauru/SP.

Como já visto no presente estudo, em épocas de elevadas precipitações, houve aumento da vazão de lixiviado, o que pode ter acarretado no arraste mecânico dos materiais provenientes das coberturas vegetais das células, em constante lixiviação, aumentando as concentrações de matéria orgânica presente nos lixiviados.

5.2.2 DQO

O Gráfico 9 apresenta a evolução da DQO, com a média dos valores obtidos em cada ano de operação.

Gráfico 9: Evolução temporal da DQO do lixiviado do aterro sanitário de Maceió.

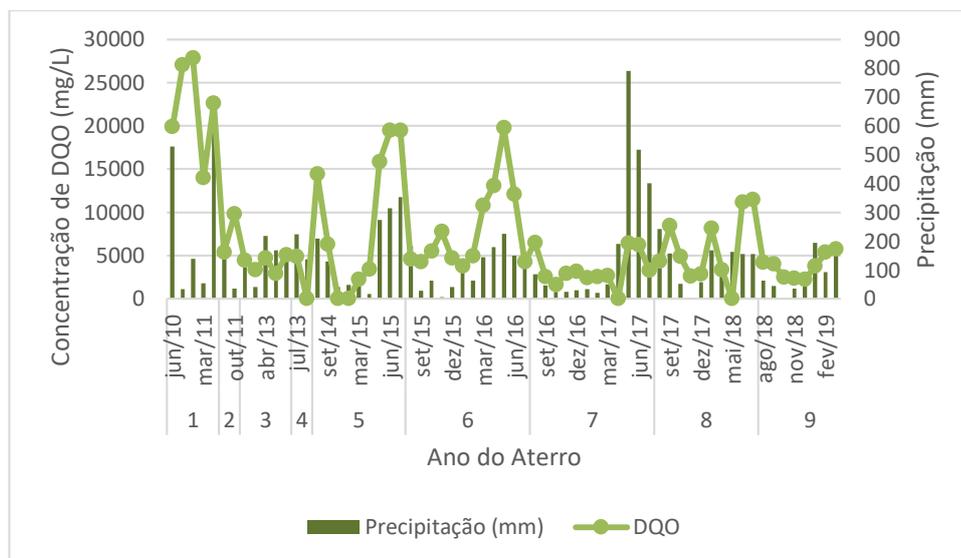


Através da análise do gráfico demonstrado no gráfico acima, assim como para a DBO, observa-se a redução da DQO ao longo do tempo de operação do aterro, especialmente nos últimos três anos. A redução da média do primeiro ano para o ano atual foi de 76%. O pico no valor do parâmetro DQO é justamente identificado no primeiro ano do aterro, que tem como característica valores elevados de carga orgânica.

Para o parâmetro DQO, de acordo com Pohland e Harper (1986) o aterro sanitário de Maceió pode estar tendendo à fase metanogênica, que tem como característica a diminuição da carga orgânica presente no lixiviado, o que pode ter acarretado na diminuição do seu valor de DQO, observando-se comportamento semelhante ao da evolução temporal da DBO.

Quanto a relação da DQO e da precipitação, o Gráfico 10 apresenta o gráfico que demonstra essa relação com a utilização de todos os dados do parâmetro em questão.

Gráfico 10: Relação entre a DQO e a precipitação do lixiviado gerado no aterro sanitário de Maceió.



A concentração de DQO para o período chuvoso, em média anual, foi maior do que para o período considerado seco, não ocorrendo uma possível diluição do lixiviado. Assim como para a DBO, através da análise do gráfico observa-se uma sutil tendência para o aumento da DQO com o aumento da precipitação, inclusive em períodos de pico, demonstrado ainda pelo coeficiente de Person obtido de 0,38, que representa uma correlação fraca.

Em estudo realizado no aterro sanitário de Lajeado/RS que se encontrava em operação, Scheneider (2010) também observou aumento da DQO em relação ao aumento da precipitação, atribuindo o fato ao carreamento de mais sólidos com matéria orgânica das células de disposição ao lixiviado, pois também verificou aumento no valor de Sólidos Totais com o aumento da precipitação. Bhala e JH (2013) constataram a mesma situação durante a estação chuvosa, onde os valores de DQO

aumentaram na estação chuvosa, atribuindo a mesma justificativa que para o aumento de DBO, de que os constituintes residuais se infiltraram junto com as águas pluviais, elevando essas concentrações. Cintra, Amada e Castilho Filho (2002) também observaram aumento nas concentrações de DQO em períodos de maiores índices pluviométricos no aterro controlado de Bauru/SP.

5.2.3 Relação DBO/DQO

O Gráfico 11 apresenta a evolução temporal da relação DBO/DQO no aterro sanitário de Maceió.

Gráfico 11: Avaliação temporal da relação DBO/DQO.



Como esperado, haja a vista a redução nos valores de DBO e DQO já expostos, observa-se diminuição na variação da relação DBO/DQO, possibilitando o conhecimento do estado da degradação do aterro sanitário e sua idade, segundo Tchobanoglous (1993) *apud* Santos Filho (2013), em relações assim descritas:

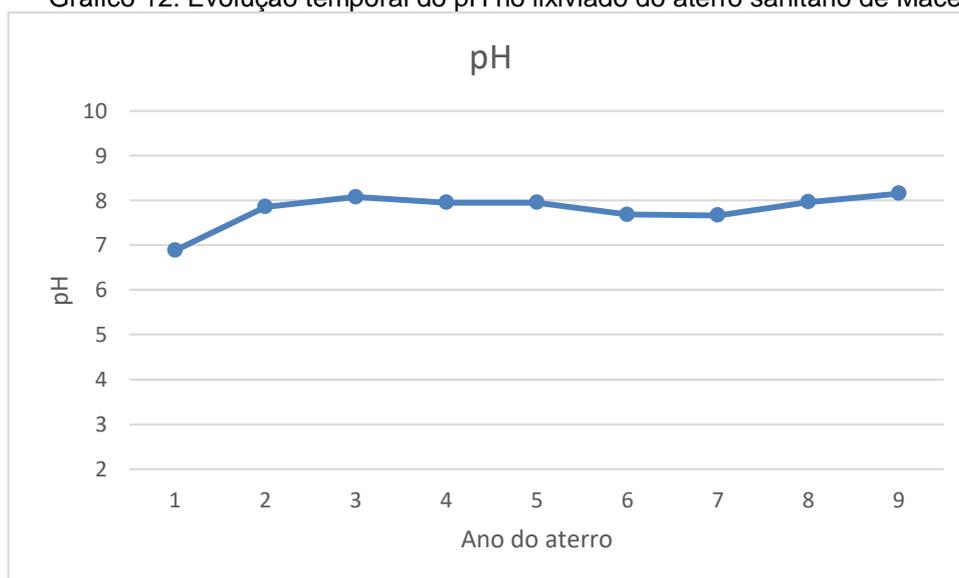
- Relação $DBO_5/DQO > 0,5$: Lixiviado biodegradável (aterro de idade jovem);
- Relação DBO_5/DQO entre 0,1 e 0,5: Lixiviado intermediário (aterro idade mediana);
- Relação $DBO_5/DQO < 0,1$: Lixiviado pouco biodegradável (aterro estabilizado).

Assim, o aterro se enquadra como aterro de idade mediana, de fato, visto que é um aterro que se encontra em seu 9º ano de operação, com uma degradação biológica intermediária.

5.2.4 pH

O Gráfico 12 apresenta o gráfico de evolução do pH, com a média dos valores obtidos em cada ano de operação.

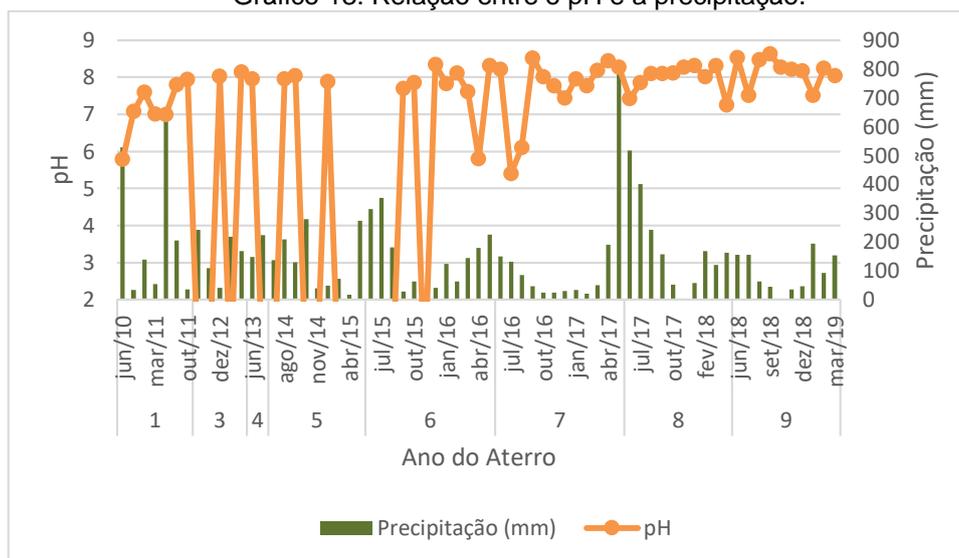
Gráfico 12: Evolução temporal do pH no lixiviado do aterro sanitário de Maceió.



Analisando o gráfico demonstrado no Gráfico 12, de uma forma geral o pH sofreu poucas oscilações ao longo do tempo, não demonstrando um padrão, mantendo-se entre o básico e o neutro, crescendo os valores principalmente nos últimos 3 anos. No primeiro ano do aterro, observa-se um valor relativamente menor de pH, o que pode caracterizar que o aterro se encontrava em uma fase ácida, que conforme Pohland e Harper (1986), caracteriza-se pelo pH dentro dessa faixa. Atualmente, para pH, o aterro pode estar na fase metanogênica (POHLAND E HARPER, 1986), com valor de 8,15.

Quanto a relação do pH e a precipitação, o Gráfico 13 demonstra essa relação com a utilização de todos os dados do parâmetro em questão.

Gráfico 13: Relação entre o pH e a precipitação.



Observando o gráfico acima, não há alteração significativa entre os valores de pH e de precipitação, apresentando uma correlação negativa fraca, conforme coeficiente de Person obtido de -0,23. Santos Filho (2013) observou comportamento semelhante no aterro da Muribeca, porém com correlação negativa moderada.

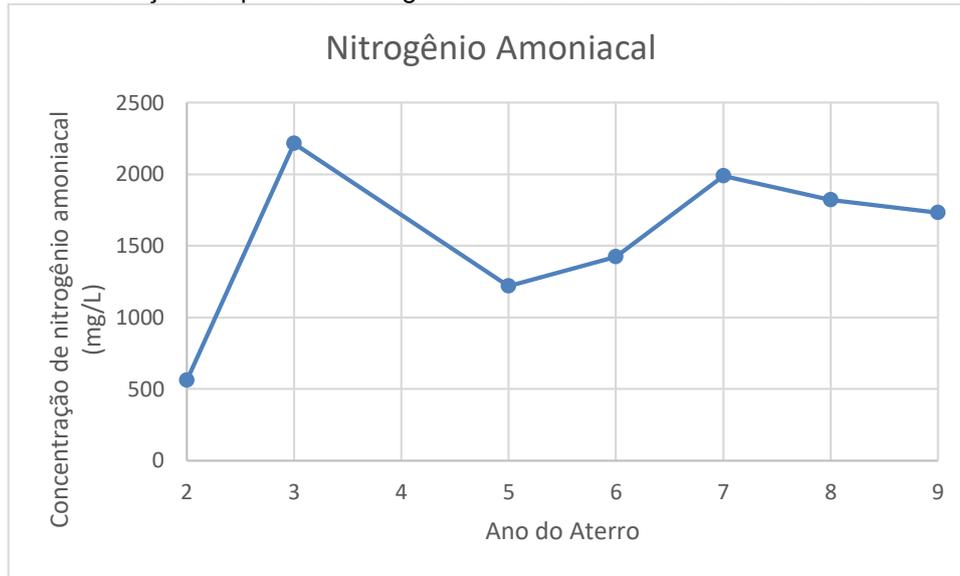
Assim, observa-se que o pH está mais relacionado com a fase de decomposição do aterro com alcalinidade, do que com a precipitação, visto que, na fase metanogênica o pH tende a apresentar valores mais elevados.

5.2.5 Nitrogênio Amoniacal (NA)

O Gráfico 14 apresenta a evolução temporal do parâmetro nitrogênio amoniacal no lixiviado do aterro sanitário de Maceió, com a média dos valores obtidos em cada ano de operação.

No primeiro ano do aterro sanitário, não há registro de análises realizadas para o parâmetro nitrogênio amoniacal, bem como no ano 4, dificultando a análise aqui exposta. De uma forma geral, o nitrogênio amoniacal não apresentou uma tendência, observa-se uma média de valores próximos após o quinto ano de operação e um certo crescimento. Abbas *et al.* (2009) citam que conforme a idade do aterro aumenta, a concentração de DBO e DQO diminui e há aumento da concentração de nitrogênio amoniacal. Observa-se que do quinto ao sétimo ano, ocorre um aumento do NA, porém a partir do sétimo ano, ocorre uma tendência de queda.

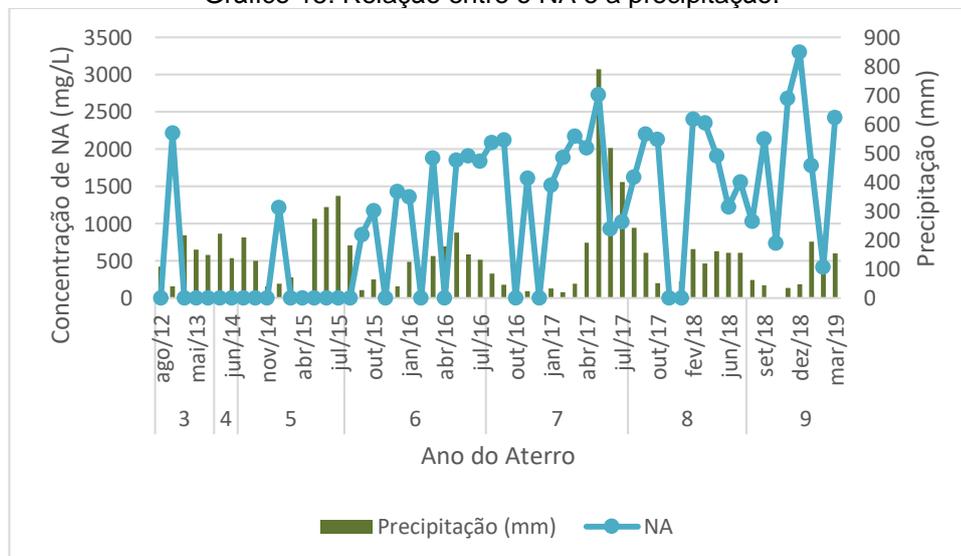
Gráfico 14: Evolução temporal do Nitrogênio amoniacal no lixiviado do aterro sanitário de Maceió.



Quanto a fase de degradação do aterro, em tabela de EPA (1995) apresentada no referencial teórico deste trabalho, para o parâmetro NA, o aterro pode se encontrar entre a faixa de variação, porém não há diferença nas faixas da fase ácida para a fase metanogênica.

Quanto à relação do nitrogênio amoniacal e a precipitação, o Gráfico 15 demonstra essa relação com a utilização de todos os dados do parâmetro em questão.

Gráfico 15: Relação entre o NA e a precipitação.



De uma forma geral, não se observa relação entre a precipitação e as concentrações de nitrogênio amoniacal, reiterado pelo coeficiente de Person obtido, que foi de 0,10, apresentando fraca correlação.

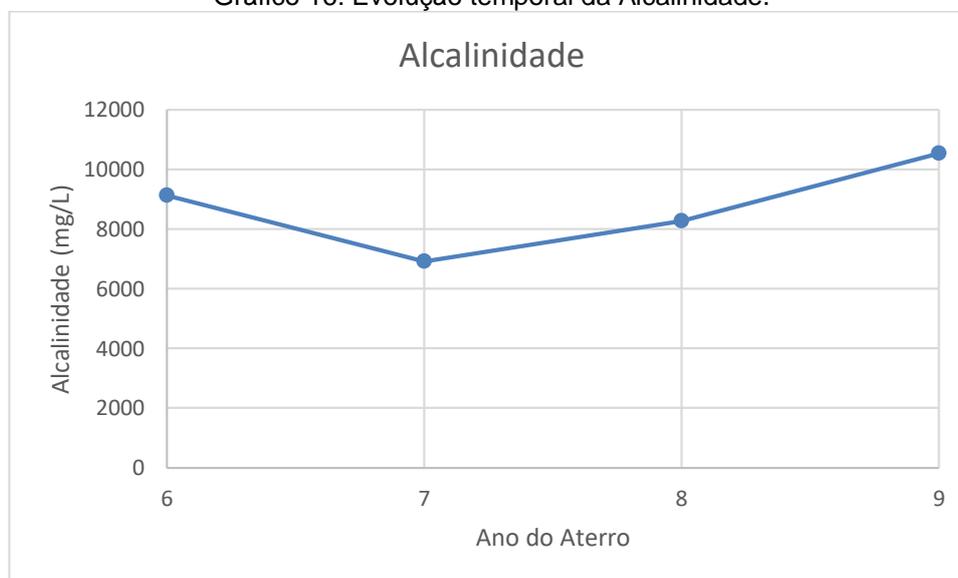
Assim como o pH, esse parâmetro está mais correlacionado com a fase de degradação anaeróbia do aterro, do que com a precipitação. Considerando a fase metanogênica que o aterro atualmente se encontra, o processo de amonificação no processo de digestão anaeróbia da célula deve se encontrar praticamente estabilizado, onde o pH aumenta por conta da alcalinidade gerada no processo metanogênico e na amonificação (FRICKE *et al.*, 2007).

5.2.6 Alcalinidade

A avaliação temporal da Alcalinidade, só foi aferida a partir do ano 6 de operação do aterro sanitário. Assim, o Gráfico 16 apresenta a média dos valores obtidos em cada ano de operação.

Analisando o Gráfico 16, assim como para o pH, observa-se tendência de crescimento da alcalinidade nos últimos anos. Tal fato pode ser explicado pelo processo metanogênico e de amonificação, que produz alcalinidade, aumentando os valores de pH (METCALF e EDDY, 2016), conforme já exposto.

Gráfico 16: Evolução temporal da Alcalinidade.

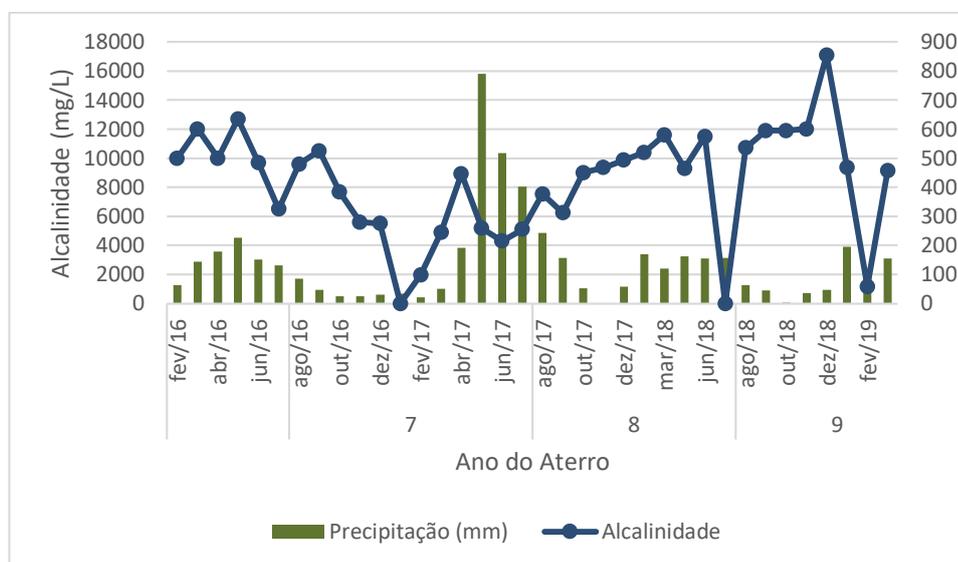


Quanto à fase de degradação do aterro, em tabela de EPA (1995) apresentada no referencial teórico deste trabalho, para o parâmetro Alcalinidade, o aterro encontra-

se entre a faixa de variação, porém não há diferença nas faixas da fase ácida para a fase metanogênica.

O Gráfico 17 apresenta a relação entre a alcalinidade e a precipitação.

Gráfico 17: Relação entre a alcalinidade e a precipitação.



Através da observação do gráfico percebe-se pouca relação entre a precipitação e os valores de alcalinidade, demonstrado pelo coeficiente de Person obtido de -0,20, que indica uma correlação linear fraca, onde os valores de alcalinidade diminuem com o aumento da precipitação, semelhante ao ocorrido com o pH.

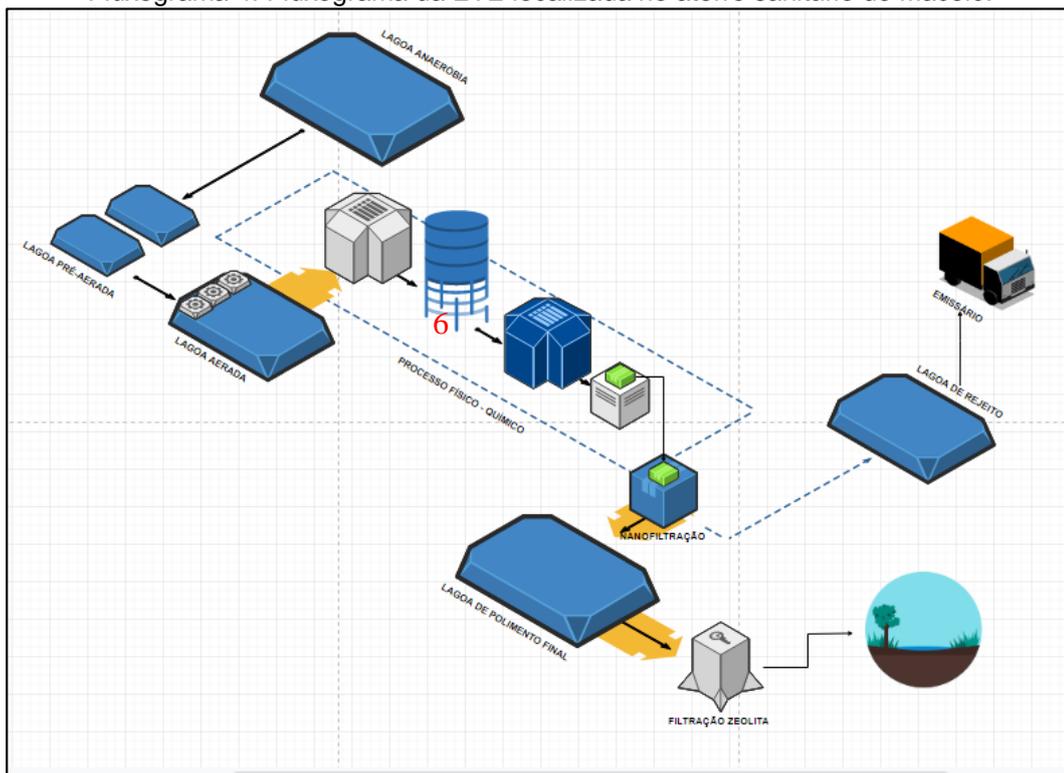
SANTOS FILHO (2013) e ROCHA (2008) também verificaram correlação negativa entre a precipitação na redução da alcalinidade, porém com significância bastante superior.

Assim como o pH e o nitrogênio amoniacal, esse parâmetro está mais correlacionado com a fase de degradação anaeróbia do aterro, do que com a precipitação, ressaltando a ligação direta entre esses 3 parâmetros (CLEMENT *et al.*, 1997 *apud* SANTOS FILHO, 2013), visto que, o metabolismo anaeróbio promove a amonificação, sendo a decomposição das proteínas que contém nitrogênio em aminoácidos, que resulta na produção de alcalinidade, durante a redução de nitrogênio orgânico, e conseqüente aumento do pH (FRICKE *et al.*, 2007). Nesse sentido, conforme Contrera (2008), a alcalinidade está relacionada às concentrações de nitrogênio amoniacal, já que nos lixiviados de aterros sanitários a forma predominante da amônia é bicarbonato de amônio.

5.3 Avaliação do sistema de tratamento existente

Como já citado, o lixiviado gerado no aterro sanitário de Maceió é encaminhado a ETE (Fluxograma 4), que é composta, atualmente, por sistemas de tratamentos biológicos, que são 1 Lagoa anaeróbia, 1 lagoa de pré-aeração e 1 lagoa aerada; e sistemas físico-químicos, que são floculação e decantação, 1 sistema de filtração por carvão ativado e zeólitas, 1 sistema de nanofiltração e 1 sistema de filtração por zeólitas.

Fluxograma 4: Fluxograma da ETE localizada no aterro sanitário de Maceió.



Fonte: Autora (2019).

5.3.1 Levantamento do sistema de tratamento

Os itens a seguir apresentam uma breve descrição das etapas de tratamento atualmente utilizadas na Estação de tratamento do aterro sanitário de Maceió.

Elevatória de lixiviados

A caixa elevatória é o início do processo, nela é feita a distribuição do lixiviado, objetivando sua entrada nas etapas posteriores da ETE, bem como iniciar possíveis correções necessárias, tais como remoção de espumas.

Lagoa Anaeróbia

O sistema anaeróbio é constituído por 1 tanque escavado no solo, com ligação entre eles no nível superior. A fim de evitar contaminação ao solo e águas subterrâneas, estes tanques são impermeabilizados com geomembranas em Polietileno de Alta Densidade (PEAD). O volume total desse tanque é de aproximadamente 5.600 m³. Considerando a média de vazão diária de 243,17m³, calculada com as estimativas de vazão obtidas e já citadas nesse estudo, estima-se dessa forma, um Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 23 dias. A Figura 12 apresenta a lagoa anaeróbia utilizada.

Figura 11: Lagoa Anaeróbia da ETE do Aterro Sanitário de Maceió.



Fonte: Da autora (2018).

Lagoa de Pré-aeração e Lagoa Aerada

Após o sistema anaeróbio, o lixiviado é encaminhado, através de bombas centrifugas e tubos em PVC, para uma lagoa de pré-aeração, que basicamente possui um sistema de distribuição forçada para mistura do lixiviado, posteriormente, este é encaminhado para a Lagoa Aeróbia Aerada (Figura 13), que é construída em tanque escavado no solo, impermeabilizado com geomembrana PEAD. O volume total do tanque é de aproximadamente 3.000 m³. Considerando a média de vazão de 243,17m³, calculada com as estimativas de vazão obtidas e já citadas nesse estudo, estima-se dessa forma, um Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 12 dias. Para a realização da aeração, há a instalação de 14 compressores radiais, com interconexão entre os aeradores, havendo, ainda, um sistema de distribuição forçada, para facilitar a mistura do lixiviado dentro do tanque.

Figura 12: Etapa aeróbia da ETE.



Fonte: Da autora (2018).

Processo físico-químico: Coagulação, floculação e decantação

Após a etapa aeróbia, o lixiviado é encaminhado, através de bomba centrífuga e tubos de PVC, ao denominado tanque de equalização, com volume de 28 m³, onde, posteriormente, é enviado ao tanque de mistura por gravidade, com capacidade de 15 m³, construído em fibra de vidro e acabamento em gel isofitálico. Este tanque é composto por dois sistemas de agitação com turbohélices, a fim de permitir uma mistura homogênea entre o lixiviado e o coagulante utilizado, sendo este o Policloreto de Alumínio, conhecido como PAC. Em seguida, este é conduzido por gravidade para o decantador tipo *Dortmund*, que tem fundo cônico, com capacidade de 15 m³, construído em fibra de vidro e acabamento em gel isofitálico, que objetiva o processo de separação sólido/liquido por gravidade. Neste sistema, o período de detenção é de aproximadamente 5 minutos. Após o decantador *Dortmund*, o lixiviado é encaminhado, por gravidade, ao decantador secundário, a fim de remover partículas mais finas ainda presentes no efluente. Após a etapa de decantação, o lixiviado é direcionado à elevatória que irá alimentar o sistema de filtração.

Filtros de Zeólita

Após o decantador secundário, o lixiviado é encaminhado, por gravidade, à elevatória, construída em fibra de vidro e com capacidade de 5m³, que alimenta as bombas centrífugas de alta pressão do sistema de filtragem, onde o sistema de filtragem é composto em duas etapas. A primeira etapa possui 2 filtros construídos em aço inox, com diâmetro de 200 mm, comprimento 4.000 mm e pressão de trabalho 5

kgf/cm². Os dois filtros são conectados, de forma paralela, às duas bombas centrífugas, onde funciona apenas um filtro, sendo o outro para caso de manutenção. Nessa primeira etapa, o meio filtrante utilizado é a zeólita mineral, onde os filtros com zeólita são utilizados para a retenção de possíveis metais pesados e surfactantes existentes no efluente.

Filtros de carvão ativado

Posteriormente a filtração por zeólitas, há a segunda etapa da filtração, através de filtros construídos em Aço carbono, que possuem sistema de retrolavagem e operam com pressão de trabalho de 3kgf/cm², sendo o meio filtrante utilizado o carvão ativado. Cada filtro tem capacidade de filtração 15 m³/h, operado com ambas as bombas. A Figura 14 apresenta algumas etapas do sistema físico-químico da ETE em questão.

Figura 13: Etapa físico-química da ETE do Aterro Sanitário de Maceió.



Fonte: Da autora (2018).

Nanofiltração

A nanofiltração é o processo de filtração realizado por membranas, onde a abertura de seus poros possuem dimensão de 1 nanômetro, e objetiva separar sólidos imiscíveis e solutos que se encontram dissolvidos no efluente, retendo sais com 0,001 μ m molecular e operando com uma pressão de trabalho entre 10 a 25 BAR. A Figura 15 apresenta o sistema de nanofiltração utilizado no aterro sanitário de Maceió.

Figura 14: Sistema de nanofiltração.



Fonte: Da autora (2018).

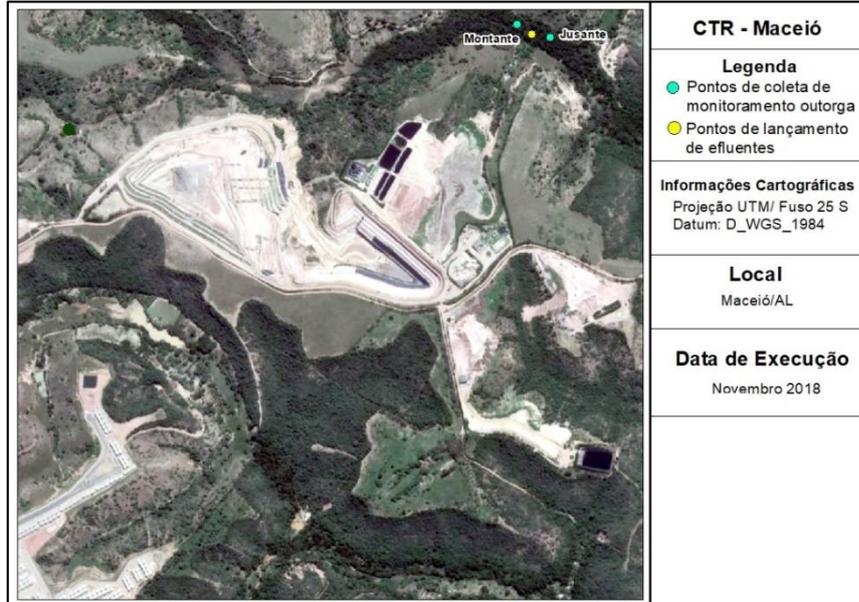
Posteriormente, o lixiviado tratado é encaminhado a uma lagoa de acumulação (Figura 16) e passa, ainda, por uma nova filtração com zeólitas. Se os parâmetros atenderem ao determinado na outorga de lançamento, o lixiviado tratado é encaminhado ao corpo hídrico receptor (Figura 17), denominado “Riacho Grotta da Alegria”, Classe 2, que está sob as coordenadas 09°33'25.49”S 35°41'22.03”O, onde também são realizadas as análises a fim de que se atenda as determinações expostas na outorga de lançamento, de forma que o lançamento do lixiviado tratado não altere a qualidade das águas superficiais.

Figura 15: Lagoa de acumulação do lixiviado tratado.



Fonte: Da autora, 2019.

Figura 16: Pontos de coleta do monitoramento do lixiviado no corpo receptor.



Fonte: Elaborado pela autora (2018).

5.3.2 Eficiência do sistema de tratamento do lixiviado

Como já mencionado anteriormente, o sistema de tratamento sofreu modificações ao longo do tempo, assim, optou-se por dividir a análise da eficiência em três períodos, apresentados no Fluxograma 5.

Fluxograma 5: Períodos das tecnologias de tratamento adotadas na ETE do aterro sanitário de Maceió.



*Nos primeiros meses de 2010 a ETE só dispunha de uma lagoa anaeróbia e uma lagoa de acumulação.

A Tabela 14 apresenta a média das eficiências em função da estação utilizada no período. Ressalta-se que não foi considerado o parâmetro nitrogênio amoniacal para o primeiro período da ETE, visto que não se possui os valores na saída da ETE para esse parâmetro.

Tabela 14: Média das eficiências em função da estação utilizada.

Médias eficiências			
Período	DBO	DQO	NITROGÊNIO AMONICAL
Período 1	57,68%	56,24%	-
Período 2	66,61%	67,17%	66,02%
Período 3	98,79%	95,45%	93,42%

Com exceção dos primeiros meses de 2010, nos três períodos os sistemas possuíam processos combinados com etapas biológicas e físico-químicas. Observa-se que no primeiro período os processos biológicos eram estritamente anaeróbios, através de lagoas anaeróbias e UABS, quanto aos processos físico-químicos, eram os mais comumente utilizados de coagulação, floculação, decantação e filtração. No segundo período houve a retirada do UASB e inserção de processos biológicos aeróbios, mediante lagoa pré-aerada e lodos ativados. Jordão e Pessoa (2014) citam que no processo de filtração por membranas de nanofiltração há menor produção de lodo, se comparado ao sistema de lodos ativados, visto que na nanofiltração é realizada a recirculação, onde todo o processo de tratamento da fase sólida (lodo gerado) é minimizado.

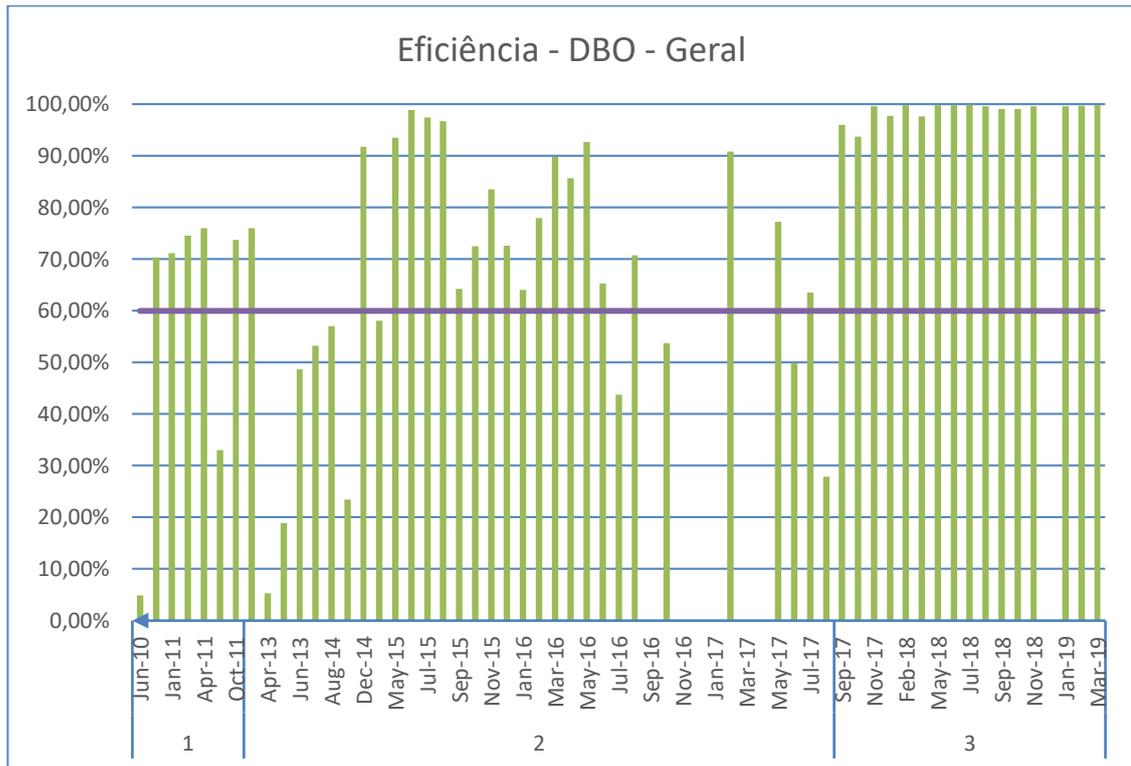
No terceiro período há a retirada do sistema de lodos ativados e a inserção de lagoa aerada, além de nanofiltração e filtração com zeólitas, que configuraram em avanços no tratamento do lixiviado.

De fato, a partir da observação da Tabela 14, é possível perceber uma melhora significativa na eficiência de remoção dos parâmetros DBO, DQO e Nitrogênio Amoniacal com o passar dos períodos, ou seja, com as modificações ocorridas no sistema de tratamento. Esses fatos serão melhores discutidos nos itens posteriores.

5.3.2.1 Remoção de DBO

O Gráfico 18 apresenta as eficiências para os três períodos da ETE para remoção de DBO.

Gráfico 18: Eficiências de remoção de DBO para os três períodos.



Observando o gráfico, para o período 1, na primeira análise realizada, em junho de 2010, observa-se apenas uma pequena remoção de DBO, de 4,93%, o que pode ter ocorrido pelo fato da ETE ainda não ter sido implantada, havendo apenas uma lagoa anaeróbia e uma lagoa acumulação do lixiviado para posterior encaminhamento ao emissário submarino do município.

Nos meses posteriores, observa-se uma evolução na remoção da DBO, visto que foi acrescentado UASB e sistema físico-químico de coagulação, floculação e filtração com carvão ativado, obtendo eficiências em cerca de 70%. Como as análises para esse período se limitam a dois pontos de amostragem, não é possível verificar a eficiência em cada etapa da estação.

Apesar da eficiência apresentar em 71,43% das amostras, valores que atendem a resolução CONAMA 430/2011, que estabelece uma remoção mínima de 60% para esse parâmetro, as cargas de entrada nesse período eram elevadas, visto que o aterro se encontrava no início de sua operação, assim, os valores de saída continuavam com cargas elevadas, com valor médio de 3.109mg/L, extremamente

superior, por exemplo, ao valor tipicamente utilizado de esgoto, segundo Von Sperlling (1996), de 300mg/L. Além disso, não se atenderia os padrões para descarte em corpo hídrico Classe II, assim, o lixiviado tratado era encaminhado ao emissário submarino do município.

Em agosto de 2011 observa-se uma queda na eficiência, período em que foi verificado falhas no dimensionamento de alguns equipamentos, conforme relatado pela empresa operadora do aterro. Apesar da obtenção de resultados mais satisfatórios no mês subsequente, optou-se por modificações no sistema de tratamento.

De fato, a aplicação dos tratamentos biológicos em conjunto com os processos físico-químicos para o primeiro período do aterro sanitário foi significativa para eficiência global na remoção da concentração de DBO do lixiviado.

Basicamente, a mudança do primeiro para o segundo período foi a retirada do UASB inserção de lagoa pré-aerada para mistura, e inserção de processo aeróbio, através de lodos ativados.

Nesse período já se observa diversas variações nas eficiências de tratamento obtidas, visto que se trata de um longo período de tempo, o que pode ter contribuído para essas oscilações. Observando o gráfico, percebe-se que o segundo período alcança eficiências mais elevadas, chegando a remoções de concentração de DBO superiores a 90%.

O valor médio de DBO tratado apresentou redução significativa em relação ao primeiro período, com uma média de 812mg/L, porém ainda com valor consideravelmente elevado. 66,67% das amostras apresentaram enquadramento na Resolução CONAMA 430 de 2011 para remoção de 60% de DBO, porém ainda sem atender aos padrões para descarte em corpo hídrico Classe II, assim, o lixiviado tratado era encaminhado ao emissário submarino do município, bem como para estações de tratamento localizadas nos estados da Bahia e Pernambuco.

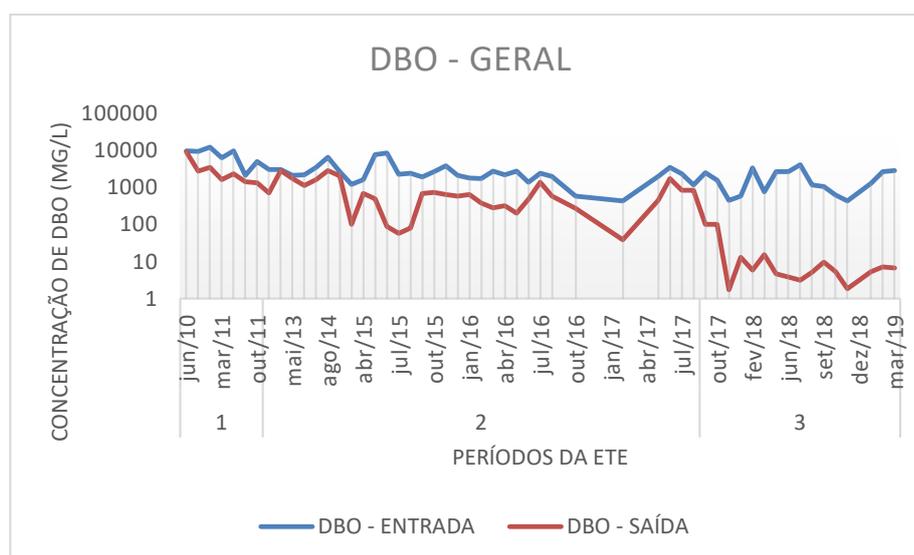
Assim, a utilização de processos anaeróbios e aeróbios em conjunto com o sistema físico-químico, se mostrou positiva para o tratamento do lixiviado no aterro sanitário de Maceió, alcançando eficiências relevantes, apesar de possuir maiores oscilações devido ao longo período de tempo.

No terceiro período há a retirada do sistema de lodos ativados, e a inserção da lagoa aerada, filtração com zeólita e nanofiltração.

Analisando o gráfico demonstrado, é perceptível o avanço obtido com o sistema de tratamento do período 3, com eficiência média de 98,79% para remoção de DBO. O valor médio da concentração de DBO após o tratamento foi de 17,75 mg/L, o que provavelmente culminou para o pedido de outorga de lançamento em recurso hídrico, haja vista os resultados satisfatórios obtidos. 100% das amostras apresentaram enquadramento na Resolução CONAMA 430 de 2011 para remoção de 60% de DBO e a partir de maio de 2018, as concentrações do lixiviado tratado atenderam aos padrões para descarte em corpo hídrico Classe II, de 7 mg/L, estabelecido pela outorga.

De uma forma geral, o Gráfico 19 apresenta os valores bruto e tratado para o parâmetro DBO durante os três períodos.

Gráfico 19: Valores de DBO Bruto e Tratado.



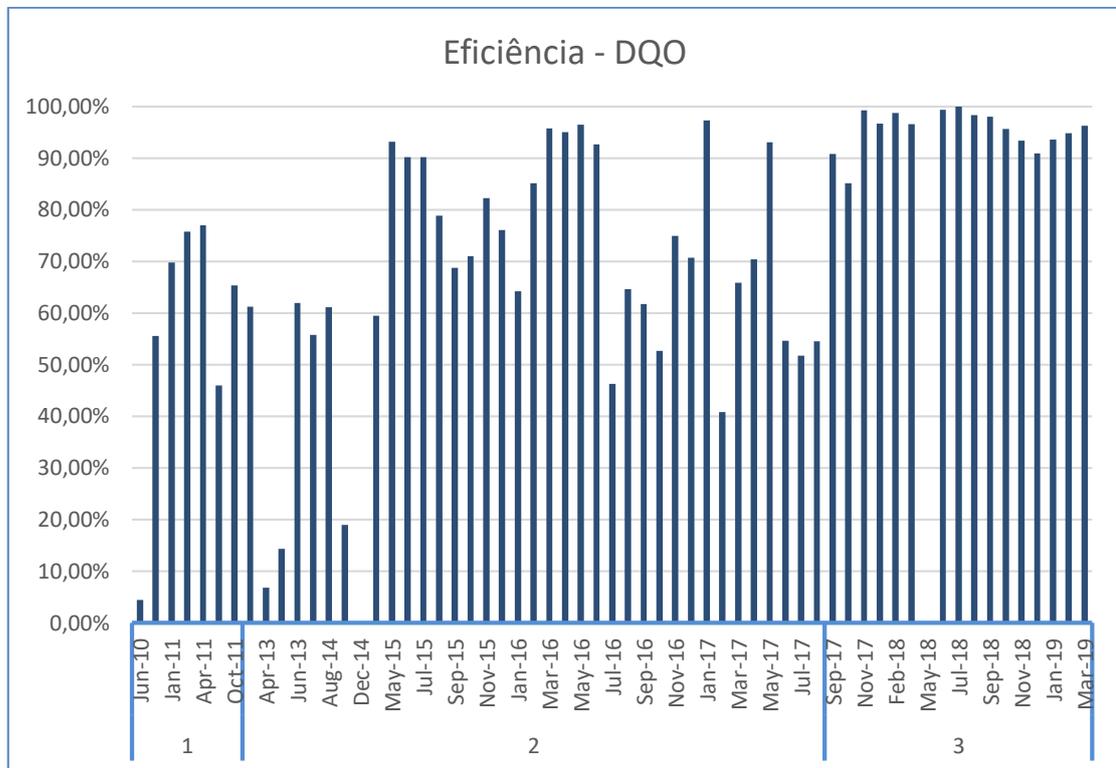
Observando o gráfico é nítida a evolução na remoção da concentração de DBO com as modificações na ETE durante os três períodos, mediante as tecnologias adotadas, bem como adequações que foram realizadas durante esses períodos.

Com a análise da eficiência por etapa de tratamento, possibilitada a partir de fevereiro de 2018 e que será posteriormente discutida no presente estudo, será possível observar a influência da inserção desses novos sistemas que proporcionaram melhora significativa no tratamento do lixiviado.

5.3.2.2 Remoção de DQO

O Gráfico 20 apresenta a remoção da concentração de DQO para o primeiro período da estação de tratamento.

Gráfico 20: Eficiência na remoção de DQO para os 3 períodos da ETE.



Assim como para a remoção do DBO para o período 1, na primeira análise realizada, em junho de 2010, observa-se apenas uma pequena remoção de DQO, de 4,41%, o que também pode ter ocorrido pelo fato da ETE ainda não ter sido implantada, havendo apenas para o período 1, na primeira análise realizada, em junho de 2010, observa-se apenas uma lagoa anaeróbia e uma lagoa acumulação do lixiviado para posterior encaminhamento ao emissário submarino do município. Como supracitado, apesar de lagoas anaeróbias serem eficientes na remoção de cargas orgânicas, há necessidade de certo tempo para a eficiência dos processos de degradação anaeróbia da matéria orgânica realizado principalmente pelas bactérias. Como o aterro era recém implantado, bem como deveria haver ainda pouca geração de lixiviado, pode não ter tido o tempo necessário para essa degradação.

Nos meses posteriores, também se observa uma evolução na remoção da DQO, visto que foi acrescentado UASB e sistema físico-químico de coagulação, floculação

e filtração com carvão ativado, obtendo uma média de eficiência de 56,24%. Como as análises para esse período se limitam a dois pontos de amostragem, não é possível verificar a eficiência em cada etapa da estação. KURNIAWAN *et al.* (2010), cita que o reator UASB tem uma boa eficiência para remoção de cargas de DQO em lixiviado de aterros sanitários, alcançando uma remoção acima de 90% para concentrações iniciais elevadas.

Semelhante ao ocorrido com a remoção de DBO, em agosto de 2011 observa-se uma queda na eficiência, período em que foi verificado falhas no dimensionamento de alguns equipamentos, conforme relatado pela empresa operadora do aterro. Apesar da obtenção de resultados mais satisfatórios no mês subsequente, optou-se por modificações no sistema de tratamento.

Reiterando que, de fato, a aplicação dos tratamentos biológicos em conjunto com os processos físico-químicos para o primeiro período do aterro sanitário foi significativa para eficiência global na remoção da concentração de DQO do lixiviado.

Assim como para DBO, no segundo período também se observa maiores oscilações nas eficiências de tratamento obtidas, visto que se trata de um longo período de tempo. Observando o gráfico, percebe-se que o segundo período alcança eficiências mais elevadas, chegando a remoções de concentração de DQO que alcançam remoção de 95%. As concentrações finais de DQO chegam a uma média 1.661 mg/L, ainda com valor consideravelmente elevado. Maia *et al.* (2015), em sistema composto de lagoas anaeróbias e de lodos ativados obtiveram uma eficiência de 68% para DQO e um valor remanescente também elevado de 1.086 mg/L.

Essa concentração elevada remanescente pode ser dar aos compostos orgânicos recalcitrantes, que comumente estão presentes em elevada quantidade nos lixiviados de aterros sanitários, como descrito por Thörneby *et al.* (2006) e citado por Martins, Castilhos Júnior e Costa (2010).

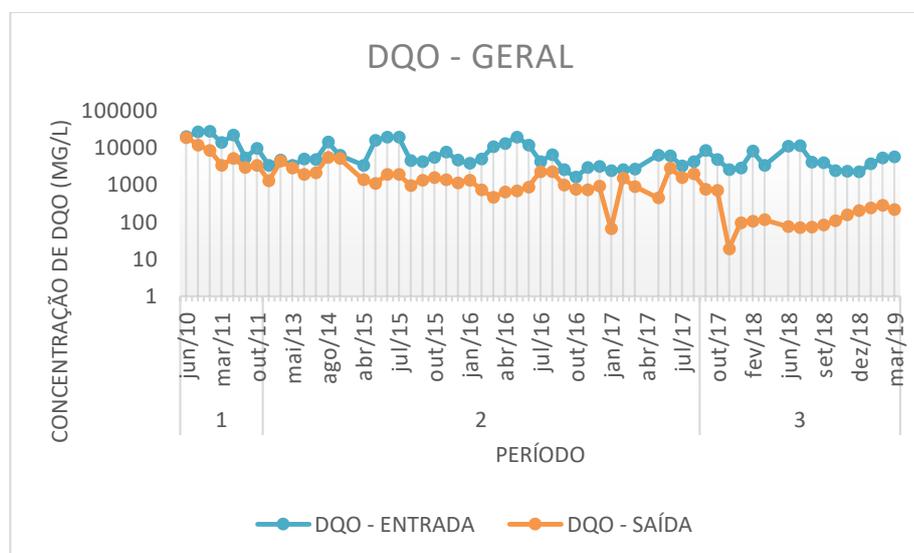
De toda forma, para o período 2, a utilização de processos anaeróbios e aeróbios em conjunto com o sistema físico-químico, se mostrou positiva para o tratamento do lixiviado no aterro sanitário de Maceió, alcançando eficiências relevantes, apesar de possuir maiores oscilações devido ao longo período de tempo.

No terceiro período há a retirada do sistema de lodos ativados, e a inserção de lagoa aerada, filtração com zeólita e nanofiltração.

Analisando o gráfico demonstrado no gráfico 20, no período 3, é verificado o avanço obtido com o sistema de tratamento correspondente ao período 3, com eficiência média de 95,45% para remoção de DQO, com valor médio de concentração após tratamento de 208,49 mg/L.

De uma forma geral, o Gráfico 21 apresenta os valores bruto e tratado para o parâmetro DQO durante os três períodos.

Gráfico 21: Valores de DQO bruto e tratado.



Observando o gráfico é nítida a evolução na remoção da concentração de DQO com as modificações na ETE durante os três períodos, mediante as tecnologias adotadas, bem como adequações que foram realizadas durante esses períodos.

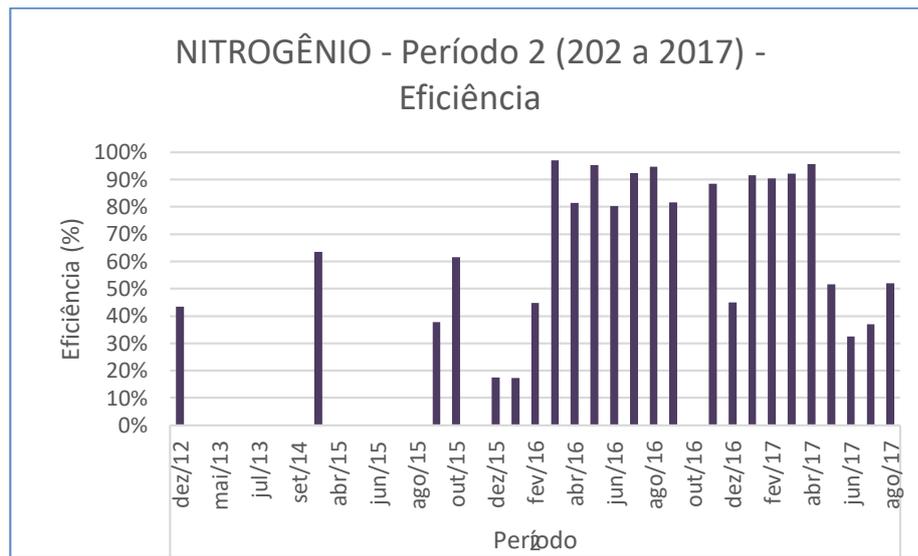
Com a análise da eficiência por etapa de tratamento, possibilitada a partir de fevereiro de 2018 e que será posteriormente discutida no presente estudo, será possível observar a influência da inserção desses novos sistemas que proporcionaram melhora significativa para o período 3.

Como era previsto, a redução da concentração de DQO durante os períodos se comportou de maneira semelhante com a redução da concentração de DBO, nos diferentes períodos analisados.

5.3.2.3 Remoção de Nitrogênio Amoniacal

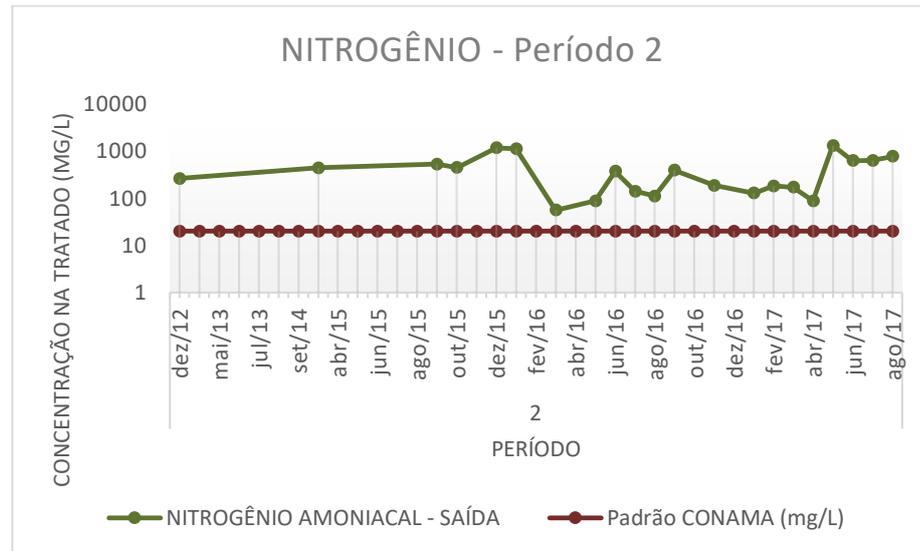
No tratamento de lixiviados de aterros sanitários, a remoção das elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal são uma das maiores problemáticas enfrentadas (MAIA *et al.*, 2015 e LINS *et al.*, 2019). Como não há valores de concentração de nitrogênio amoniacal tratado para o primeiro período, o Gráfico 22 apresenta as eficiências de remoção desse parâmetro para o segundo período.

Gráfico 22: Eficiência de remoção da concentração de nitrogênio amoniacal para o segundo período.



Não se observa muitas oscilações nas eficiências obtidas para remoção da concentração de NA, mas ressalta-se que há um número consideravelmente inferior de análises realizadas. A média de eficiência para o período 2 é de 66,02%. Apesar de eficiências que chegam a valores superiores a 90%, observando o gráfico, percebe-se que há redução das eficiências a partir de meados de 2017, indicando a necessidade de melhoria no sistema. Além disso, não se obteve atendimento de concentração final de 20 mg/L (gráfico 23), estabelecido pela Resolução CONAMA 430 de 2011, sendo a média de concentração de NA no lixiviado tratado de 442,18 mg/L.

Gráfico 23: Concentrações finais de NA no período 2.



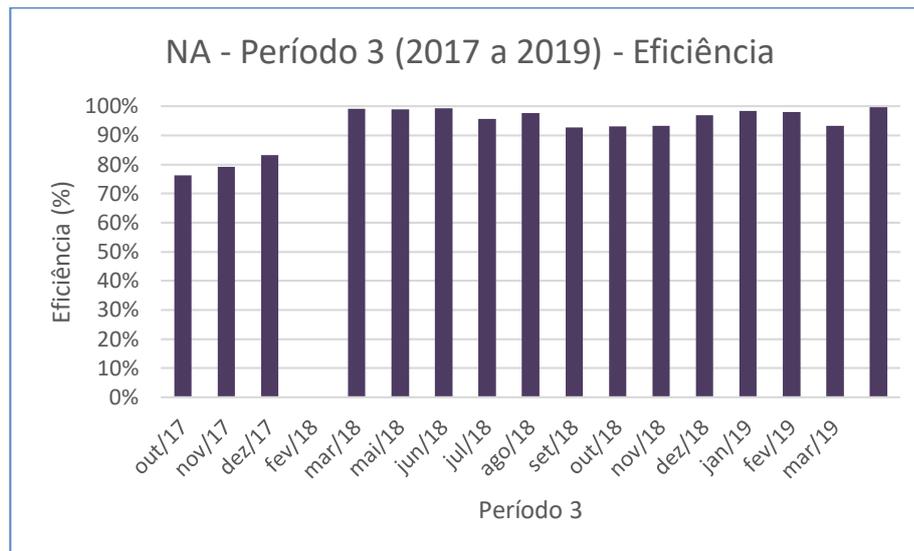
Maia *et al.* (2015) no sistema composto de lagoas anaeróbia se de lodos ativados obteve uma eficiência média de 83% na remoção de NA, porém com valor final que também não atendia aos padrões estabelecidos pela legislação, citando a necessidade de tratamentos adicionais

As concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal podem ter contribuído para o desempenho do sistema de lodos ativados, Li e Zhao (1999) *apud* Albuquerque (2012), verificaram que quando as concentrações de nitrogênio amoniacal aumentaram para 800 mg/L, a eficiência de remoção desse parâmetro no sistema de lodos ativados decaiu.

De toda forma, é importante ressaltar que como não há resultados após cada etapa de tratamento, não é possível relatar a eficiência de cada processo. De fato, é verificada a necessidade de tratamentos adicionais para remoção de nitrogênio amoniacal, especialmente para atendimento ao estabelecido pela Resolução CONAMA 430 de 2011, o que deve ter proporcionado a mudança no sistema de tratamento do aterro sanitário de Maceió, culminando com a adição dos sistemas de filtração com zeólitas e nanofiltração.

O Gráfico 24 apresenta as eficiências de remoção das concentrações de Nitrogênio Amoniacal para o terceiro período.

Gráfico 24: Eficiência de remoção da concentração de NA no período 3.



Analisando o demonstrado no Gráfico 24, é verificado o avanço obtido com o sistema de tratamento correspondente ao período 3, com eficiência média de 93,42% para remoção de NA, com valor médio de concentração após tratamento de 106,09mg/L. Na última análise realizada, no mês de março de 2019, a concentração de NA no lixiviado tratado obteve valor de 7,60 mg/L, obtendo valor permitido pela Resolução CONAMA 430 de 2011, bem como pela outorga de lançamento em corpo hídrico.

Com a análise da eficiência por etapa de tratamento, possibilitada a partir de fevereiro de 2018 e que será posteriormente discutida no presente estudo, será possível observar a influência da inserção desses novos sistemas que proporcionaram melhora significativa para o período 3.

5.3.2.4 Avaliação da eficiência por etapa de tratamento

Conforme já citado no presente estudo, a partir do mês de fevereiro de 2018, as coletas para realização das análises no lixiviado gerados no aterro sanitário de Maceió foram realizados em 4 pontos de amostragem. Como já discutido anteriormente, foi constatada a melhoria nas eficiências obtidas na remoção dos parâmetros DBO, DQO e Nitrogênio Amoniacal após a implantação da ETE atualmente utilizada. Assim, os tópicos posteriores visam discutir acerca dos resultados obtidos após algumas desse sistema, onde são realizadas as coletas para análise, bem como sua contribuição na eficiência global do tratamento.

5.3.2.5 Remoção de DBO

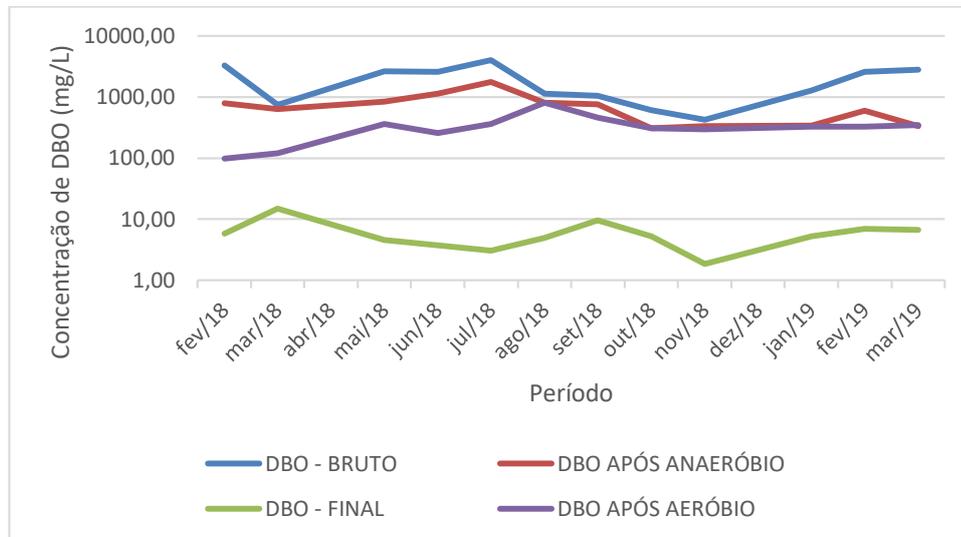
A Tabela 15 apresenta as eficiências e valores de concentrações de DBO obtidos após as etapas de tratamento onde são realizadas as coletas para análise do lixiviado, sendo estas: Eficiência 1: Após a lagoa anaeróbia; Eficiência 2: após o processo aeróbio; e Eficiência 3: após passagem pelos processos físico-químicos e nanofiltração, já relatados na metodologia do presente estudo. A eficiência global é correspondente a eficiência de todo o sistema de tratamento atualmente utilizado, compreendendo todas as etapas. Complementarmente, o Gráfico 25 demonstra esses valores de concentrações.

Analisando a Tabela 15, observa-se um pequeno aumento na concentração de DBO após a passagem pelo processo aeróbio (out/18 e mar/19), tal fato pode ter sido atribuído por algum carreamento de sólidos na passagem de uma etapa para a outra. É possível perceber que os valores de DBO removidos após o processo biológico (anaeróbio e aeróbios), na maioria das amostras, apresenta eficiências elevadas, com cargas finais com valor médio de 340,88 mg/L, que é reduzido expressivamente após os processos físico-químicos, alcançando valor médio de 6,06 mg/L.

Tabela 15: Eficiências e valores de concentrações de DBO obtidos após as etapas de tratamento.

MÊS/ANO	DBO BRUTO (mg/L)	DBO APÓS ANAERÓBIO (mg/L)	Eficiência 1 (%)	DBO APÓS AERÓBIO (mg/L)	Eficiência 2 (%)	DBO FINAL (mg/L)	Eficiência3 (%)	Eficiência GLOBAL (%)
fev/18	3325	789	76,27	99	87,45	5,80	94,14	99,83
mar/18	754	640	15,12	121	81,09	14,90	87,69	97,67
mai/18	2637	847	67,89	363	57,07	4,61	98,73	99,83
jun/18	2602	1128	56,66	258	77,07	3,77	98,54	99,86
jul/18	4044	1772	56,19	363	79,48	3,07	99,16	99,92
ago/18	1135	814	28,27	814	0,06	5,00	99,39	99,56
set/18	1059	762	28,02	458	39,92	9,61	97,90	99,09
out/18	605	307	49,33	311	-1,51	5,25	98,32	99,13
nov/18	426	331	22,23	294	11,20	1,84	99,38	99,57
jan/19	1284	342	73,38	328	4,09	5,24	98,40	99,59
fev/19	2618	600	77,05	329	45,10	6,98	97,88	99,73
mar/19	2810	336	88,03	348	-3,47	6,70	98,08	99,76

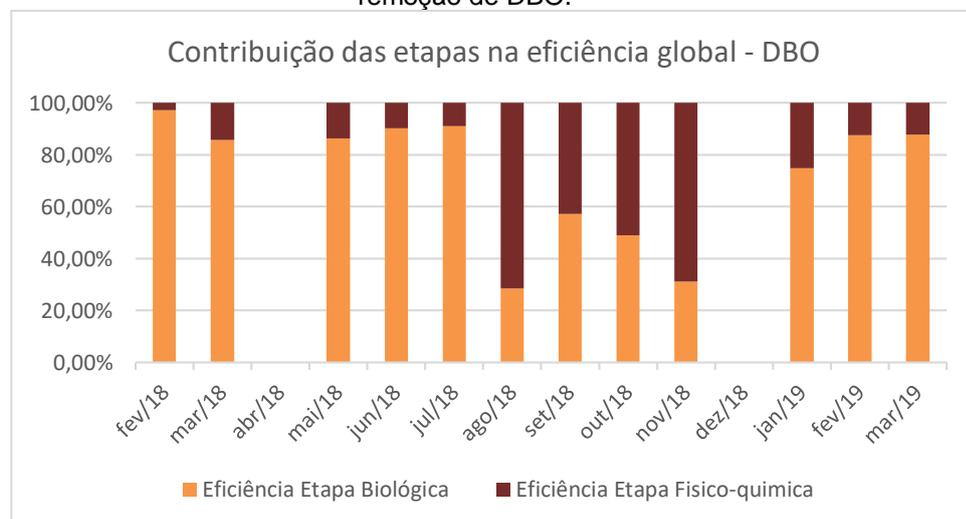
Gráfico 25: Concentrações de DBO após as etapas de tratamento do lixiviado.



Observa-se, ainda, grandes oscilações nas eficiências desses sistemas anaeróbios e aeróbios, o que pode indicar que outros fatores possuem influência sobre eles, tais como temperatura, pH, TDH, entre outros e que devem ser melhor analisados.

Nesse sentido, o Gráfico 26 apresenta a contribuição da etapa biológica do sistema e da etapa físico-química na eficiência global do sistema para remoção da DBO.

Gráfico 26: Contribuição do processo biológico e físico químico na eficiência global do sistema para remoção de DBO.



Os processos biológicos constituídos de lagoa anaeróbia, lagoa pré-aerada e lagoa aerada da ETE contribuíram em média em 72,21% para a eficiência global do sistema, os processos físico-químicos de coagulação, floculação, decantação, filtração (carvão ativado e zeólita) e nanofiltração em média de 27,79%. Analisando o gráfico 26, a eficiência da contribuição dos processos biológicos é inferior em concentrações menores, possivelmente pela menor contribuição de carga orgânica presente no lixiviado.

Os processos biológicos são eficientes na remoção das cargas orgânicas, fato esse demonstrado pela diminuição da DBO após esses processos. Com a utilização da etapa físico-química, os valores foram reduzidos a concentrações de DBO inferiores a 15 mg/L. De forma global, o sistema utilizado apresentou eficiência média de 99,46%, indicando que todos esses processos combinados foram extremamente eficientes para remoção de DBO presente no lixiviado.

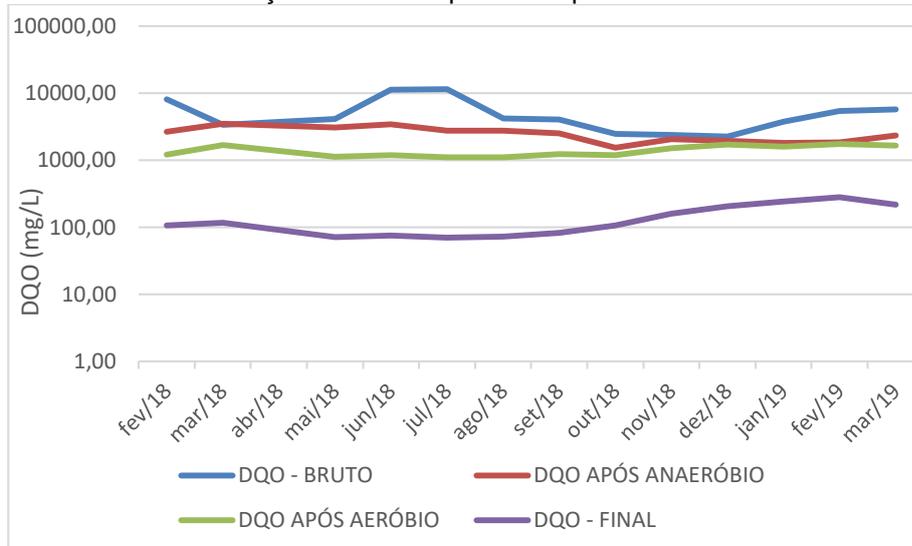
5.3.2.6 Remoção de DQO

A Tabela 16 apresenta as eficiências e valores de concentrações de DQO obtidos após as etapas de tratamento onde são realizadas as coletas para análise do lixiviado, sendo estas: Entrada do sistema, após a lagoa anaeróbia, após o processo aeróbio e após passagem pelos processos físico-químicos já relatados na metodologia do presente estudo. Complementarmente, o Gráfico 27 demonstra esses valores de concentrações.

Tabela 16: Eficiências e valores de concentrações de DQO obtidos após as etapas de tratamento.

MÊS/ ANO	DQO – BRUTO (mg/L)	DQO APÓS ANAERÓBIO (mg/L)	Eficiência a 1 (%)	DQO APÓS AERÓBIO (mg/L)	Eficiência a 2 (%)	DQO – FINAL (mg/L)	Eficiência a 3 (%)	Eficiência a GLOBAL (%)
fev/18	8130	2640	67,53	1200	54,55	105,00	91,25	98,71
mar/18	3360	3490	-3,87	1680	51,86	115,00	93,15	96,58
mai/18	4117	3041	26,11	1114	63,35	70,67	93,66	90,41
jun/18	11177	3442	69,20	1178	65,75	74,24	93,70	99,34
jul/18	11470	2755	75,98	1092	60,33	70,00	93,59	99,39
ago/18	4188	2755	34,23	1092	60,33	72,71	93,35	98,26
set/18	4045	2510	37,95	1230	51,00	82,36	93,30	97,96
out/18	2464	1521	38,24	1179	22,50	106,64	90,96	95,67
nov/18	2385	2059	13,67	1499	27,21	157,88	89,47	93,38
dez/18	2236	1939	13,27	1711	11,76	203,61	88,10	90,89
jan/19	3757	1808	51,88	1595	11,76	242,27	84,82	93,55
fev/19	5367	1850	65,53	1746	5,61	279,03	84,02	94,80
mar/19	5708	2309	59,54	1654	28,35	215,53	86,97	96,22

Gráfico 27: Concentrações de DQO após as etapas de tratamento do lixiviado.



Analisando a Tabela 16, também se observa um pequeno aumento na concentração de DQO após a passagem pelo processo anaeróbico (mar/18), tal fato pode ter sido atribuído por algum carreamento de sólidos na passagem de uma etapa para a outra.

As eficiências na remoção de DQO após o processo biológico anaeróbico apresentou eficiência inferior em relação a remoção de DBO.

A DQO residual após essas etapas é elevada, com valores superiores a 1000 mg/L, que pode ser justificada pelo fato de como nesse período o aterro já se encontra com relações DBO/DQO menores, conforme já demonstrado, deve haver quantidade de matéria orgânica resistente a oxidação biológica, dificultando a remoção da DQO residual. Assim como para remoção de DBO, observa-se, ainda, grandes oscilações nas eficiências desses sistemas anaeróbios e aeróbios, o que pode indicar que outros fatores possuem influência sobre eles, tais como temperatura, pH, TDH, entre outros e que devem ser melhor analisados. Abbas *et al.*, (2009) relata, por exemplo, que a dependência da temperatura nos tratamentos por lagoas pode ser uma limitação significativa porque pode afetar a atividade microbiana.

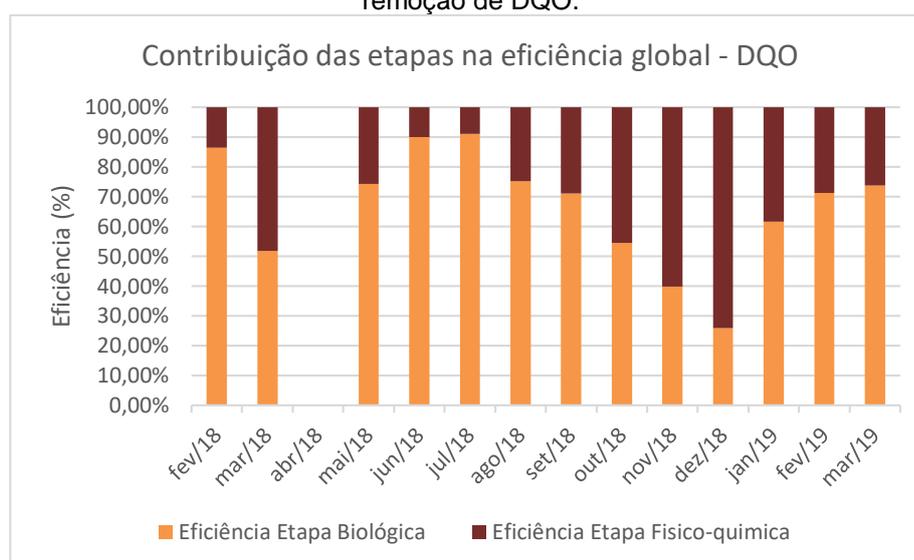
Especialmente o processo aeróbico apresenta um papel importante no sistema, visto que, em ambiente aeróbico, as bactérias nitrificantes são capazes de converter nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato, através da oxidação biológica da amônia. A

média de remoção de DQO nesse processo foi de 39,57%. Moravia *et al.* (2009) observaram, para sistema de lagoas aeradas, remoções de DQO na ordem de 34%.

As etapas físico-químicas utilizadas alcançaram eficiências na ordem de 90%, diminuindo expressivamente a DQO residual.

Sob esse contexto, o Gráfico 28 apresenta a contribuição da etapa biológica do sistema e da etapa físico-química na eficiência global do sistema para remoção da DQO.

Gráfico 28: Contribuição do processo biológico e físico químico na eficiência global do sistema para remoção de DQO.



Analisando o Gráfico 28, os processos biológicos constituídos de lagoa anaeróbia, lagoa pré-aerada e lagoa aerada da ETE contribuíram em média em 66,63% para a eficiência global do sistema, os processos físico-químicos de coagulação, floculação, decantação, filtração (carvão ativado e zeólita) e nanofiltração em média de 33,37%.

Reitera-se que a eficiência da contribuição dos processos biológicos se limita para a remoção de DQO quando da diminuição da relação DBO/DQO, que apresentou média de 0,2 nesse período. Souto (2009) cita que parte da DQO é justamente composta pelos ácidos húmicos e fúlvicos, que não são facilmente biodegradáveis, especialmente em aterros com mais idade, que tem características recalcitrantes.

Com a etapa físico-química, as concentrações de DQO diminuíram de forma expressiva, alcançando uma concentração média de DQO final de 138,07 mg/L. O processo de nanofiltração deve ter contribuído de forma significativa para redução na concentração de DQO. A eficiência após esses processos obteve média de 90%. Silva

(2017) obteve eficiência de 96% na remoção de DQO utilizando nanofiltração como etapa de pós-tratamento. Assim como a utilização de zeólitas e carvão ativado na filtração, como já citado, Kawahigashiet *al.*, (2014) utilizaram o processo de adsorção utilizando carvão ativado granular no pós-tratamento do lixiviado gerado em um aterro sanitário que também possuía baixa relação DBO/DQO, alcançando eficiências entre 45 a 76%. Kargi e Pamukoglu (2004) também utilizaram o carvão ativado e zeólita como adsorventes obtendo eficiências de 87% e 77%, respectivamente.

Conclui-se que os processos biológicos são eficientes para a remoção de matéria orgânica, porém quando da diminuição da relação da DBO/DQO, como é o caso do aterro sanitário de Maceió nesse período, fica clara a necessidade de tratamentos físico-químicos complementares para remoção da DBO remanescente, visto que, conforme citado por Abbas *et al.* (2009) grande parte do lixiviado tratado biologicamente é composto por moléculas orgânicas recalcitrantes, que não são facilmente removidas durante o tratamento biológico.

Castilhos Jr. *et al.* (2009) cita que de fato os sistemas de lagoas apresentam dificuldades na remoção desses compostos refratários, que ocasionam elevadas cargas de DQO. Nesse caso, os processos de nanofiltração e adsorção com carvão ativado e zeólitas tiveram papel relevante para a redução na concentração de DQO. De forma global, o sistema utilizado apresentou eficiência média de 95,78%, indicando que todos esses processos combinados foram vantajosos para remoção de DQO presente no lixiviado.

5.3.2.7 Remoção de Nitrogênio Amoniacal

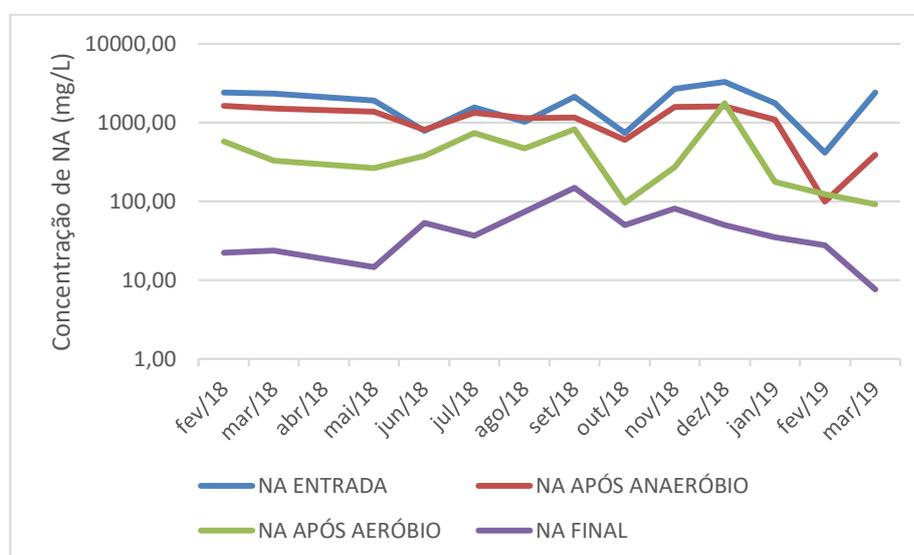
A Tabela 17 apresenta as eficiências e valores de concentrações de NA obtidos após as etapas de tratamento onde são realizadas as coletas para análise do lixiviado, sendo estas: Entrada do sistema, após a lagoa anaeróbia, após o processo aeróbio e após passagem pelos processos físico-químicos já relatados na metodologia do presente estudo. Complementarmente, o Gráfico 29 demonstra esses valores de concentrações.

Tabela 17: Eficiências e valores de concentrações de DQO obtidos após as etapas de tratamento.

MÊS/ ANO	NA BRUTO (mg/L)	NA APÓS ANAERÓBIO (mg/L)	Eficiência a 1 (%)	NA APÓS AERÓBIO (mg/L)	Eficiência a 2 (%)	NA FINAL (mg/L)	Eficiência a3 (%)	Eficiência a GLOBAL (%)
fev/18	2400	1640	31,67	579	64,70	22,50	96,11	99,06
mar/18	2350	1520	35,32	328	78,42	23,90	92,71	98,98

mai/18	1910	1380	27,75	267	80,65	14,60	94,53	99,24
jun/18	785	817	-4,08	379	53,61	53,30	85,94	93,21
jul/18	1560	1330	14,74	738	44,51	37,00	94,99	97,63
ago/18	1030	1150	-11,65	472	58,96	74,30	84,26	92,79
set/18	2140	1160	45,79	827	28,71	148,00	82,10	93,08
out/18	740	600	18,92	97	83,83	50,00	48,45	93,24
nov/18	2680	1590	40,67	272	82,89	81,30	70,11	96,97
dez/18	3300	1610	51,21	1780	-10,56	50,40	97,17	98,47
jan/19	1780	1100	38,20	176	84,00	35,30	79,94	98,02
fev/19	418	100	76,11	124	-24,00	27,90	77,50	93,33
mar/19	2420	394	83,72	92	76,52	7,60	91,78	99,69

Gráfico 29: Concentrações de NA após as etapas de tratamento do lixiviado



Observando a Tabela 17 e o Gráfico 29, é possível perceber as limitações do processo anaeróbico para remoção das concentrações de nitrogênio amoniacal, com uma eficiência média inferior a 35% e concentrações finais superiores a 1.000mg/L. Como já citado no presente estudo, para aterros com certo tempo de operação, os processos biológicos (anaeróbios e aeróbios) são limitados para a remoção de concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal.

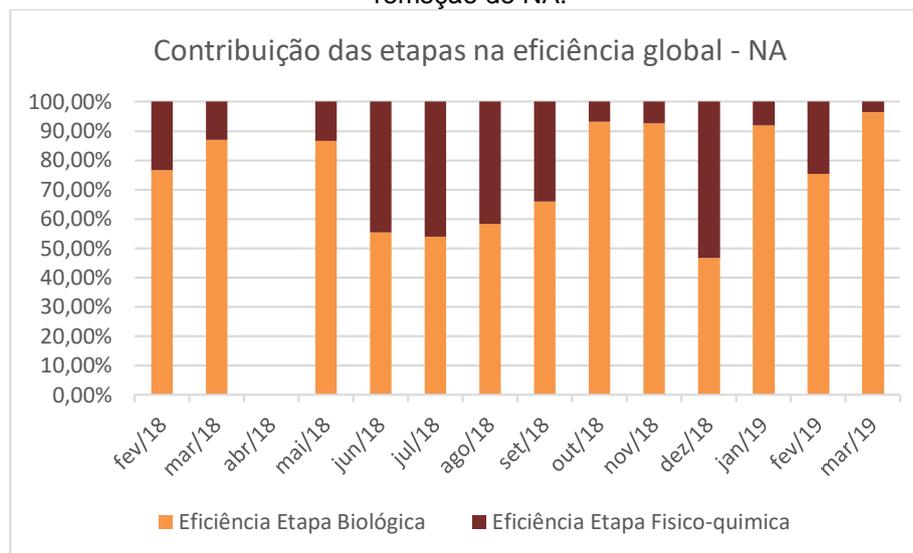
Em contrapartida, no processo biológico aeróbio, a remoção de nitrogênio amoniacal alcançou eficiências melhores, conforme verificado na Tabela 18, que pode ter ocorrido pelo fato de que nesse processo, o nitrogênio amoniacal pode ser utilizado pelas bactérias na nitrificação, por meio da oxidação da amônia em nitrato, diminuindo essa concentração.

Castilhos Jr. *et al.* (2009) cita que os sistemas de lagoas apresentam dificuldades na remoção desses compostos refratários, que ocasionam elevadas cargas de Nitrogênio amoniacal, e que dificilmente atingem aos limites exigidos pelos órgãos ambientais. De fato, as cargas finais obtidas após esses processos são superiores a 400 mg/L, enquanto que o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011 é de 20 mg/L.

Com a utilização das outras etapas de tratamento, a remoção de nitrogênio amoniacal alcançou eficiências, que chegam a valores superiores a 90%. Como já foi citado, Ferreira, Scheer e Braga (2015) obtiveram eficiência de 34% na remoção de Nitrogênio amoniacal em lixiviado pré-tratado, para o lixiviado bruto essa eficiência foi menor, ressaltando a importância dos processos biológicos que configuram diminuição das cargas poluentes para os processos físico-químicos posteriores. Kargi e Pamukoglu (2004) também utilizaram o carvão ativado e zeólita como adsorventes obtendo eficiências de 30% e 40%, respectivamente, para remoção de nitrogênio amoniacal. Maurício (2014) no Aterro de Gericinó/RJ utilizou nanofiltração que removeu de forma satisfatório a DQO (73%), porém não foi tão eficiente para remoção de Nitrogênio Amoniacal, sendo que posteriormente, utilizando filtração com zeólita ele obteve uma eficiência de para remoção de NA. Nesse sentido, essa etapa do sistema deve ter grande relevância para remoção das concentrações de nitrogênio amoniacal no aterro sanitário de Maceió.

O Gráfico 30 apresenta a contribuição da etapa biológica do sistema e da etapa físico-química na eficiência global do sistema para remoção de NA.

Gráfico 30: Contribuição do processo biológico e físico químico na eficiência global do sistema para remoção de NA.



Analisando o Gráfico 30, os processos biológicos constituídos de lagoa anaeróbia, lagoa pré-aerada e lagoa aerada da ETE contribuíram em média em 75,42% para a eficiência global do sistema, os processos físico-químicos de coagulação, floculação, decantação, filtração (carvão ativado e zeólita) e nanofiltração em média de 24,58%. Apesar das concentrações finais de NA serem elevadas após o processo biológico, essas etapas constituíram de um papel importante para a remoção do NA nas etapas posteriores.

Reis (2014) destaca que nos processos biológicos, a remoção de nitrogênio amoniacal ocorre tanto pela assimilação dos microrganismos quanto ao processo de nitrificação, que é realizado pelas bactérias nitrificantes, que convertem o nitrogênio amoniacal em nitritos e nitratos, que ainda podem ser convertidos a nitrogênio gasoso, através da desnitrificação.

Mesmo com as altas eficiências alcançadas, apenas no último mês analisado (mar/19), a concentração de nitrogênio amoniacal atendeu ao estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011, bem como a outorga de lançamento. Cabe ressaltar que justamente nesse mês, as eficiências dos sistemas anaeróbio e aeróbio foram relevantes, de 83,72% e 76,52%, respectivamente, o que pode ter contribuído para uma melhor eficiência das etapas posteriores.

De forma global, o sistema utilizado apresentou eficiência média de 96,44%, indicando que todos esses processos combinados foram vantajosos para remoção de

nitrogênio amoniacal presente no lixiviado. É interessante avaliar as eficiências após a etapa de adsorção e nanofiltração, visando verificar a atuação de cada sistema no tratamento do lixiviado.

6 CONCLUSÕES

O levantamento obtido da geração de lixiviado em função da sazonalidade indicou que em época de elevadas precipitações há aumento na vazão do lixiviado gerado no aterro sanitário de Maceió, demonstrando que a precipitação é um dos principais fatores para a geração do lixiviado. Tal resultado pode indicar, inclusive, baixa compactação dos resíduos nas células, insuficiência do sistema de drenagem de águas pluviais implantado no aterro sanitário e frentes de trabalho com áreas grandes sem cobertura.

Quanto aos parâmetros DBO e DQO, na avaliação temporal da qualidade do lixiviado bruto, em relação ao primeiro ano de operação do aterro ao atual, os parâmetros DBO e DQO reduziram os seus valores em 80 e 76%, respectivamente, podendo indicar que o aterro se encontra na fase metanogênica para esses parâmetros. Em relação a influência da vazão na concentração desses parâmetros, em época de elevadas precipitações houve relativo aumento dessas concentrações, o que pode indicar que nessas épocas há intensa lixiviação, carreando materiais sólidos com presença de matéria orgânica. A relação DBO/DQO demonstrou, ainda, que o aterro tem idade mediana, de fato, visto que é um aterro que se encontra em seu 9º ano de operação, com uma degradação biológica intermediária.

Observou-se, ainda, grande variabilidade na concentração desses parâmetros, que deve ter sido ainda mais expressivo pelo fato do aterro estar em operação, ocorrendo diversas fases de degradação de forma simultânea e a entrada de resíduos novos diariamente, porém, a fase metanogênica mostrou-se predominante, o que pode demonstrar que os resíduos antigos prevaleceram na qualidade do lixiviado, haja vista maior tendência à fase metanogênica.

Os parâmetros pH, Nitrogênio Amônia e Alcalinidade não demonstraram relação com a precipitação, apresentando um certo aumento nos últimos anos, o que indica que estes são mais influenciados pela fase de degradação anaeróbia do aterro e estão correlacionados entre si.

Quanto ao tratamento do lixiviado gerado no aterro sanitário de Maceió, constatou-se muitas variações nas eficiências obtidas durante os períodos, o que demonstra a complexidade no tratamento do lixiviado, especialmente em um aterro em operação,

necessitando da adoção de melhorias ao longo do tempo, a fim de obter melhores resultados. Verificou-se evolução significativa na remoção das concentrações de DBO, DQO e Nitrogênio Amoniacal com as modificações realizadas em cada período. Especificamente com o sistema atualmente implantado, obteve-se eficiência média de 98,79%, 95,45% e 93,42% para remoção de DBO, DQO e Nitrogênio Amoniacal.

Quando da avaliação por etapa de tratamento, a utilização de filtração com carvão ativado e zeólita, e a etapa de nanofiltração se mostraram essenciais, especialmente pelo fato da redução da relação DBO/DQO, limitar a ação dos processos biológicos. Esses processos obtiveram eficiência média de remoção de 97,30%, 90,49% e 84,28% para DBO, DQO e Nitrogênio Amoniacal, respectivamente. As eficiências nas lagoas anaeróbias e aeróbias sofreram muitas variações, o que pode indicar influência de outros fatores, tais como, pH, temperatura, TDH e que devem ser melhor analisados.

De toda forma, os processos biológicos se mostraram necessários para eficiência global do sistema. Reiterando a necessidade da utilização de processos combinados para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, principalmente com idades mais avançadas. Porém, apenas no último mês analisado o parâmetro Nitrogênio Amoniacal atingiu o estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011 e a outorga de lançamento, o que acarreta na necessidade da verificação da eficiência posterior as outras etapas do sistema, a fim de proporcionar adequações em alguma destas etapas, além de verificar as eficiências de modo individual, visando o lançamento do efluente no corpo hídrico dentro dos padrões estabelecidos ou outras alternativas, tais como o reuso do efluente tratado para fins de lavagem de veículos e equipamentos na unidade, lavagem de áreas comuns, irrigação de áreas verdes, visando valorização de práticas sustentáveis e necessidade de utilização de fontes alternativas de água.

6.1 Trabalhos futuros

A partir da realização desse trabalho, algumas questões foram evidenciadas e podem fomentar sugestões para futuras pesquisas:

Avaliar a presença de materiais recalcitrantes para uma análise mais precisa sobre a interferência dos lixiviados nos processos de tratamento combinados;

- Estudar a influência de fatores como pH, temperatura e TDH na eficiência do processo biológico utilizado no tratamento do lixiviado;
- Analisar influência da cor e turbidez;
- Levando em consideração a tendência a fase metanogênica, estudar o potencial energético dos gases gerados no aterro sanitário;
- Estudar a influência da composição dos resíduos aterrados na qualidade do lixiviado;

REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 10004: Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 8419: Apresentação de Projetos de Aterro Sanitário de Resíduos Sólidos Urbanos. Rio de Janeiro, 1992.
- ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. São Paulo, 2017. Disponível em: < <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2016.pdf>>. Acesso em mar. de 2019.
- ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. São Paulo, 2018. Disponível em: < <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2017.pdf>>. Acesso em nov. de 2018.
- ADHIKARI, B.; LAMICHHANE, J.; KHANAL, S.; Seasonal variation of pH, BOD, COD and BOD/COD ratio in different ages of landfill leachate in Nepal. J. Biomolecule Reconstruction 2014, Vol. 11, No. 2, 89-99.
- ALBUQUERQUE, E. M.; Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados. 276p. Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2012.
- ALCÂNTARA, P.B. (2007) Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- ALKMIN, D. V.; RIBEIRO, L, U.; Determinação da composição gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) do lixão do município de Maria da Fé, estado de Minas Gerais. Caminhos de Geografia v. 18, n. 61, p. 65–82. Uberlândia, 2017.
- ARAÚJO, T. C. M. Erosão e progradação do litoral brasileiro. Alagoas, 2006. Disponível em: Acesso em: nov. 2018.
- ASSUNÇÃO, F. A. L.; Estudo de remoção de nitrogênio, com ênfase na volatilização de amônia, em lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos

urbanos de Belo Horizonte/MG [manuscrito] / Fernando Augusto Lopes de Assunção. – 2009. xv, 89 f., enc.: il.

BARBOSA, P. M.; CAMPOS, A, B.; Análise sócio-ambiental do aterro sanitário de Aparecida de Goiânia, GO: dez anos após sua implantação. Bol. geogr., Maringá, v. 33, n. 2, p. 127-141, mai.-ago., 2015.

BARJINDER BHALLA, M.S. SAINI, M.K. Jh. Effect of age and seasonal variations on leachate characteristics of municipal solid waste landfill. International Journal of Research in Engineering and Technology. 2319-1163. 2013.

BASTO L.; DAVID, J, M.; Avaliação preliminar do Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos de Campo Grande, MS. NOTA TÉCNICA DEN 06/08. Rio de Janeiro, 2008.

BOSCOV, M, E, G.; Geotecnia Ambiental. Oficina de textos. São Paulo, 2008.

BRASIL (2010). Lei Federal 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

BRINGHENTI, J. Coleta Seletiva de Resíduos Sólidos Urbanos: Aspectos operacionais e da participação da população. Tese de Doutorado - Universidade de São Paulo. São Paulo, 2004.

CALLADO, N. H.; GUIMARÃES, S. A. M.; LOPEZ, A. M. Q.; NOBRE, M. M. M. Gerenciamento Integrado para transferência e destino final dos resíduos sólidos urbanos do município de Maceió. Relatório final e completo. Grupo de Estudos de Resíduos Sólidos e Recuperação de Áreas Degradadas (GERSRAD). Maceió, 2004.

CAMPOS, J. R.; Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo / José Roberto Campos (coordenador). -- Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464 p.: il. Projeto PROSAB.

CARVALHO, J. M.; Aplicação do processo oxidativo avançado fenton para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário Trabalho de Conclusão de Curso aprovado como requisito parcial à obtenção do grau de tecnólogo em processos ambientais pelo Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBI) do Câmpus Curitiba da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. 2017.

CAVALCANTE, S. S. S.; Geração de lixiviados de aterros sanitários na Região Metropolitana de São Paulo: histórico e perspectivas. Dissertação de mestrado (2014). Universidade de São Paulo.

CINTRA, F. C.; HAMADA, J.; CASTILHO FILHO, G. S.; Fatores que afetam a qualidade do chorume gerado em aterro controlado de resíduos sólidos urbanos. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. 2002.

CONTRERA, R. C.; Estudo da tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários em sistemas de reatores anaeróbios e aeróbios operados em bateladas sequenciais e em um filtro anaeróbio contínuo de fluxo ascendente. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Paulo. São Carlos, 2008.

CORREA, J; LANÇA, S. S. B. Resíduos Sólidos – Projeto, Operação e Monitoramento de Aterros Sanitários – Guia do profissional em treinamento. Cátedra da Unesco de Educação à Distância - FAE/UFMG. Editora Sigma. 2008.

COSTA, T. J. S.; Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos em Portugal. Dissertação de Mestrado. Lisboa, 2015.

EDUARDO, J. Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho (Rj – Brasil). 2007. Dissertação de MsC., Universidade do Estado Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

FERREIRA, P. A.; SCHEER, A. P.; BRAGA, M. C. B.; Estudo do equilíbrio da adsorção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário em zeólita. XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química. Florianópolis, 2014.

FILHO, L. F. B.; Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos. Dissertação de mestrado (2005). Universidade Federal do Rio de Janeiro.

FLECK, E.; Sistema Integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2003.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Dados nacionais. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. Brasília, 2016. Disponível em <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/graficosClimaticos>>. Acesso em nov. 2018.

IPEA. (2012). Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos. Relatório de Pesquisa. Disponível em http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf

ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R.; pós-tratamento de efluente nitrificado da parboilização de arroz utilizando desnitrificação em reator UASB. Eng. sanit. ambient. 271 Vol.10 - Nº 4 - out-dez 2005, 271-277.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 7. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2014. 1050 p.

KARGI, F.; PAMUKOGLU, M. Y.; Adsorbent supplemented biological treatment of pretreated landfill leachate by fed-batch operation. Bioresource Technology. 285 – 291. 2004.

KIRMIZAKS, P.; TSAMOUTSOGLU, C.; KAYAN, B.; KALDERIS, D. Subcritical water treatment of landfill leachate: Application of response surface methodology. Journal of Environmental Management, v.146, p.9-15, 2014.

LANGE, C. L.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; MELO JÚNIOR, W. R.; tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de fenton. Eng. sanit. ambient. Vol.11 - Nº 2 - abr/jun 2006, 175-183.

LANGE, L.C.; AMARAL, M. C. S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L. P. G. (Coord.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 26 – 59.

LINS, E. A. M. Proposição e avaliação de um sistema experimental de processos físicos e químicos para tratamento de lixiviado. 2011. 277f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

MACEIÓ (2007). Lei Municipal Complementar 5.648, de 23 de novembro de 2007.

MACEIÓ (2018). Lei Municipal 6.755 de 24 de maio de 2018. Estabelece a Política Municipal de Saneamento Básico do município de Maceió e outras providências.

MAIA, I. S.; RESTREPO, J. J.; CASTILHOS JÚNIOR, A. B.; FRANCO, D. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. Artigo Técnico. Eng Sanit Ambient. v.20 n.4. 665-675. 2015.

MARCONDES, M, V.; Adsorção de nitrogênio amoniacal e nitrato em zeólita natural e modificada. Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Tratamento de Água de Abastecimento e Águas Residuárias. UNICENTRO. Irati, 2018.

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

MATOS, F.O.; MOURA, G.L.; CONDE, G.B.; MORALES, G.P; BRAZIL, É.C. Impacto ambientais decorrentes do aterro sanitário da região metropolitana de Belém-PA: Aplicação de Ferramentas de melhoria ambiental. Caminhos de Geografia, Uberlândia v.12, n.39, p.297- 305, set, 2011.

MONDELLI, G; GIACHETI, H, L.; HAMADA, J.; Avaliação da contaminação no entorno de um aterro de resíduos sólidos urbanos com base em resultados de poços de monitoramento. Eng. Sanit. Ambient. 2016, vol.21, n.1, pp.169-182.

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

NAGASHIMA, L. A; JUNIOR, C. B; SILVA, C. A; FUJIMURA, A. S.; Avaliação dos níveis de metais pesados em efluente líquido percolado do aterro sanitário do Paranavaí, Estado do Paraná, Brasil. Maringá, v. 31, n. 1, p. 1-8, 2009.

NASCIMENTO Neto, P.; Resíduos sólidos urbanos. São Paulo: Atlas. 2013.

NETO, P. N.; Resíduos sólidos urbanos: perspectivas de gestão intermunicipal em regiões metropolitanas. São Paulo, 2013.

OLIVEIRA, S.; PASCAL, A. Avaliação de parâmetros indicadores de poluição por efluente líquido de um aterro sanitário. Vol. 9 - Nº 3 - 240-249, 2004.

QUEIROZ, L. M.; AMARAL, M. S.; MORITA, D. M.; YABROUDI, S. C.; SOBRINHO, P. A.; Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Engenharia Sanitária Ambiental, v.16 n.4, out/dez 2011, 403-410.

RAMOS, P. C. A.; Tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos em reator UASB. Dissertação de Mestrado (Tecnologia Ambiental). Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande, 2009.

RECESA, Resíduos sólidos: projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários: guia do profissional em treinamento. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org.). – Belo Horizonte: ReCESA, 2008. 120 p.

REIS, B. G.; Avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2014.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. Journal of Hazardous Materials[S.I.], v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

RODRIGUE, K. A.; ESSI, K.; CYRIL, K. M.; ALBERT, T.; Estimation of Methane Emission from Kossihouen Sanitary Landfill and Its Electricity Generation Potential (Côte d'Ivoire). Journal of Power and Energy Engineering, 2018, 6, 22-31.

ROSA, A. S.; DALMOLIN, R. S. D.; COPETTI, A. C. C. A poluição causada por aterros de resíduos sólidos urbanos sobre os recursos hídricos. Ciência e Natura, Santa Maria, v. 34, n. 1, p. 107-118, 2012.

SANTOS FILHO, D. A.; Avaliação Temporal do Lixiviado da Muribeca. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco. Recife, Brasil. 103p. Recife, 2013.

SANTOS, J. S.; GIRARDI, A. G.; Utilização de geoprocessamento para localização de áreas para aterro sanitário no município de Alegrete-RS. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 5491-5498.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L.; Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000.

SILVEIRA, R. M. B.; TAVARES, K. G.; CATAPRETA, C. A.; Avaliação da qualidade do ar na região do aterro sanitário da BR 040 em Belo Horizonte. In: 6º Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitaria e Ambiental, 2002, Vitória / ES. Anais do 6º SIBESA Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória/ES : ABES, 2002.

SIQUEIRA, H. E.; SOUZA, A. D.; BARRETO, A. C.; ABDALA, V. L. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos na cidade de Nova Ponte (MG). Revista DAE. n. 202, p. 39-52, 2016.

SISINNO, C.L.S. Destino dos resíduos sólidos urbanos e industriais no estado do Rio de Janeiro: avaliação da toxicidade dos resíduos e suas implicações para o ambiente e para a saúde humana. Tese de Doutorado. Escola nacional de saúde pública, Rio de Janeiro, 2002.

SIZIRICI, B.; TANSEL, B. Parametric fate and transport profiling for selective groundwater monitoring at closed landfills: a case study. Waste Management, v. 38, n. 1, p. 263-270, 2015.

VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte, UFMG. v.4. 1996.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D. J.; SURMACZ-GORSKA, K. MIKSCH, J.V. Landfill leachate treatment methods: A review. Environ Chem Lett (2006) 4: 51–61.