

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA
CENTRO DE EDUCAÇÃO SUPERIOR DO ALTO VALE DO ITAJAÍ (CEAVI)
ENGENHARIA SANITÁRIA**

JÉSSICA KISNER

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO DO MUNICÍPIO DE IBIRAMA**

IBIRAMA

2018

JÉSSICA KISNER

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO DO MUNICÍPIO DE IBIRAMA**

Trabalho de conclusão apresentado ao curso de Engenharia Sanitária do Centro de Educação Superior do Alto Vale do Itajaí (CEAVI), da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), como requisito parcial para a obtenção do grau de bacharel em Engenharia Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. Tiago José Belli

IBIRAMA

2018

JÉSSICA KISNER

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO DO MUNICÍPIO DE IBIRAMA**

Trabalho de conclusão apresentado ao curso de Engenharia Sanitária como requisito parcial para a obtenção do grau de bacharel em Engenharia Sanitária.

Banca Examinadora

Orientador: _____

Prof. Dr. Tiago José Belli

Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC

Membro 1: _____

Prof. Dr. Luciano André Deitos Koslowski

Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC

Membro 2: _____

Prof. Msc. Willian Jucélio Goetten

Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC

Ibirama, 26/06/2018

Dedico este trabalho à minha família e amigos.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de iniciar agradecendo aos meus pais e minha irmã pelo amor, incentivo e apoio incondicional.

Agradeço à todos os professores que fizeram parte de minha formação acadêmica, em especial ao meu orientador, pelo empenho dedicado à elaboração deste trabalho.

À universidade UDESC, seu corpo docente, à administração e direção, que oportunizam o funcionamento da mesma.

Apesar da impossibilidade de citar todas as pessoas que de alguma forma influenciaram minha vida no decorrer deste tempo, gostaria de agradecer algumas pessoas em especial que se destacaram nos últimos meses e estiveram presentes nos bons e maus momentos. Principalmente àqueles que me ensinaram que juntos podíamos esquecer dos problemas do mundo com uma boa conversa; Àquela amizade que foi o presente mais bonito que a faculdade me proporcionou e com certeza com as risadas mais sinceras; e àquele que me mostrou que os momentos em que o tempo parece passar mais rápido são os que mais sentimos saudades no futuro.

À todos que de certa forma contribuíram para a conclusão desta etapa, o meu muitíssimo obrigada.

RESUMO

O presente trabalho teve como principal objetivo a avaliação do desempenho de uma estação de tratamento de efluentes de um aterro sanitário no município de Ibirama (SC), que utiliza sistema de lagoas seguido por tratamento físico-químico. A avaliação dos parâmetros ocorreu através das análises disponibilizadas pelo responsável pelo aterro correspondentes ao período de janeiro de 2017 a janeiro de 2018. As seguintes variáveis foram monitoradas: pH, DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), Cor verdadeira, Sólidos Sedimentáveis, Oxigênio Dissolvido, Nitrato, Nitrito, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Orgânico, Fósforo e Metais. Além disso, foram avaliados a toxicidade do lixiviado tratado com os organismos *Daphnia magna* e *Vibrio fischeri* e o dimensionamento da lagoa facultativa do sistema de tratamento. Constatou-se que o tratamento alcança eficiência suficiente para atender às exigências especificadas na legislação pertinente, em âmbito nacional à CONAMA n°430/11 e em âmbito estadual à Lei n° 14.675/09 e, dentre os parâmetros analisados destacam-se a remoção de matéria orgânica e de nitrogênio, com altos níveis de eficiência de tratamento. As análises fornecidas haviam sido realizadas trimestralmente por laboratório subcontratado pela empresa responsável pelo aterro, assim como os testes de toxicidade, que também se apresentaram dentro dos parâmetros exigidos pela legislação. A verificação do dimensionamento da lagoa facultativa foi realizada como parâmetro para uma possível avaliação de uma parte do *layout* da estação de tratamento. Após esta etapa, ficou evidenciado a necessidade de um monitoramento mais detalhado da estação de tratamento, com ênfase na importância da realização de análises de entrada e saída de cada lagoa de tratamento, para que se possibilite uma verificação do papel de cada fase no sistema como um todo.

Palavras-chave: Aterro Sanitário. Avaliação. Desempenho. Lixiviado.

ABSTRACT

The present work had as main objective the evaluation of the performance of an effluent treatment plant of a sanitary landfill in the city of Ibirama (SC), which uses a lagoon system followed by physical-chemical treatment. The following variables were monitored: pH, BOD (Biochemical Oxygen Demand), COD (Chemical Oxygen Demand), Color (BOD), Color true, Sedimentable Solids, Dissolved Oxygen, Nitrate, Nitrite, Ammoniacal Nitrogen, Organic Nitrogen, Phosphorus and Metals. In addition, the toxicity of the leachate treated with the organisms *Daphnia magna* and *Vibrio fischeri* and the design of the facultative pond of the treatment system were evaluated. It was found that the treatment achieves sufficient efficiency to meet the requirements specified in the pertinent legislation, at the national level to CONAMA n° 430/11 and in state scope to Law n° 14.675/09 and, among the parameters analyzed, of organic matter and of nitrogen, with high levels of efficiency of treatment. The analyzes provided were performed quarterly by laboratory subcontracted by the company responsible for the landfill, as well as the toxicity tests, which were also within the parameters required by the legislation. The verification of the design of the facultative lagoon was carried out as a parameter for a possible evaluation of a part of the layout of the treatment plant. After this step, it was evidenced the need for a more detailed monitoring of the treatment station, with emphasis on the importance of carrying out inlet and outlet analyzes of each treatment lagoon, so that it is possible to verify the role of each phase in the system as one all.

Keywords: Evaluation. Landfill Sanitary. Leached. Performance.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - <i>Daphnia magna</i>	26
Figura 2 – <i>Vibrio fischeri</i>	27
Figura 3 – Imagem aérea do Aterro	30
Figura 4 - Lagoa facultativa	31
Figura 5 - Lagoa Aerada de mistura completa	32
Figura 6 – Lagoa facultativa aerada	32
Figura 7 – Lagoa de decantação e Casa de Química.....	33
Figura 8 – Clorador	33
Figura 9 – Croqui representativo do sistema de tratamento de lixiviado.....	34
Figura 10 – Variação temporal de pH	43
Figura 11 – Cor verdadeira e eficiência de remoção do sistema	44
Figura 12 – Sólidos Sedimentáveis e eficiência de remoção	45
Figura 13 – Nitrogênio Amoniacal e eficiência de remoção	46
Figura 14 – Nitrogênio orgânico e eficiência de remoção	47
Figura 15 – Comparação da concentração de Nitrito.....	48
Figura 16 – Comparação da concentração de Nitrato	49
Figura 17 – Fósforo e eficiência de remoção	50
Figura 18 – Concentração de Oxigênio dissolvido	52
Figura 19 – Variação de DBO e eficiência do sistema	53
Figura 20 – Variação de DQO e eficiência do sistema	54
Figura 21 – Variação da Pluviometria	55

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Resumo das técnicas de tratamento de lixiviado	23
Quadro 2 – Métodos de determinação de metais	37
Quadro 3 – Limites máximos de toxicidade aguda.....	39
Quadro 4 – Resumo dos resultados dos Fatores de Toxicidade.....	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Série de metais	56
Tabela 2 – Comparação dos resultados da série de metais com a legislação vigente.....	56
Tabela 3 – Comparação do dimensionamento da lagoa facultativa (ideal e real).....	60

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	15
2.1. PERCOLADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	15
2.1.1. Características.....	15
2.2. DESAFIOS DO TRATAMENTO	16
2.3. TÉCNICAS EMPREGADAS PARA TRATAMENTO DE LIXIVIADO	17
2.3.1. Tratamento Físico-químico.....	17
2.3.2. Tratamento Biológico	18
2.3.3. Evaporação.....	21
2.3.4. Recirculação.....	21
2.3.5. Neutralização	21
2.3.6. Remoção de Voláteis e Amônia.....	22
2.3.7. Remoção de Metais.....	22
2.3.8. Considerações sobre as técnicas de tratamento	23
2.4. TOXICIDADE: CONCEITOS E MÉTODOS	24
2.4.1. Toxicidade Aguda.....	24
2.4.2. Toxicidade Crônica.....	25
2.4.3. Organismos Padronizados.....	25
2.4.4. Legislação Federal e Estadual para Avaliação de Toxicidade.....	28
3. METODOLOGIA.....	29
3.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	29
3.1.1. Pontos de Coleta	34
3.2. PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA	34
3.3. PROCEDIMENTOS DE COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	35
3.4. PARÂMETROS AVALIADOS E MÉTODOS UTILIZADOS.....	35
3.5. BIOENSAIOS PARA DETERMINAÇÃO DA TOXICIDADE.....	38
3.6. DIMENSIONAMENTO DA LAGOA FACULTATIVA	39
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
4.1. MONITORAMENTO.....	42
4.1.1. Avaliação do desempenho da ETE	42
4.1.2. Determinação da Toxicidade	56
4.1.3. Dimensionamento da Lagoa Facultativa.....	57

5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES	62
--	-----------

1. INTRODUÇÃO

Segundo a última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico publicada (IBGE, 2010), produz-se no Brasil cerca de 3069 mil toneladas de resíduos sólidos por dia, sendo que os dados do diagnóstico publicado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) no ano de 2016, chegam a 161,4 mil toneladas de resíduos coletados por dia no país. Deste montante, ainda segundo SNIS (2016), 59% é disposto em aterros sanitários, que se trata de uma forma de disposição viável técnica e economicamente do ponto de vista da realidade brasileira.

As características construtivas dos aterros devem atender às especificidades definidas na Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 8419/1992 para garantir a minimização dos impactos das duas principais fontes de poluição provenientes dos resíduos sólidos: o gás do aterro e o lixiviado. Com isso, é possível eliminar o risco ambiental de contaminação de aquíferos pela infiltração do lixiviado. Entretanto, o recolhimento desse material não soluciona o problema que se enfrenta para seu tratamento e disposição final (POVINELLI et al., 2009).

A composição do lixiviado, bem como suas características físico-químicas lhe atribuem um alto potencial poluidor, impossibilitando seu despejo e/ou diluição diretamente nos corpos receptores. Assim como citado por Jardim (2006), devido à essa propriedade altamente poluidora, o lixiviado necessita obrigatoriamente de tratamento, sendo este classificado como um dos principais problemas associados a aterros.

Devido as suas características peculiares, tal como elevadas concentrações de compostos orgânicos, amônia e sais inorgânicos, o tratamento de lixiviados de aterro sanitário exige muitas vezes a combinação de processos físico-químicos e biológicos para uma adequada atenuação de seu potencial poluidor. Contudo, sabe-se que a composição desse efluente em questão depende ainda de variáveis como o tipo de solo, as condições climáticas do local, a idade e o tipo de operação do aterro, que por sua vez podem influenciar no desempenho da unidade de tratamento de lixiviados. Assim, torna-se importante e necessário que se conheçam também tais propriedades do aterro, de forma a facilitar na escolha das técnicas empregadas para o tratamento do lixiviado. Para isso, é indispensável que se realize uma avaliação para que se determine o tipo de tratamento mais viável e eficiente para cada caso (POVINELLI et al., 2009).

Segundo Von Sperling (2005), a utilização dos sistemas de lagoas para tratamento de lixiviado é uma das formas mais simples dentre as tecnologias que podem ser aplicadas. A possibilidade de utilização de diversas variantes pode ser citada como vantagem do sistema. Dentre estas variantes algumas apresentam maior ou menor simplicidade operacional e requisitos de área, ficando a escolha do sistema de acordo com as necessidades de cada lixiviado, para que se obtenha um tratamento com desempenho adequado.

No presente estudo, a estação de tratamento em questão utiliza-se de sistema com lagoas seguido de físico-químico, ou seja, emprega métodos de tratamento no qual a atividade biológica realiza a remoção de contaminantes e em seguida, emprega um método no qual a adição de produtos químicos e as reações químicas destes produtos no meio removem e convertem os contaminantes presentes. (BASSANI, 2010)

Levando-se em consideração a grande dificuldade usualmente encontrada no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, buscou-se nessa pesquisa avaliar o desempenho de uma estação de tratamento de efluentes, localizada no município de Ibirama, que se utiliza de processos biológicos seguido de tratamento físico-químico, como alternativa ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Paralelamente, buscou-se também verificar se o layout e as dimensões da lagoa de estabilização existente estão em conformidade com os critérios de projeto preconizados nas normas competentes.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A importância da utilização das técnicas que permitam melhor aproveitamento e eficiência é discutida amplamente e os processos que se sobressaem são: os tratamentos biológicos aeróbios e anaeróbios, os processos oxidativos e os de separação com membranas. Para o presente estudo de caso, as técnicas de tratamento envolvendo processos biológicos e físico-químicos são mais relevantes e serão abordadas com maior ênfase.

É importante enfatizar que em alguns casos são mencionados o uso de uma combinação de diferentes processos, principalmente devido à resistência a biodegradação do lixiviado de aterro, como é mencionado por Cammarota et al. (1994).

2.1. PERCOLADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

De acordo com Silva (2002), os percolados gerados em aterros sanitários, podendo também ser denominados de chorume, são líquidos de aparência escura e turva, com odor desagradável e que apresentam altas concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos nas formas dissolvida e coloidal derivadas da decomposição dos resíduos.

O monitoramento da quantidade e qualidade de percolado produzida é de fundamental importância já que a composição do chorume é muito variável. Além disso, diversos fatores interferem em suas características, como as particularidades do resíduo depositado no aterro. O volume de percolado gerado é interferido diretamente pela água da chuva que precipita e infiltra pela superfície exposta do aterro, diluindo as substâncias presentes e aumentando a quantidade de chorume produzida. (SILVA, 2002)

2.1.1. Características

Segundo o Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) (1995), a avaliação das particularidades do aterro a ser estudado auxilia na determinação das características do percolado gerado. Em vista disso, são necessários dados como a caracterização do perfil do solo e do subsolo e sua constituição, a permeabilidade e o nível do lençol freático, o grau de compactação, as condições meteorológicas do local, a natureza dos resíduos sólidos (tipo, umidade, nível de matéria orgânica), a topografia (área e perfil do terreno), qualidade e

quantidade de recicláveis e hábitos da população, número de habitantes e desenvolvimento sócio econômico cultural do local.

A determinação dessas características permite dimensionar a forma mais adequada de coleta, tratamento e destinação final.

2.2. DESAFIOS DO TRATAMENTO

A recalcitrância refere-se a dificuldade ou impossibilidade de degradação de algumas substâncias químicas. Quando os microrganismos, que são os responsáveis pela degradação e reciclagem dos nutrientes na natureza, não são capazes de degradar e transformar alguma substância, sabe-se que esta é recalcitrante e possivelmente persistente no meio ambiente. (BILA, 2000)

Segundo Silva (2002), alguns dos fatores que podem oferecer dificuldade a biodegradação são: compostos com estrutura química complexa e sem grupos funcionais reativos; A molécula da substância pode ter ação tóxica ou de inativação das enzimas da microflora de microrganismos; A molécula pode se complexar ou interagir com compostos químicos e elementos presentes no meio, podendo se tornar inacessível às enzimas e à metabolização.

No caso do chorume, Silva (2002) afirma que a recalcitrância está associada a presença de compostos com elevada massa molecular e de estrutura complexa, como é o caso das substâncias húmicas. Estas são macromoléculas que mudam suas conformações de acordo com as interações que ocorrem entre os grupos funcionais de suas estruturas. São substâncias de estruturas complexas e heterogêneas, geralmente compostas de carbono, oxigênio, hidrogênio e em alguns casos, pequenas quantidades de nitrogênio, fósforo e enxofre. São encontradas no solo e nas águas naturais, como uma fração do material orgânico em decorrência da decomposição química, física e biológica de resíduos de plantas e animais. Podem ser divididas em três classes: ácidos fúlvicos (solúveis em água em todas as condições de pH), ácidos húmicos (não solúveis em $\text{pH} > 2$) e húmus (solúveis em qualquer valor de pH).

A caracterização dessas macromoléculas é um desafio devido a sua complexidade química e estrutural. Além disso, Cintra et al., (2001) demonstra que quando se trata de lixiviado de aterro sanitário, deve-se ter cautela na utilização da análise de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5), pois como a carga orgânica é medida indiretamente no

teste, o valor de consumo de oxigênio obtido pode ser alterado devido à baixa concentração, à exposição da biomassa aeróbia a uma condição de toxicidade ou ainda a presença de substrato pouco assimilável.

A variedade da constituição dos resíduos aterrados produz percolados que podem apresentar elevados teores de metais tóxicos, microrganismos nocivos à saúde humana e substâncias químicas produzidas pelas atividades humanas. (IM et al., 2000)

2.3. TÉCNICAS EMPREGADAS PARA TRATAMENTO DE LIXIVIADO

2.3.1. Tratamento Físico-químico

Fase do tratamento aplicada principalmente para remover partículas coloidais e material em suspensão e para ajuste do pH. Nessa etapa é muito comum a utilização de coagulação para promover a clarificação, através da adição de agentes químicos que neutralizam as cargas elétricas das partículas. Isso faz com que ocorram ligações químicas e absorção das cargas superficiais, fazendo-se necessário a aplicação de uma elevada quantidade de energia à mistura (SILVA, 2002).

Segundo Dezotti (1997), no caso do tratamento de águas residuárias, o coagulante mais popularmente utilizado é o sulfato de alumínio, que favorece a coagulação devido ao fato de ser um íon de alta valência (Al^{+3}), já que quanto maior a valência do íon, maior é sua capacidade de coagulação.

A literatura relata que a quantidade de sulfato de alumínio necessária para promoção da coagulação ideal não é passível de uma estimativa exata, mas que os valores se aproximam em torno de 20 mg L⁻¹ de sulfato de alumínio comercial para 7,7 mg L⁻¹ de alcalinidade na forma de CaCO₃ (Carbonato de Cálcio). Há uma tendência de diminuição do pH relacionado à adição de sulfato, fazendo com que o controle da coagulação através do ajuste do pH se torne difícil já que a adição da alcalinidade para melhoramento da coagulação pode provocar o aumento da cor do efluente (BABBIT et al, 1973).

Ao mesmo tempo que promovem a coagulação, esses compostos químicos agem na formação de macroflocos, acelerando o processo de floculação. Isso ocorre devido à aglomeração das partículas formadas na etapa de coagulação, que sob lenta agitação tendem a formar flocos visíveis (BABBIT et al, 1973).

Babbit et al. (1973), relatam que as condições ideais para a formação de flocos podem ser determinadas através de ensaios laboratoriais já que a duração do período de floculação também é um fator que depende das características do efluente, bem como da quantidade de coagulante utilizado e do tipo de floculante. Além disso, a velocidade é um fator físico muito importante, adicionada por meio de agitação mecânica, nessa fase do processo de tratamento deve ser feita de forma moderada, já que o excesso de turbulência tende a causar a ruptura dos flocos, dificultando a remoção das partículas por decantação. A temperatura, quando moderada influencia positivamente na formação dos flocos e o surgimento destes é diretamente associado à concentração de íon-hidrogênio e às relações aniônicas e catiônicas.

As substâncias poliméricas, que são compostos sintéticos com alto peso molecular e solúveis em água, são amplamente utilizadas como coagulante pois podem reduzir a carga efetiva das partículas coloidais (DEZOTTI et al., 1997).

A classificação destes polímeros é feita com relação às suas cargas, sendo catiônico e aniônico. Catiônico: possui cargas positivas que são capazes de absorver os flocos coloidais com partículas negativas. Aniônico: possui cargas negativas e faz a troca destas cargas das partículas coloidais, permitindo assim a formação de pontes de hidrogênio entre o coloide e o polímero. A vantagem da utilização de polímeros sintéticos é encontrada na possibilidade de produção sob medida das moléculas, obtendo os requisitos específicos para sua aplicação, principalmente em se tratando do tamanho e da densidade dos flocos, o que motiva a utilização dos polímeros como auxiliares no tratamento primário (DEZOTTI et al., 1997).

2.3.2. Tratamento Biológico

Quando se trata da utilização de processos biológicos para o tratamento de chorume proveniente de aterros velhos, alguns autores relatam sistemas pouco eficientes, com redução da eficiência de remoção de DQO, perda de atividade biológica e escassez de flocos, essencialmente devido à presença de compostos recalcitrantes (CAMMAROTA et al., 1994).

Apesar disso, dentre os processos biológicos de tratamento de efluentes, alguns se destacam para o tratamento de chorume, são eles: lodos ativados, lagoas aeradas, lagoas anaeróbias e Wetlands.

2.3.2.1. Lodos Ativados

De acordo com Sant'Anna Jr. (2013), o tratamento com lodos ativados é o processo biológico mais bem difundido. O sistema é composto de um tanque de aeração, onde a degradação dos poluentes ocorre devido à alta concentração de flocos microbianos em suspensão. A separação dos flocos e conseqüentemente o adensamento do material acontece em um sedimentador e o sobrenadante pode ser descartado ou conduzido para tratamento complementar. Já o lodo sedimentado retorna ao tanque de aeração, permitindo a operação com alta concentração microbiana.

Algumas condições de operação são importantes para garantir a atuação dos microrganismos, são elas: disponibilidade de substrato (efluente), oxigênio, pH, temperatura e nutrientes (Nitrogênio e Fósforo). Devido ao fato de se tratar de um processo biológico, a presença de substâncias tóxicas e a variação de temperatura e do pH do chorume pode causar a inibição da ação dos microrganismos (PIRES, 2002).

2.3.2.2. *Lagoas Aeradas*

Outro sistema que utiliza a biomassa em suspensão é o das lagoas, que possuem aeradores de superfície para inserção de oxigênio e operam sem a recirculação de lodo (biomassa sedimentada). A baixa taxa de aplicação de carga orgânica resulta em concentrações muito menores de sólidos em suspensão, demandando elevado tempo de detenção e volumes muito grandes para que se obtenham adequados níveis de remoção de matéria orgânica (SANT'ANNA JR., 2013).

Sant'Anna Jr. (2013) também destaca que esta técnica é recomendada para situações em que há disponibilidade de área para construção do sistema. Apresenta vantagens como a elevada eficiência, o baixo custo de instalação e de manutenção, a resistência às oscilações de sobrecarga orgânica e pode atingir alta eficiência de remoção de DBO. Porém a literatura mostra a necessidade, em muitas situações, da instalação de uma lagoa de sedimentação a jusante da lagoa aerada, para que sejam removidos os sólidos em suspensão que venham a ser carregados na saída da primeira lagoa.

A literatura deixa bastante claro a viabilidade da utilização de tratamento biológico para chorume proveniente de aterro, mesmo considerando a variabilidade existente entre estes. Porém, Ferreira (2000) destaca que o percolado de aterros de meia idade e velhos pode se apresentar muito resistente a biodegradação, tornando este tipo de tratamento ineficiente. Além disso, outros aspectos negativos apresentados são: O baixo desempenho do sistema na presença de metais tóxicos como Cu, Zn e Ni, que podem inibir a nitrificação; A necessidade

de adição de fósforo para garantir o processo aeróbio, já que esse elemento é pouco presente no chorume; A possibilidade de ocorrência de espuma na aeração artificial; Se houver a precipitação de CaCO_3 , pode haver prejuízo ao equipamento de aeração; E o custo econômico da aeração artificial.

2.3.2.3. *Lagoas Anaeróbias*

A degradação da matéria orgânica neste sistema ocorre na ausência de oxigênio, que não necessitam de muitos cuidados operacionais e sua eficiência de remoção de DBO gira em torno de 50%. Sua aplicabilidade é mencionada pelos autores como uma etapa subsequente de outros tratamentos (lagoas aeradas, por exemplo), com o objetivo de redução de carga orgânica (PIRES, 2002).

As lagoas anaeróbias também têm sido amplamente implementadas neste tipo de tratamento em que o efluente (chorume) apresenta altas concentrações de matéria orgânica biodegradável. Tanto os processos anaeróbios quanto os híbridos se mostram eficientes na remoção de metais (principalmente na forma de sulfetos) e de DQO (FERREIRA, 2000).

2.3.2.4. *Wetlands*

Metcalf & Eddy (1991), apresentam esse sistema como sendo de baixo custo de operação e implantação, pois tem como objetivo mimetizar a ação depuradora de Wetlands naturais como banhados, pântanos e manguezais. O processo acontece através da absorção de nutrientes e metais pelo sistema radicular das plantas e pelos microrganismos simbióticos associados à rizosfera. Alguns autores ainda descrevem a alta eficiência se utilizado como um polimento final após tratamento biológico, já que seu desempenho pode ser prejudicado se utilizado como única forma de tratamento devido ao alto teor de amônia do chorume.

Na Noruega, em sua legislação de 1994 estabeleceu-se que o tratamento ideal para lixo de aterro seria o emprego de técnicas adaptáveis, resistentes às variações de vazão e de concentração, com capacidade de remoção dos principais compostos que possam impactar negativamente o meio ambiente, que sejam de fácil operação e com pouca necessidade de manutenção, com baixo consumo energético e custos compatíveis. Demonstraram em seu estudo que levando em consideração as condições da Noruega, as técnicas mais adequadas seriam as lagoas aeradas combinadas com processos de infiltração no solo, irrigação, filtração e wetlands. Quanto à questão de eficiência, constataram que alguns sistemas adotam, além das

lagoas, os wetlands e o tratamento com ozônio com o objetivo de reduzir a massa molar de compostos que tenham características tóxicas, decompondo-os em moléculas orgânicas menores (HAARSTAD & MAEHLUM, 1999, *apud* PIRES, 2002).

2.3.3. Evaporação

A técnica de evaporação é descrita por Tchobanoglous et al. (1994), como sendo um processo indicado especialmente para regiões em que as condições climáticas são favoráveis à evaporação. O método consiste no uso de tanques abertos, e para locais com altos índices pluviométricos, o emprego de instalações cobertas se faz necessário para que a evaporação ocorra também no período chuvoso. Destaca-se a desvantagem do mau cheiro e do aumento da concentração de sais solúveis, que podem chegar a níveis inibidores da ação microbiana sobre o resíduo não evaporado.

2.3.4. Recirculação

A recirculação pode ser considerada um método de tratamento, já que diminui o volume através da evaporação, aumenta os níveis de degradação anaeróbia no interior do aterro, contribui para a melhor distribuição de nutrientes, de umidade e é uma técnica que se adapta bem às condições climáticas do Brasil (BRAILE et al., 1993).

A remoção de metais em aterros que adotam esta técnica se dá através da precipitação, além disso, a literatura observa também maior produção de gás, que se utilizado da maneira correta pode ser visto como um ponto positivo. Nota-se ainda um aumento da compactação do aterro, que reflete no melhor aproveitamento do terreno. Um exemplo de implantação da técnica foi no Aterro Metropolitano de Gramacho, no Estado do Rio de Janeiro, onde cerca de 600 m³/dia de chorume são recirculados. O procedimento é realizado desde 1997 e colabora para a diminuição do volume de lixiviado a ser tratado (SILVA, 2002).

2.3.5. Neutralização

Braile et al. (1993) descrevem a neutralização como uma forma de acondicionar o percolado com relação a contaminantes inorgânicos para outras etapas de tratamento, além de

ser uma técnica simples que consiste da adição de ácidos ou bases para ajuste do pH a níveis aceitáveis.

2.3.6. Remoção de Voláteis e Amônia

O nitrogênio pode ser encontrado em águas residuárias na forma de nitrogênio orgânico, amônia, nitritos e nitratos e é um dos principais contribuintes para a poluição das águas, sendo principal responsável pelo efeito de eutrofização. Já a amônia pode se apresentar na sua forma livre (NH_3) ou ionizada (NH_4^+). A remoção desse composto é de fundamental importância pois sua forma livre, dissolvida na água, é tóxica à fauna aquática mesmo em baixas concentrações. A elevação do pH na ordem de 10,5 a 11,5 pode ser utilizada para promover a volatilização do nitrogênio amoniacal, além disso, a cloração e alguns métodos de remoção de metais podem remover a amônia pelo processo de arraste (stripping) (GOMIDE, 1983, *apud* GOMES, 2009).

A introdução de ar para o processo de transferência de compostos orgânicos voláteis através de arraste, pode ser feito por meio de mecanismos de aeração. Apesar de simples, o processo depende da solubilidade do contaminante na fase aquosa, da difusividade do contaminante no ar e na água, da turbulência e da temperatura de operação. Algumas desvantagens do procedimento são citadas por Silva (2002), como o elevado custo de operação e manutenção, devido a necessidade de cal para o controle do pH; A sensibilidade do processo à temperatura, pois a solubilidade da amônia aumenta com a diminuição da temperatura; A acumulação do carbonato de cálcio, podendo causar entupimento na tubulação. Já algumas vantagens também consideradas pelo mesmo autor são de que o processo pode alcançar o padrão necessário para lançamento e não é sensível para substâncias tóxicas.

2.3.7. Remoção de Metais

A concentração de metais no percolato de aterros sanitários depende principalmente do tipo de resíduo depositado. Em se tratando de resíduos domésticos, são geralmente baixas, aumentando com relação a resíduos industriais, e variando de acordo com o estágio de decomposição do material. Sendo que durante a fase de fermentação ácida, as concentrações são maiores devido a maior solubilidade destes elementos nesse período, e se encontram em

menores concentrações nas últimas fases de estabilização, etapa em que o pH é mais alcalino (SISINO, 1995).

Os metais pesados são encontrados tanto na forma dissolvida quanto na forma particulada (associados a partículas em suspensão) e a técnica mais comum utilizada para remoção é a precipitação química, na forma de hidróxidos usando cal ou soda cáustica, pois apresenta menor custo e é menos perigosa. Outra forma de remoção até mais eficiente, é a precipitação na forma de sulfetos, porém esta técnica tem maior custo e gera gás sulfídrico (SILVA, 2002).

2.3.8. Considerações sobre as técnicas de tratamento

O quadro a seguir apresenta um resumo das técnicas utilizadas para o tratamento de percolados:

Quadro 1 - Resumo das técnicas de tratamento de lixiviado

Processo de Tratamento	Aplicação	Observação
Processos Biológicos (Lodos ativados)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis.	Podem ser necessários aditivos (anti-espumantes).
Processos Biológicos (Aeração prolongada)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis.	Requer disponibilidade de área.
Processos Biológicos (Lagoas anaeróbias)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis.	Requer menos energia e produz menos lodo que os sistemas aeróbios. Possui maior potencial para instabilização do processo. Mais lento que os sistemas aeróbios.
Processos Biológicos (Nitrificação/desnitrificação)	Remoção de nitrogênio.	A nitrificação/desnitrificação pode ocorrer simultaneamente com a degradação da matéria orgânica.
Processos químicos (Neutralização)	Controle de pH.	De aplicação limitada para a maioria dos lixiviados.
Processos físico-químicos (Precipitação)	Remoção de metais e alguns ânions.	Produção de lodo que pode requerer descarte como resíduo perigoso.
Processos químicos (Oxidação)	Remoção de compostos orgânicos. Detoxificação e remoção de algumas espécies inorgânicas.	Bom funcionamento com resíduos diluídos. Uso de cloro pode provocar a formação de organo-clorados.

Processos físicos (Sedimentação/flotação)	Separação do material em suspensão.	Aplicação limitada, porém pode ser utilizado em conjunto com outros processos de tratamento.
Processos físico-químicos (Filtração)	Separação do material.	Útil apenas no processo de refinamento.
Arraste por ar	Separação de amônia e compostos orgânicos voláteis.	Pode requerer equipamento de controle da contaminação atmosférica.
Absorção	Remoção de compostos orgânicos.	Tecnologia aprovada com custos variáveis de acordo com o lixiviado.
Troca iônica	Remoção de substâncias e íons inorgânicos dissolvidos.	Útil somente como processo de polimento.
Evapotranspiração	Quando não se permite a descarga de lixiviados.	O lodo resultante pode ser perigoso, é viável normalmente apenas em regiões áridas.

Fonte: Adaptado de TCHOBANOGLIOUS et al.,1994; Apud SILVA, 2002.

2.4. TOXICIDADE: CONCEITOS E MÉTODOS

O controle da toxicidade surge como uma das formas de assegurar que as técnicas de tratamento adotadas são suficientes para garantir a compatibilidade das características do efluente com os padrões de lançamento do corpo receptor. Levando-se em consideração a classificação do corpo hídrico, especialmente se seus usos se referem a proteção da flora e fauna, esses padrões devem ser atendidos de forma que o lançamento do efluente não cause efeito tóxico agudo ou crônico à biota local (LUZ, 1998).

Sabe-se que a quantidade de substâncias sintetizadas tem aumentado exponencialmente, e que o controle e o estudo de como tais reagem no meio aquático (e seus efeitos a longo prazo) ainda é mínimo. Portanto recomenda-se que os testes biológicos sejam realizados para complementar a caracterização física e química, que sozinhas não são capazes de indicar o potencial tóxico de uma mistura complexa. Os efeitos desses poluentes são estimados de acordo com a resposta de organismos vivos, ao efeito de determinadas doses ou concentrações de certa substância em um dado intervalo de tempo, e são classificados em agudos e crônicos (FEEMA, 1990).

2.4.1. Toxicidade Aguda

A resposta dos organismos à toxicidade aguda é manifestada pela mortalidade destes quando expostos a um efluente ou um composto. Se trata de uma reação brusca e rápida, num intervalo de 0 a 96 horas. A letalidade é expressa através do parâmetro CL50, que corresponde à concentração que causa o efeito (letalidade) a 50% da população testada. Da mesma forma, se observa os efeitos do agente sobre as funções vitais ou funcionais dos organismos teste, utiliza-se o índice de toxicidade CE50 ou DE50, que se refere a concentração ou a dose efetiva que causa o efeito em 50% dos organismos testados (GHERARDI-GOLDSTEIN et al., 1990).

2.4.2. Toxicidade Crônica

A toxicidade crônica se trata da resposta de um organismo à um estímulo prolongado ou contínuo, considerando um longo período de tempo. Estes bioensaios tem como objetivo analisar os efeitos que a exposição a uma substância ou uma mistura complexa tem sobre as funções biológicas, por exemplo, se ocorre mudança no apetite, no crescimento, no metabolismo reprodutivo, na taxa de natalidade, no processo de desenvolvimento embrionário, assim como a ocorrência de mutações e a morte (FEEMA, 1990).

Quando os testes de toxicidade aguda não são suficientes para caracterizar um efeito tóxico, os ensaios crônicos são de fundamental importância para verificar as consequências do lançamento de substâncias nos ecossistemas aquáticos (LUZ, 1998).

A literatura evidencia que organismos-teste podem reagir de forma diferente para um mesmo composto e que portanto, a utilização de métodos que se aproximem das condições reais podem trazer respostas mais apropriadas quanto ao efeito causado. Além do conhecimento sobre como essas substâncias influenciam na biota aquática, estes testes podem fornecer informações sobre possíveis impactos ambientais e os efeitos na cadeia alimentar dos organismos que sofrerem exposição (FEEMA, 1990).

2.4.3. Organismos Padronizados

Diversos organismos podem ser utilizados para realização dos testes de toxicidade, podendo pertencer a diferentes níveis tróficos. Abaixo estão relacionados alguns dos principais organismos usados, dentre eles estão microcrustáceos como a *Daphnia*, e bactérias como *Vibrio fischeri* (DAMATO, 1997).

2.4.3.1. *Daphnia magna*

Daphnia magna pode ser definida como uma espécie de microcrustáceo pertencente à família Daphnidae, da ordem Cladocera e exerce o papel de consumidor primário ou secundário na cadeia alimentar, constituindo uma importante ligação entre os níveis inferiores e superiores de um ecossistema (DAMATO, 1997).

A Figura 1 apresenta a fotografia deste microcrustáceo, que está presente em todos os ambientes de água doce, sendo mais facilmente encontrado em lagos, represas, rios e planícies inundadas. É popularmente chamado de pulga d'água, medindo cerca de 0,5 a 5,0 mm de comprimento e sua alimentação feita através de filtração é composta de algas, bactérias, protozoários e detritos orgânicos. Se movimenta através da agitação das longas antenas que funcionam como remos. Sua forma de reprodução é assexuada, com produção de células diploides, e por esse motivo a população é composta de fêmeas, com ciclo de vida variando entre três e cinco semanas. Se trata de um organismo muito sensível a variações no manuseio de cultura, a falta de nutrientes, a mudanças de temperatura e principalmente a qualidade da água (FEEMA, 1993).

Figura 1 - *Daphnia magna*



Fonte: Dias e Melro, 2012.

2.4.3.2. *Vibrio fischeri*

Pode ser definido como uma bactéria bioluminescente de origem marinha, pertencente à família Vibrinaceae, anaeróbia e Gran-negativa apresentando vida livre ou associada com outros organismos superiores. A emissão de luz dessas bactérias está diretamente associada ao seu metabolismo celular e a exposição a um tóxico em qualquer nível celular afeta sua bioluminescência. Os ensaios com esses organismos são bastante rápidos, pois sua exposição a uma amostra pode inibir uma enzima qualquer de seu sistema e causar uma diminuição na

taxa de emissão de luz, que pode ser quantificada com um fotomultiplicador e um fotômetro (SILVA, 2002).

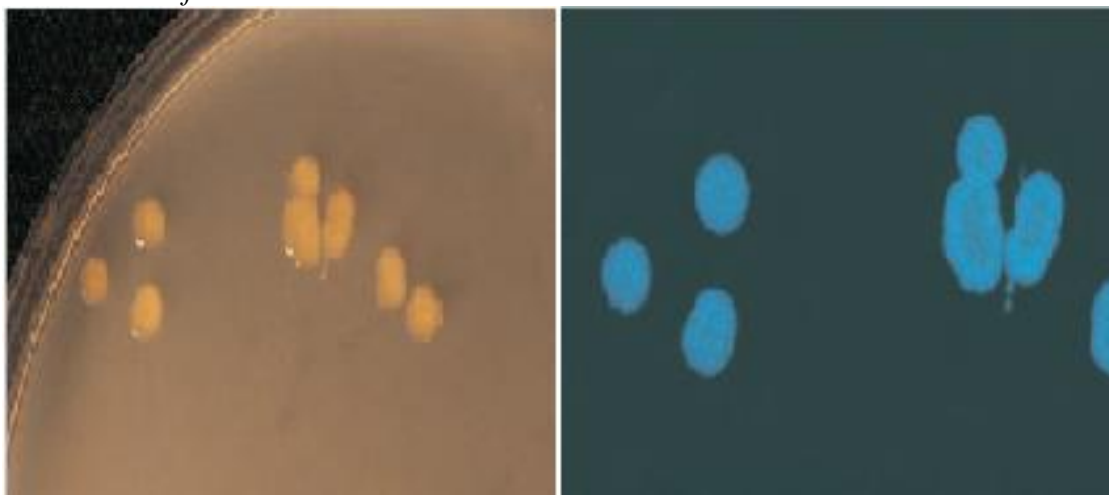
Como mencionado por Munkitrick et al., o teste recomendado pela U.S. Agência de Proteção Ambiental para avaliação da toxicidade de águas residuárias e lixiviado de aterro é o Microtox. Como explicado por Silva (2002):

No teste Microtox a CE50 é obtida pela razão corrigida entre a redução da quantidade de luz e a quantidade de luz remanescente expressa em um gráfico, em função da concentração da amostra. A partir de então, pode-se obter a concentração efetiva da amostra que causa uma redução de 50% na quantidade de luz emitida após os períodos de exposição determinados para o teste. A não ocorrência de decréscimo na produção de luz, pelo organismo teste, significa ausência de efeito tóxico.

Para a determinação da faixa de concentração utilizada no teste, as amostras ambientais são geralmente avaliadas em concentrações de 1%, 10%, 30%, 50%, 70% e 100% e as condições básicas de exposição como pH, cloretos e oxigênio dissolvido (OD) devem ser analisadas para dar subsídio a interpretação dos resultados (SILVA, 2002).

A Figura 2 apresenta a fotografia de bactérias da espécie *Vibrio fischeri*:

Figura 2 – *Vibrio fischeri*



Fonte: Coelho, 2014.

Como descreve BERTOLETTI (2013), no documento publicado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) sobre o controle ecotoxicológico de efluentes líquidos, alguns fatores são utilizados para garantir a ausência dos efeitos tóxicos e a representatividade dos vários níveis tróficos. Dentre os vários, podem ser citados o CE50 e CE20 e suas respectivas definições abaixo, de acordo com a CETESB:

CE50; 48h = Concentração do efluente que causa efeito agudo (imobilidade) a 50% de uma população do microcrustáceo *Daphnia similis*, em 48 horas de exposição, expressa em %. O método analítico para obtenção desse resultado deve ser a norma técnica ABNT-NBR 12713.

CE20; 15min = Concentração do efluente que causa efeito agudo (inibição de luminescência) a 20% de uma população da bactéria *Vibrio fischeri*, em 15 minutos de exposição, expressa em %. O método analítico para obtenção desse resultado deve ser a norma técnica ABNT-NBR 15411-1, 15411-2 ou 15411-3.

2.4.4. Legislação Federal e Estadual para Avaliação de Toxicidade

A Resolução CONAMA N° 430/11 (BRASIL, 2011), que complementa e altera a Resolução n° 357/05 (BRASIL, 2005) trata das condições e padrões de lançamento de efluentes, em especial no artigo 16, que cita as exigências cabíveis e descreve em seu parágrafo 1° que efluentes provenientes de sistemas de disposição final de resíduos sólidos tem o dever de cumprir com o disposto no artigo.

Além disso, o artigo 18 da mesma Resolução prescreve que:

O efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

Portanto, se houver constatação direta de que o efluente tem efeito tóxico no corpo receptor, o órgão ambiental responsável deverá autuar o emissor.

A Lei Estadual n° 14.675/09 estabelece os valores máximos permitidos para recursos hídricos aplicáveis ao Estado de Santa Catarina. Em seu artigo 177 ficam estabelecidas as condições que devem ser obedecidas para o lançamento direto ou indireto de efluentes.

Para o atendimento às exigências descritas pelas Leis citadas acima, além das análises físico-químicas, os métodos de ensaio ecotoxicológico são normatizados pela ABNT para efluentes lançados em água doce, como segue:

NBR 12713 de 2016 (Ensaio com *Daphnia* – ecotoxicidade aguda): Informa a sensibilidade do organismo-teste ao Cloreto de potássio.

NBR 15411 de 2012 (Ensaio com *Vibrio fischeri* – ecotoxicidade aguda): Informa a sensibilidade do organismo-teste ao Dicromato de Potássio.

Vale ressaltar ainda que a Resolução citada acima cita normas gerais sobre os assuntos abordados, sendo assim fica a critério dos órgãos ambientais estaduais e municipais complementá-la de acordo com suas próprias necessidades (LIMA, 2006).

3. METODOLOGIA

Neste tópico é descrita a área experimental que envolve o presente trabalho, os testes de toxicidade e os procedimentos analíticos adotados para caracterização do efluente. Todas as análises foram concedidas pelo supervisor responsável, que foram realizadas por laboratórios terceirizados contratados pelo aterro e que utilizaram a metodologia e os procedimentos de teste descritos a seguir.

3.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Aterro Sanitário de Ibirama (SC) pertence ao Consórcio Intermunicipal Serra São Miguel (CSM), constituído pelos municípios catarinenses de Ibirama, Lontras, Presidente Nereu e José Boiteux.

Atualmente, a média de recebimento de resíduos no local é de 900 toneladas por mês (t/mês), sendo que a contribuição média dos municípios citados acima são de respectivamente 215 t/mês, 147 t/mês, 8,59 t/mês e 25,80 t/mês. O restante dos resíduos é oriundo de outros municípios da região que possuem contrato exclusivamente com a Serrana Engenharia Ltda que contratualmente pode receber resíduos de outros municípios para viabilizar as operações locais, porém, sem comprometer a vida útil do aterro sanitário para os municípios constituintes do consórcio até o final da concessão.

O contrato de concessão entre o Consórcio e a Serrana Engenharia Ltda. iniciou no mês de fevereiro de 2012, sendo seu prazo de término em fevereiro de 2027. Até essa data, a Serrana Engenharia deve garantir o recebimento dos resíduos dos municípios constituintes do contrato. Essa data também é prevista para o encerramento do aterro sanitário. Porém, vale ressaltar que o aterro recebe resíduos dos municípios do mesmo consórcio desde o ano de 2004.

O terreno conta com uma área total de 2,9 hectares (ha), sendo que desse total, 1,9 ha são ocupados por área de aterro de resíduos e 0,3 ha pela estação de tratamento de efluentes. Como pode-se observar na Figura 3, o restante do espaço inclui áreas verdes, escritório, estacionamento, refeitório, balança e área de triagem. A expansão do aterro será realizada sobre esses 1,9 ha de área, por meio da verticalização do mesmo.

Figura 3 – Imagem aérea do Aterro



Fonte: Google Maps, 2018.

A Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) instalada junto ao aterro sanitário utiliza-se de processo biológico associado ao tratamento físico-químico para tratar o percolado do aterro em questão, cuja vazão é estimada em 40 m³/dia. A referida ETE é composta por poços de recalque, lagoas de estabilização (lagoa facultativa, lagoa aerada de mistura completa e lagoa facultativa aerada), seguido por físico-químico em que são dosados o descolorante e o policloreto de alumínio. Posteriormente, o efluente é encaminhado a lagoa de decantação, para sedimentação dos sólidos em suspensão. Na saída é feita dosagem de hipoclorito de cálcio com o objetivo de eliminar microrganismos patogênicos. A seguir são descritos em maiores detalhes cada uma das unidades componentes da ETE empregada ao tratamento do lixiviado.

- **1º - Lagoa Facultativa**

Se trata de uma lagoa facultativa, é a primeira lagoa a receber o lixiviado que vem dos poços de coleta do aterro, com 6 (seis) metros de profundidade, possui capacidade para 1800 m³. Como descrito por Von Sperling (2017), este tipo de lagoa apresenta três zonas: anaeróbia, aeróbia e facultativa. Na camada mais profunda da lagoa ocorre a zona anaeróbia,

onde a matéria orgânica que a princípio se encontra em suspensão (DBO particulada), se deposita, sofrendo processo de decomposição realizado por microrganismos anaeróbios, convertendo a DBO sedimentável basicamente em metano, gás carbônico e água. A matéria orgânica dissolvida, composta de DBO solúvel e finamente particulada, permanece dispersa no efluente não se depositando no fundo da lagoa. A zona aeróbia ocorre na camada mais superficial da lagoa, onde há incidência de luz solar e o oxigênio é fornecido através da presença de algas, que realizam fotossíntese e oxidam a matéria orgânica. Entre as zonas aeróbia e anaeróbia existe a fase intermediária, facultativa, onde não ocorre fotossíntese e encontram-se bactérias capazes de sobreviver tanto na presença quanto na ausência de oxigênio. Isto ocorre pois na ausência de oxigênio livre os nitratos, sulfatos e CO_2 são utilizados como receptores de elétrons. Na Figura 4 pode-se observar uma fotografia da 1ª lagoa.

Figura 4 - Lagoa facultativa



Fonte: Arquivo do Autor, 2018.

- **2º - Lagoa aerada de mistura completa**

Na transferência do efluente da primeira lagoa para a segunda, o mesmo sofre correção de pH por meio da adição de carbonato de cálcio, ficando em torno de 8,5 a 9,0. A segunda lagoa utiliza sistema aerado de mistura completa, com aerador funcionando em turnos de 55 minutos e com pausa de 5 minutos entre os turnos, com capacidade de 785 m³, como é possível verificar na Figura 5.

Nesta etapa, o aerador superficial cria turbulência suficiente para manter os sólidos em suspensão dispersos pelo meio e para garantir a oxigenação do mesmo. Este processo promove, além da remoção de matéria orgânica, a volatilização da amônia (SCARASSATI; CARVALHO; DELGADO, 2003).

Figura 5 - Lagoa Aerada de mistura completa



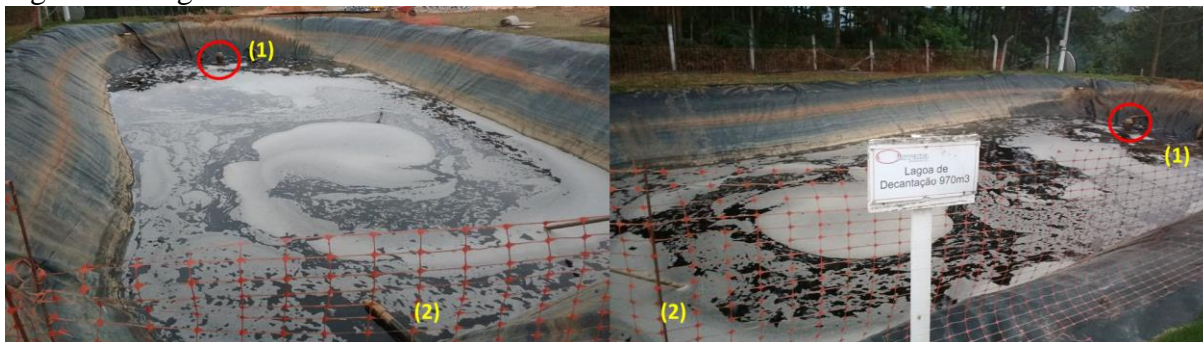
Fonte: Arquivo do Autor, 2018.

- **3° - Lagoa facultativa aerada**

Na sequência, a terceira lagoa, com capacidade para 970 m³, se trata de uma lagoa facultativa aerada, como é possível observar na Figura 6, a lagoa possui um aerador no ponto (1) indicado em vermelho e o efluente flui em direção ao ponto (2), onde é captado por uma bomba elevatória para a quarta lagoa e para o tratamento físico químico.

Portanto, a terceira lagoa opera com a introdução de energia através de um aerador apenas para a oxigenação do meio, não mantendo a biomassa e os sólidos em suspensão dispersos no meio. Sendo assim, há sedimentação e formação de camada de lodo no fundo da lagoa, propiciando a ocorrência de processos em condições alternadas entre ambientes aeróbio e anóxico. O ambiente aeróbio beneficia a oxidação de nitrogênio amoniacal através de bactérias nitrificantes, já o ambiente anóxico favorece o aparecimento de bactérias desnitrificantes, que reduzem o nitrato, liberando o nitrogênio gasoso (N₂) (VON SPERLING, 2017).

Figura 6 – Lagoa facultativa aerada



Fonte: Arquivo do autor, 2018.

- **4° - Lagoa de decantação**

Em seguida, o efluente é recalcado para passar pela unidade de mistura rápida para tratamento físico químico na quarta lagoa, que opera como decantador, como é possível visualizar à esquerda da Figura 7. Nesta etapa são adicionados um polímero catiônico, um descolorante para remoção de cor e policloreto de alumínio (PAC 18%) dosados na casa de química que pode ser visualizada em detalhe à direita da mesma Figura 7.

Figura 7 – Lagoa de decantação e Casa de Química



Fonte: Arquivo do autor, 2018.

Por fim, realiza-se a dosagem de cloro, como é possível observar na Figura 8, e logo após o efluente é conduzido para a caixa dissipadora, de onde é encaminhado para o corpo hídrico receptor.

Figura 8 – Clorador

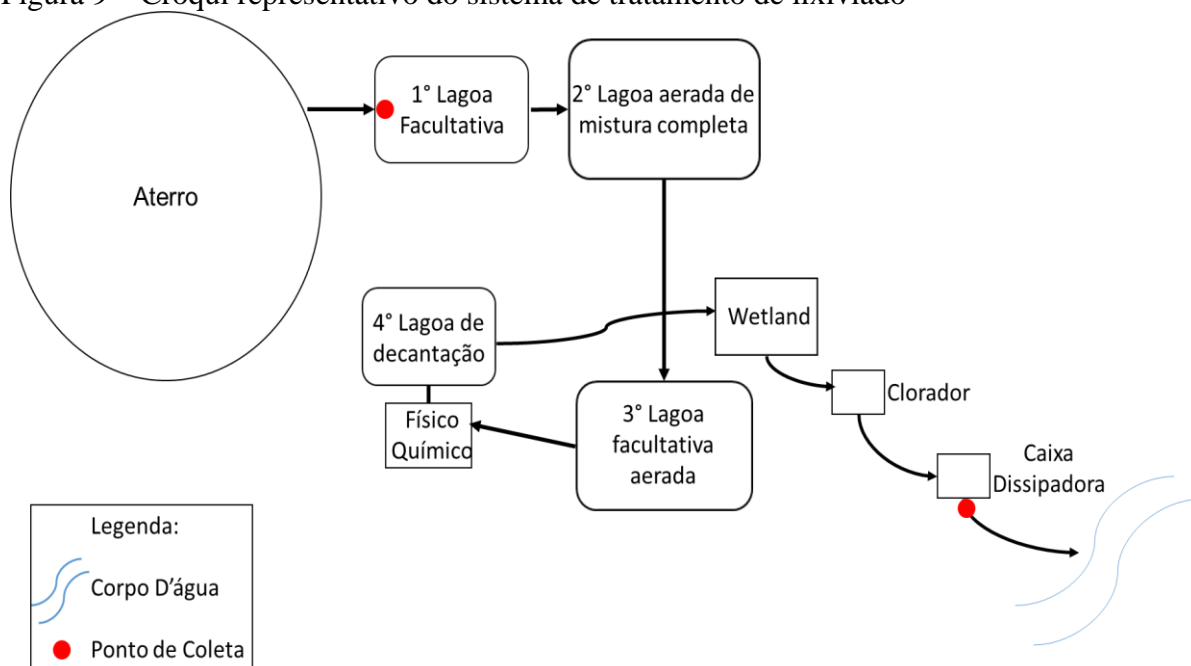


Fonte: Arquivo do autor, 2018.

3.1.1. Pontos de Coleta

As amostras do lixiviado foram coletadas trimestralmente, durante o período de 13 (treze) meses, de janeiro de 2017 a janeiro de 2018. Os pontos de coleta foram definidos de modo a verificar a eficiência do sistema de tratamento completo, sendo na Entrada da primeira lagoa e na Saída após a caixa dissipadora, como é possível observar no croqui apresentado na Figura 9. Após a coleta, as amostras eram caracterizadas quanto à: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Sólidos Sedimentáveis, Oxigênio Dissolvido, pH, Nitrato, Nitrito, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Orgânico, Fósforo, Cor verdadeira e Metais. Vale ressaltar que, devido a mudança de laboratório no início do ano de 2018, alguns parâmetros não foram adicionados para a análise do mês de janeiro deste ano.

Figura 9 – Croqui representativo do sistema de tratamento de lixiviado



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

3.2. PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA

O índice mensal de precipitação pluviométrica para os meses de janeiro de 2017 a janeiro de 2018 foi obtido através do HidroWeb, que como descrito no portal da Agência Nacional de Águas (ANA), “é uma ferramenta integrante do Sistema Nacional de

Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH)”. Esta ferramenta oferece acesso a um banco de dados que contém as informações coletadas pela Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN). As informações utilizadas são referentes aos dados coletados da série histórica da estação de José Boiteux, mais próxima do aterro em estudo. Para o presente trabalho, foram utilizados os dados referentes à precipitação, que após tratamento simples possibilitou a verificação da precipitação média mensal no período de tempo citado anteriormente.

3.3. PROCEDIMENTOS DE COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

O procedimento de amostragem ocorreu conforme o Manual de Amostragem do Laboratório Central do Estado do Paraná (LACEN) e segundo o Plano de amostragem conforme o Guia Nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos, disponível no site da ANA. Os métodos utilizados estão de acordo com normas nacionais e internacionais reconhecidas e todas as análises foram conduzidas de acordo com os procedimentos analíticos apresentados no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (SMEWW)* – APHA (1998).

Como os procedimentos foram realizados trimestralmente pelo aterro, foi possível obter quatro resultados de análises referentes as seguintes datas: 19/01/2017, 13/04/2017, 11/07/2017, 06/10/2017 e 16/01/2018.

3.4. PARÂMETROS AVALIADOS E MÉTODOS UTILIZADOS

Os parâmetros analisados e o método utilizado para a realização da análise são apresentados abaixo:

- **Potencial Hidrogeniônico (pH)**

O Potencial Hidrogeniônico (pH) foi determinado de acordo com o Método 4500 H+B - pH para Potenciometria e o ensaio foi realizado em campo durante a coleta.

- **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

As análises para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foram realizadas de acordo com o SMEWW - 22ª edição, utilizando o Método 5210 B.

- **Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

A Demanda Química de Oxigênio pôde ser determinada de acordo com o SMEWW - 22ª edição de 2012, através do Método 5220 D - Demanda Química de Oxigênio pelo método do refluxo fechado.

- **Cor Verdadeira**

A cor verdadeira foi determinada pelo método 2120 C - cor verdadeira pelo método espectrofotométrico, de acordo com o SMEWW - 22ª edição de 2012.

- **Sólidos Sedimentáveis**

A determinação de sólidos sedimentáveis foi realizada pelo método 2540 F de acordo com o SMEWW - 22ª edição de 2012.

- **Oxigênio Dissolvido**

O oxigênio dissolvido pode ser determinado pelo método 4500 - O G do SMEWW - 22ª edição de 2012.

- **Nitrato**

O nitrato foi determinado de acordo com o manual de amostragem, pelo método de redução com cádmio.

- **Nitrito**

A determinação do nitrito foi realizada pelo método 4500 NO₂- B de acordo com o SMEWW - 22ª edição de 2012, pelo método colorimétrico.

- **Nitrogênio Amoniacal**

O nitrogênio amoniacal foi determinado pelo método 4500 NH₃ C de acordo com o SMEWW - 22ª edição de 2012, pelo método titulométrico.

- **Nitrogênio Orgânico**

A determinação do nitrogênio orgânico foi realizada pelo método 4500 Norg B, para preparação, e pelo método 4500 NH₃ C, para titulação, de acordo com o SMEWW 22ª edição.

- **Fósforo**

A determinação de fósforo foi realizada pelo método 4500 P E, de acordo com o SMEWW - 22ª edição de 2012, pelo método colorimétrico com ácido ascórbico.

- **Metais**

Os métodos de determinação dos metais podem ser visualizados no Quadro 2. Todos foram realizados de acordo com o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (SMEWW).

Quadro 2 – Métodos de determinação de metais

Metais	Método
Arsênio (mg As.L ⁻¹)	SMEWW - 22º nd. 2012, Method 3114 C
Cádmio (mg Cd.L ⁻¹)	SMEWW - 22º nd. 2012, Method 3114 C.
Chumbo (mg Pb.L ⁻¹)	SMEWW - 22º nd. 2012, Method 3030 D, E, F, G, H e I; Method 3111 B
Cromo Total (mg Cr.L ⁻¹)	SMEWW - 22º nd. 2012, Method 3030 D, E, F, G, H e I; Method 3111 B
Manganês (mg Mn.L ⁻¹)	SMEWW - 22º nd. 2012, Method 3030 D, E, F, G, H e I. Method 3111 B
Níquel (mg Ni.L ⁻¹)	SMEWW - 22º nd. 2012, Method 3030 D, E, F, G, H e I. Method 3111 B
Zinco (mg Zn.L ⁻¹)	SMEWW - 22º nd. 2012, Method 3030 D, E, F, G, H e I. Method 3111 B
Alumínio Total (mg Al.L ⁻¹)	SMEWW - 22º nd. 2012, Method 3120 B
Ferro Solúvel (mg Fe.L ⁻¹)	SMEWW - 22º nd. 2012, Method 3120 B
Mercúrio Total (mg Hg.L ⁻¹)	SMEWW - 22nd. 2012, Method 3114 C/3120 B

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

3.5. BIOENSAIOS PARA DETERMINAÇÃO DA TOXICIDADE

Foram disponibilizados resultados de análise de toxicidade ao longo do período monitorado, para *Daphnia magna* referente aos meses de julho/2017 e janeiro/2018 e para *Vibrio fischeri* referente ao mês de julho/2017.

- **Daphnia magna**

Nos ensaios para verificação de toxicidade foi utilizado o microcrustáceo *Daphnia magna* com idade entre 6 e 24 horas, que foram submetidas a cinco diferentes diluições da amostra, com 6,5%, 13%, 25%, 50% e 100% de concentração e um teste controle. Além disso, foram realizadas quatro réplicas por concentração. A toxicidade foi medida em termos de efeito sobre a mobilidade e o fator utilizado foi o CE₅₀; 48 horas, que aponta a concentração da amostra que causa imobilidade a 50% dos organismos teste, no período de 48 horas de exposição.

A metodologia utilizada foi determinada pelo laboratório que executou os testes e de acordo com a ABNT para Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia* spp (Crustacea, Cladocera) ABNT 12713 de 2016.

- **Microtox**

Para o teste de Microtox foi utilizado a bactéria *Vibrio fischeri*, que é um organismo marinho que emite luminosidade naturalmente. No ensaio, uma pequena quantidade de bactérias é exposta a amostra e a avaliação do efeito é realizada através da verificação da alteração da emissão de luz, indicando a quantidade de organismos afetados pela carga tóxica. A toxicidade é medida em CE50 (concentração da amostra que apresenta efeito de 50% sobre o organismo indicador) e CE20 (concentração da amostra que apresenta efeito de 20% sobre o organismo), observando-se a redução da luminescência das bactérias. Quando não há decréscimo na produção de luz, significa ausência de efeito tóxico.

Os ensaios de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri* foram realizados de acordo com a ABNT NBR 15411-3 de 2012 e o método descrito acima foi determinado pelo laboratório contratado pelo aterro para execução dos testes.

Uma relação de Limites Máximos de Toxicidade Aguda para *Daphnia magna* e *Vibrio fischeri* de efluentes de diferentes categorias é disponibilizado na Portaria N° 017/02 – FATMA de 18/04/2002 e pode ser observada no Quadro 3 apresentado abaixo.

Quadro 3 – Limites máximos de toxicidade aguda

Origem dos Efluentes		<i>Daphnia magna</i>	<i>Vibrio fischeri</i>
Categoria da Atividade	Subcategoria da Atividade	FTD	FTB
Metal Mecânica	Siderurgia, metalurgia, galvanoplastia	4	6
Alimentícia	Bebidas e alimentos.	2	4
Esgotos domésticos e/ou hospitalares	–	1	4
Resíduos Urbanos	Efluentes de aterros sanitários	8	16
Papel e Celulose	–	2	4
Couros, peles e produtos similares	–	4	6
Têxtil	Beneficiamento e tinturaria	2	2
Química	Produtos químicos não especificados ou não classificados	2	4
Farmacêutica	–	2	4
Demais atividades		8	8

Fonte: Adaptado de Santa Catarina (2002).

3.6. DIMENSIONAMENTO DA LAGOA FACULTATIVA

Para o presente trabalho, foi realizado a verificação do dimensionamento e a conformidade deste com os valores indicados na literatura apenas para a Lagoa Facultativa. Isso se deve ao fato da disponibilidade de dados apenas da Entrada e Saída do sistema completo de tratamento de lixiviado. Portanto, para que fosse possível uma verificação plausível do dimensionamento de cada lagoa seriam necessários dados de monitoramento da entrada e saída de cada lagoa. Sabendo disso parte-se para a definição dos principais e mais importantes parâmetros de projeto, que como descrito por Von Sperling (1995) são: a taxa de aplicação superficial, a profundidade da lagoa, o tempo de detenção e a geometria (relação comprimento/largura).

- **Taxa de aplicação superficial**

O cálculo da área requerida para a lagoa é realizado em função da taxa de aplicação superficial e a taxa a ser adotada pode variar de acordo com a temperatura local, a latitude, a exposição solar, a altitude entre outros. Portanto pode-se dizer que este critério de projeto baseia-se na necessidade de uma determinada área de exposição ao sol, com o objetivo de garantir a fotossíntese e assim, obter produção significativa de oxigênio para a estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 1995).

A taxa de aplicação superficial é calculada levando-se em consideração a temperatura média do mês mais frio do ano e todos os critérios encontrados baseiam-se em sistemas para tratamento de esgoto doméstico. Os autores Nakamura (2012) e Silva (2007) utilizaram-se dos mesmos critérios para a avaliação de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com sistema de lagoas, e em ambos os casos utilizou-se o valor de 250 kgDBO₅/ha.d, que também será adotado para os cálculos do presente estudo.

Sabendo disso tem-se a equação da área requerida:

$$A = L/L_s$$

Onde:

A = área requerida para a lagoa (ha)

L = carga de DBO total (kgDBO₅/d)

L_s = taxa de aplicação superficial (kgDBO₅/ha.d)

- **Profundidade**

A profundidade da lagoa tem influência direta na zona aeróbia desta, já que a medida que a profundidade aumenta, a incidência de luz diminui devido a cor, turbidez e concentração de algas e como já descrito, a partir de certa profundidade as condições se alteram para anóxicas e anaeróbias. Sabe-se que a faixa de profundidades a serem adotadas em projetos variam entre 1,5 e 3,0 metros e que lagoas mais profundas apresentam mais vantagens em relação a lagoas rasas. Como citado por Von Sperling (1995), lagoas rasas podem ser mais afetadas pela variação de temperatura, além de correrem o risco de se comportarem como totalmente aeróbias. Neste sentido, as lagoas mais profundas apresentam maior estabilidade e sofrem menor influência das condições ambientais, geralmente produzindo efluentes com qualidade maior e mais uniforme.

Portanto a profundidade se apresenta como um parâmetro de fundamental importância para a determinação da forma de operação da lagoa, influenciando diretamente no tratamento do lixiviado.

- **Tempo de detenção**

Algumas condições locais, como a temperatura e a precipitação influenciam no tempo de detenção necessário para que ocorra a oxidação da matéria orgânica. No tratamento de esgotos domésticos, este tempo pode variar entre 15 e 45 dias. Como apontado por Von Sperling (1995), águas residuárias que apresentam altas concentrações tem tempo de detenção maiores, já que o cálculo da área é realizado com base na carga orgânica.

O tempo de detenção se associa ao volume e à vazão da lagoa, como apresentado na equação abaixo.

$$t = V/Q$$

Onde:

t = tempo de detenção (d)

V = volume da lagoa (m³)

Q = vazão média afluyente (m³/d)

- **Geometria da lagoa**

A relação entre o comprimento (L) e a largura (B) também é um critério importante já que influencia no regime hidráulico da lagoa. Os sistemas que apresentam uma relação L/B mais elevada tendem a um regime de fluxo de pistão, enquanto lagoas com baixa relação L/B, em torno de 1,0, tendem a um regime de mistura completa e possuem conformação quadrada. A faixa de relação L/B mais comum apresentada por EPA (1983) e Abdel-Razik (1991) varia entre 2 e 4.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e a análise dos mesmos serão apresentados a seguir, contando com dados de precipitação mensal do período estudado, bem como os resultados das análises e o comportamento da toxicidade do lixiviado estudado.

4.1. MONITORAMENTO

4.1.1. Avaliação do desempenho da ETE

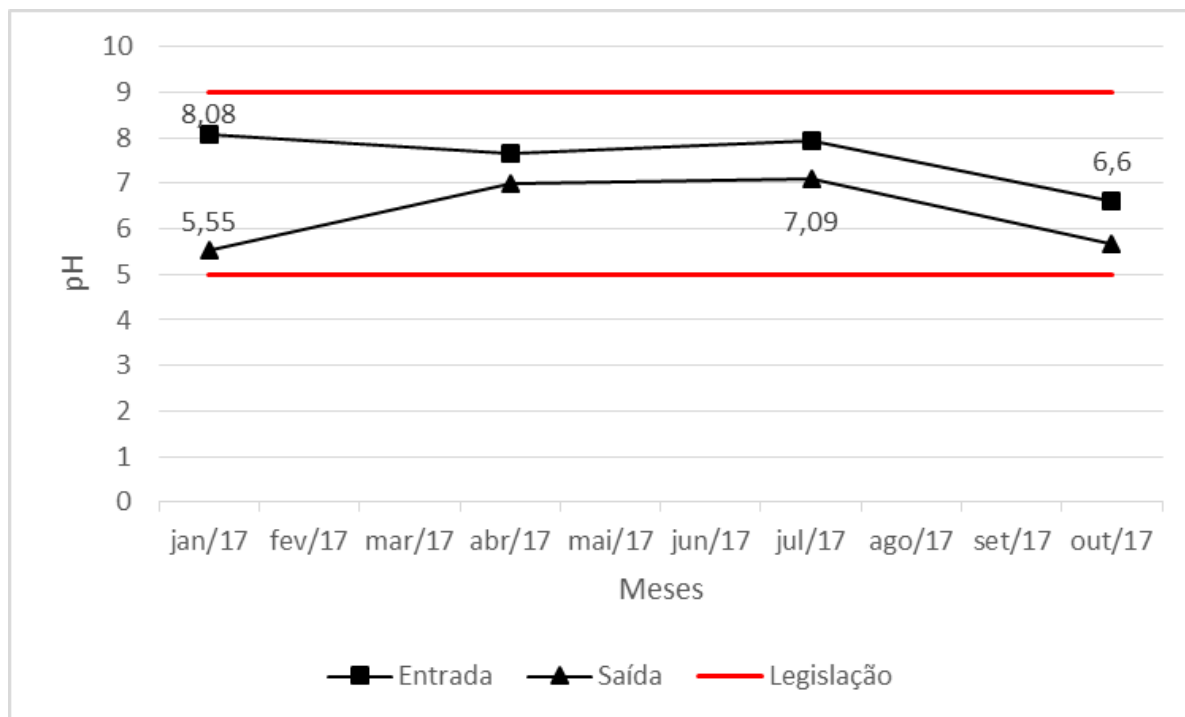
Os dados apresentados a seguir, tanto de entrada como de saída, correspondem aos meses destacados na Figura 21, exceto para os parâmetros de DQO, DBO, Oxigênio Dissolvido, pH e Fósforo, que devido alguns ajustes, foram retirados e não estão presentes nas análises do mês de janeiro de 2018. Este reajustamento foi realizado conforme a troca do laboratório que realizava as análises para o aterro, com isso, alguns parâmetros foram removidos devido à não exigência pela Licença Ambiental de Operação (LAO).

- **Potencial Hidrogeniônico (pH)**

Uma série de reações químicas e algumas atividades microbianas são afetadas diretamente pelo pH. Em se tratando do tratamento de lixiviado, sabe-se que valores de pH distantes da faixa de neutralidade (pH = 7: neutralidade) afetam a taxa de crescimento de microrganismos e altos valores de pH facilitam a precipitação de metais (VON SPERLING, 2005).

Neste estudo, o pH apresentou certa variação, compreendendo a faixa de 6,6 a 8,08 na entrada da estação e de 5,55 a 7,09 na saída da estação, conforme observado na Figura 10.

Figura 10 – Variação temporal de pH



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

O que ocorre nas lagoas facultativas é uma elevação do pH devido à fotossíntese, que retira a acidez carbônica removendo o CO_2 do meio. Além disso, altos valores de pH favorecem a volatilização da amônia na sua forma livre (VON SPERLING, 2017).

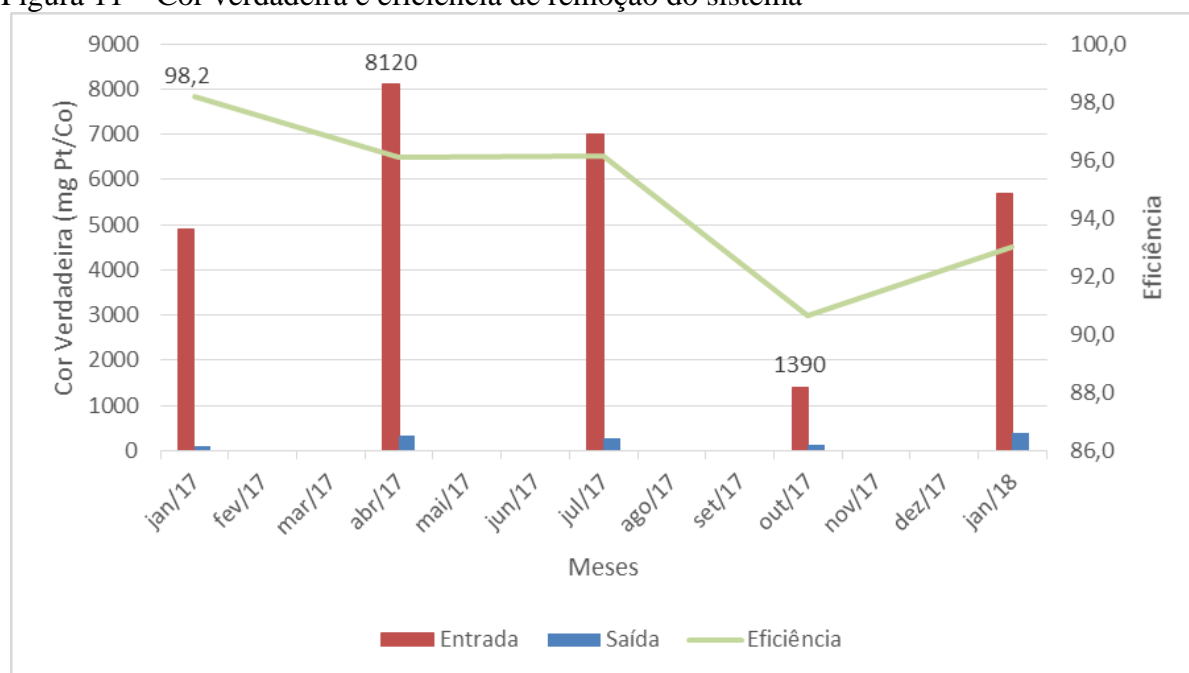
Os valores de pH alcalinos apresentados para a entrada do sistema de tratamento do lixiviado também podem indicar que o aterro se encontra em transição de fase acidogênica (Etapa de conversão de materiais particulados em materiais dissolvidos simples por meio da hidrólise) para metanogênica (etapa final da conversão anaeróbia dos substratos orgânicos, gerando metano e dióxido de carbono) (CHERNICHARO, 2016).

- **Cor Verdadeira**

A cor é um dos principais responsáveis pela coloração nos efluentes, constituída de sólidos dissolvidos, no caso do lixiviado de aterro é advinda da decomposição da matéria orgânica, principalmente devido aos ácidos húmicos e fúlvicos. Neste aspecto, torna-se importante diferenciar cor aparente de cor verdadeira, pois a cor verdadeira é obtida após a centrifugação, que elimina a parcela do valor referente à turbidez (VON SPERLING, 2005).

Como é possível observar na Figura 11, os valores em mg Pt/Co variaram de 1390 para o mês de outubro até 8120 no mês de abril de 2017. A eficiência de remoção de cor atingiu 98,2% no mês de janeiro de 2017, ficando acima de 90% para todos os meses avaliados.

Figura 11 – Cor verdadeira e eficiência de remoção do sistema



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Portanto, a partir dos resultados obtidos apresentados no gráfico acima, nota-se que a cor foi removida pelo sistema de lagoas seguida de físico químico.

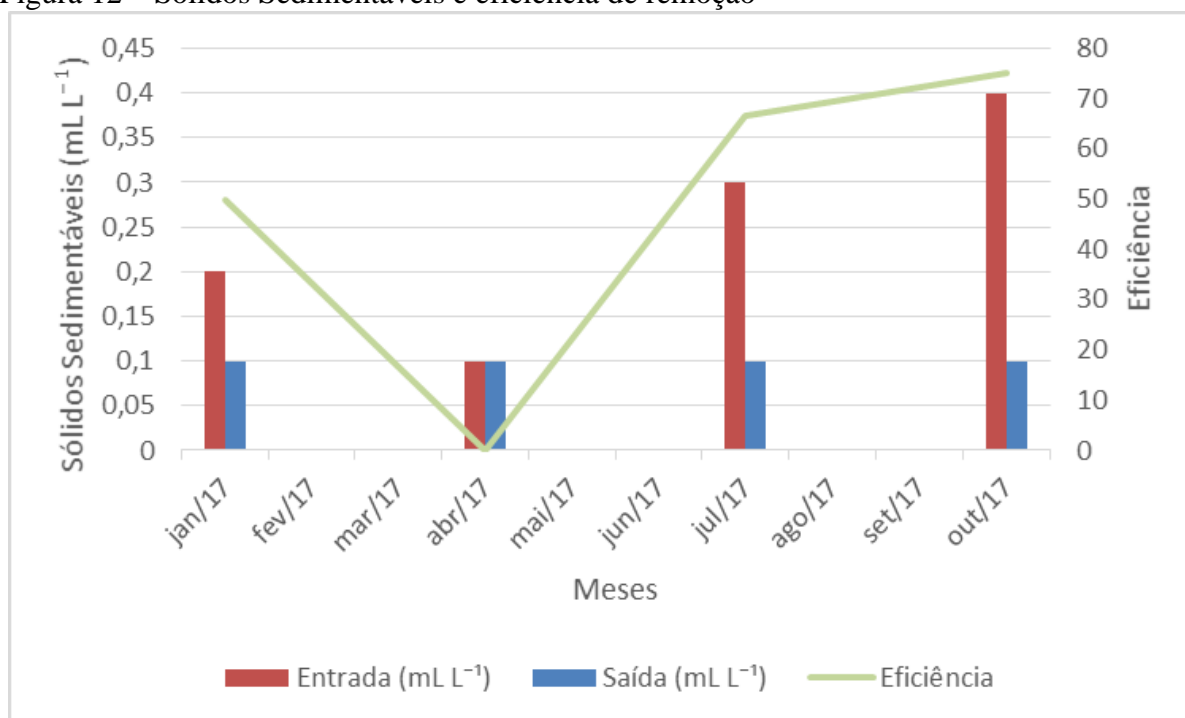
A Resolução nº 430 do CONAMA e a Lei 14.675 da FATMA não determinam valor máximo para este parâmetro para descarga em corpos hídricos, porém sabe-se que se trata de um fator de grande importância. No caso da utilização do cloro para desinfecção, este pode reagir com a matéria orgânica dissolvida, gerando produtos como trihalometanos que podem causar consequências negativas a fauna e flora aquáticas do corpo receptor.

- **Sólidos Sedimentáveis**

Altas concentrações de sólidos no sistema de tratamento podem, além de indicar a presença de elevada concentração de matéria orgânica, causar a inibição de atividade microbiana. A Figura 12 apresenta os valores obtidos durante o período avaliado.

Pode-se observar que o efluente apresentou valores entre $0,1 \text{ mL L}^{-1}$ e $0,4 \text{ mL L}^{-1}$, gerando um valor médio de $0,25 \text{ mL L}^{-1}$ na entrada do sistema, e que todas as amostras obtiveram remoção chegando a apresentar eficiência de 75%, com exceção do mês de Abril, em que os valores tanto de entrada quanto de saída se apresentaram baixos, com concentração de $0,1 \text{ mL L}^{-1}$.

Figura 12 – Sólidos Sedimentáveis e eficiência de remoção



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

A Resolução n° 430 do CONAMA determina valores máximos de sólidos sedimentáveis que sejam $\leq 1,0 \text{ mL L}^{-1}$, para lançamento do efluente em corpos hídricos. Sendo assim, este parâmetro atendeu a legislação pertinente.

- **Série de Nitrogênio**

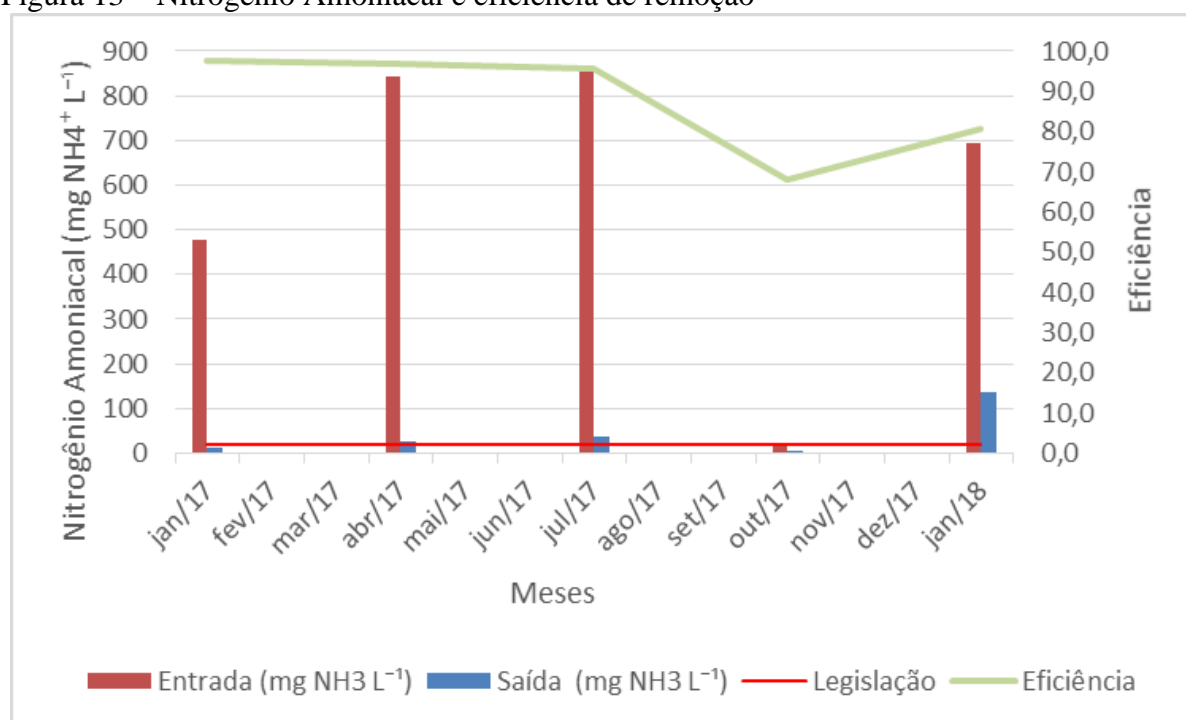
Apesar de o nitrogênio ser um nutriente fundamental para os processos metabólicos dos microrganismos, quando em alta concentração no meio, pode causar eutrofização e dependendo de sua forma pode ser tóxico à biota. Dentre as formas da qual este elemento pode ser encontrado, destacam-se o nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4), o nitrito (NO_2) e o nitrato (NO_3). No ambiente, seu processo de transformação da forma reduzida para oxidada ocorre por conversão, da forma de amônia a nitrito e em seguida para nitrato (BASSANI, 2010).

A remoção do nitrogênio em sistemas de lagoas ocorre através dos processos de volatilização da amônia, da assimilação da amônia e dos nitratos pelas algas, da nitrificação e desnitrificação e da sedimentação do nitrogênio orgânico particulado. A amônia em sua forma livre é passível de volatilização, podendo ser removida por processos físico químicos, por meio da elevação do pH (VON SPERLING, 2005).

Na entrada do sistema de tratamento, os valores para o nitrogênio amoniacal variaram de 15,7 mg L⁻¹ (out/17) a 856,8 mg L⁻¹ (jul/17), bem abaixo dos valores apresentados por Bassani (2010) para o lixiviado de um aterro de Maringá – PR, o qual detectou até 1.186 mg L⁻¹.

Apesar disso, pode-se observar na Figura 13 que na saída do sistema houve redução dos valores, alcançando eficiência de remoção de até 97,7%.

Figura 13 – Nitrogênio Amoniacal e eficiência de remoção

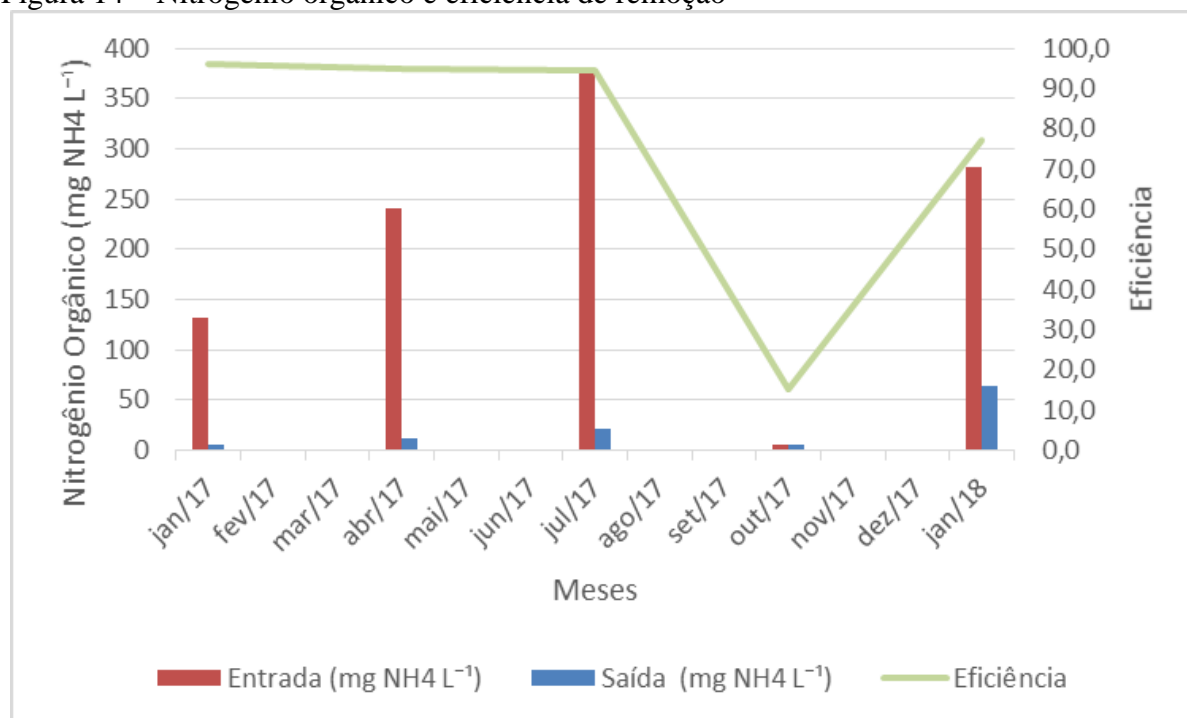


Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Apesar da redução das concentrações de nitrogênio amoniacal após o tratamento, para os meses de abril/2017, julho/2017 e janeiro/2018, tal redução não foi suficiente para deixá-lo de acordo com o estabelecido na Resolução já citada anteriormente, que determina máximo de 20 mg L⁻¹.

A presença de nitrogênio orgânico pode ser visualizada na Figura 14, onde na entrada do sistema foram detectados níveis de concentração de até 375,2 mg L⁻¹, atingindo eficiência de remoção de até 96,2%.

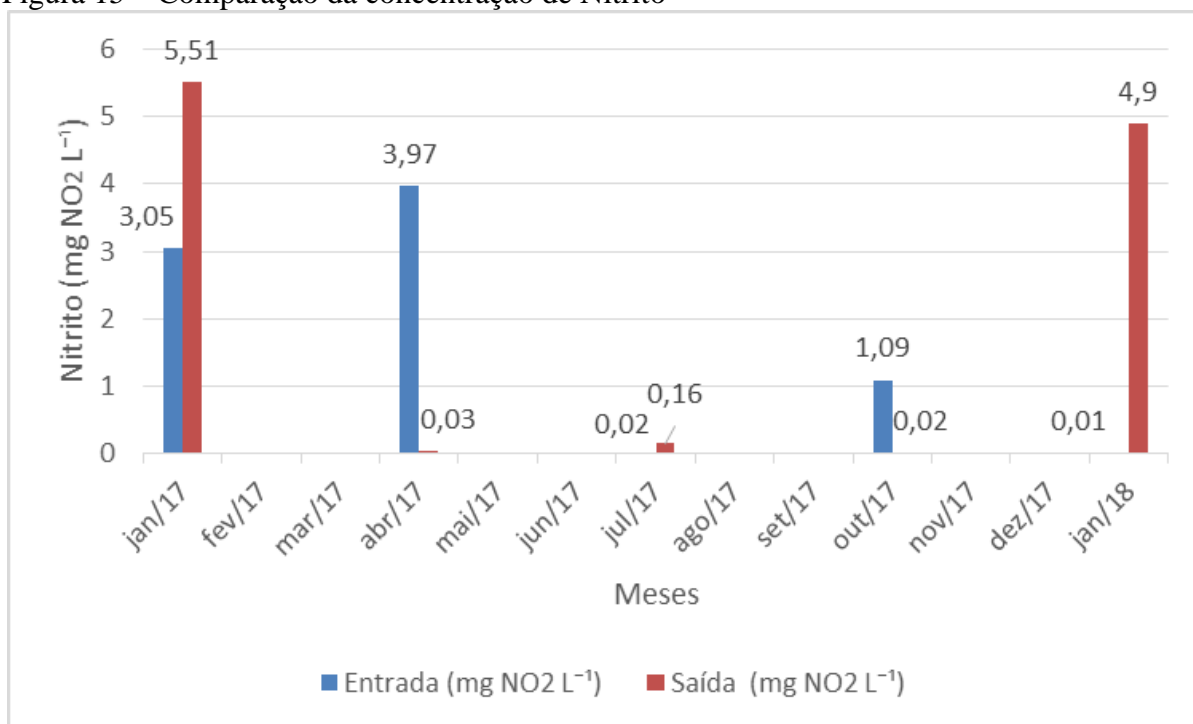
Figura 14 – Nitrogênio orgânico e eficiência de remoção



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Em relação ao nitrito, sua presença foi mensurada em baixas concentrações durante todo o período não obedeceu uma sequência lógica, variando de 0,01 mg L⁻¹ a 3,97 mg L⁻¹ na Entrada do sistema. A baixa concentração de nitrito encontrada sugere que o processo de nitrificação foi completo, apesar de ser considerado pouco representativo por Von Sperling (1995) em lagoas facultativas e aeradas. Um fator a ser observado na Figura 15, foi o aumento da concentração deste parâmetro na saída do sistema de tratamento, conforme os valores apresentados para os meses de janeiro/2017, julho/2017 e janeiro/2018.

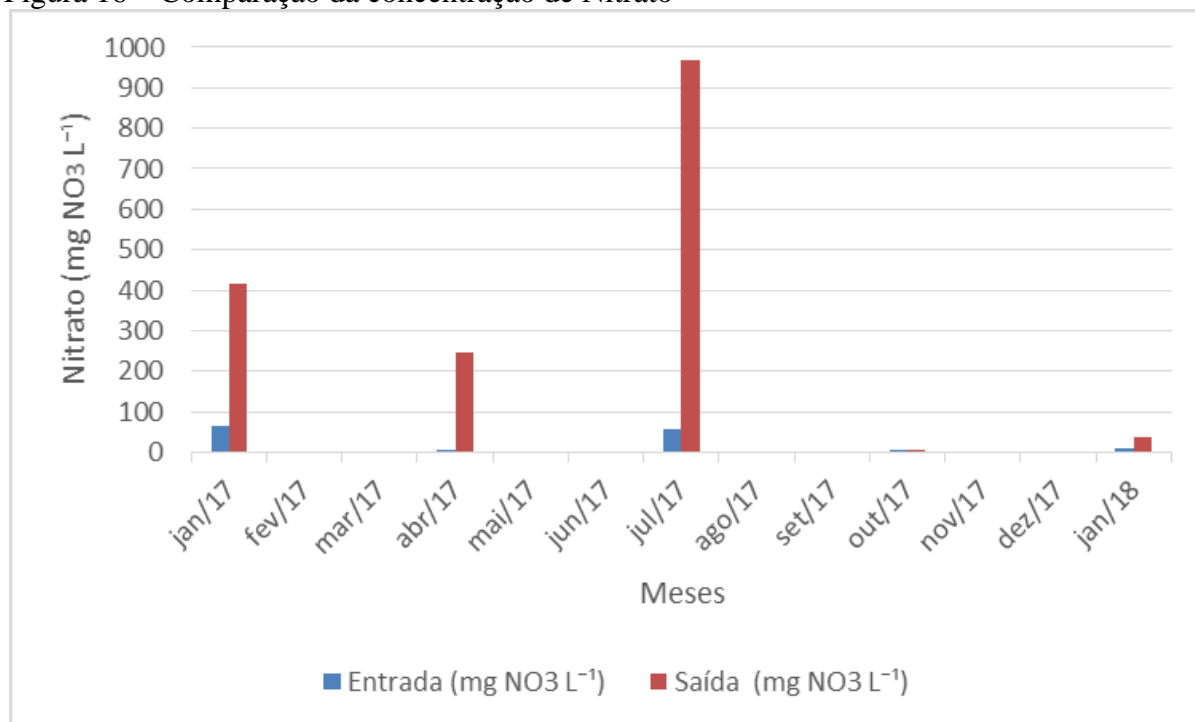
Figura 15 – Comparação da concentração de Nitrito



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

No caso do Nitrato, este foi mensurado em maiores concentrações na saída do sistema em comparação ao lixiviado bruto. Pode-se observar na Figura 16, que na entrada do sistema os valores variaram de 1,1 mg L⁻¹ a 64 mg L⁻¹, já na saída do sistema de tratamento, os valores atingiram 970 mg L⁻¹ no mês de julho/2017. A única exceção foi o mês de outubro/2017, em que houve redução da concentração de nitrato na saída do sistema. Pode-se verificar uma predominância do processo de nitrificação através da observação da Figura 16, sugerindo que no mês de Outubro, ao invés da nitrificação, a volatilização da amônia assumiu o principal mecanismo de remoção de nitrogênio.

Figura 16 – Comparação da concentração de Nitrato



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Comparando os valores da série de nitrogênio apresentadas neste trabalho com os valores obtidos por Souto e Povinelli (2007), considera-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal para a entrada do sistema obedeceram a faixa indicada pelos autores, de 0,4 a 2.970 mg L⁻¹. As concentrações de nitrito também se enquadraram na variação estipulada entre não detectado e 49 mg L⁻¹. Já as concentrações de nitrato obedeceram os valores indicados pelos autores na entrada do sistema, de não detectado a 11 mg L⁻¹, porém na saída ultrapassaram exorbitantemente estes valores.

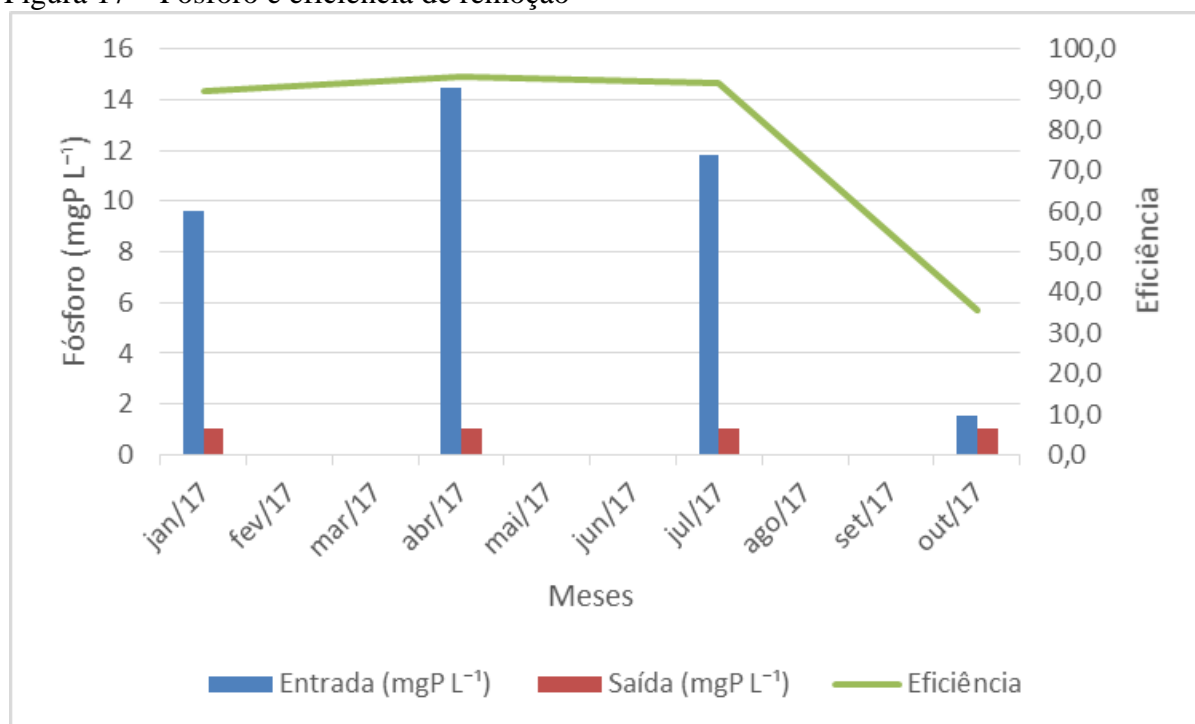
A presença do nitrogênio na forma amoniacal e orgânica indicam que a entrada do sistema apresenta meio em condições anaeróbias, enquanto que a presença elevada de nitritos e nitratos na saída do sistema indicam meio em condições aeróbias. Tendo em vista o layout da estação de tratamento, as condições aeróbias nas fases finais são justificadas pelo funcionamento dos aeradores das lagoas e pelos tempos de detenção hidráulica destas. Já as condições anaeróbias na entrada, estão relacionadas aos baixos níveis de oxigênio dissolvido do lixiviado e das condições de funcionamento da lagoa, que podem ser mais semelhantes a de uma lagoa anaeróbia do que de uma lagoa facultativa.

- **Fósforo**

O fósforo, assim como o nitrogênio, se trata de um nutriente essencial aos processos metabólicos dos microrganismos presentes no tratamento de lixiviado. Sua presença geralmente é associada aos resíduos aterrados compostos de proteínas, detergentes e desinfetantes. Sua importância também está associada ao fato de ser um elemento essencial para os microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005).

Durante o período de monitoramento foram detectados valores de concentração variando de $1,55 \text{ mg L}^{-1}$ a $14,5 \text{ mg L}^{-1}$ na entrada do sistema de tratamento, como é possível observar na Figura 17.

Figura 17 – Fósforo e eficiência de remoção



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Como consta na Figura 17, o processo de tratamento nas lagoas seguido de físico químico obteve até 93,1% de eficiência na remoção de fósforo, com concentrações de saída para todas as amostras $\leq 1,0 \text{ mg L}^{-1}$. Como citado por Von Sperling (1995), a remoção de fósforo por processos biológicos ocorre através da saída com o efluente final, integrado no material celular das algas, sendo difícil de ser alcançada. Portanto a precipitação química, em condições de elevado pH, assumiu grande importância na alta eficiência de remoção

alcançada. As concentrações de entrada também se encontram em conformidade com os valores apresentados por Souto e Povinelli (2007), que indicaram faixas variando entre 0,1 mg L⁻¹ e 38 mg L⁻¹.

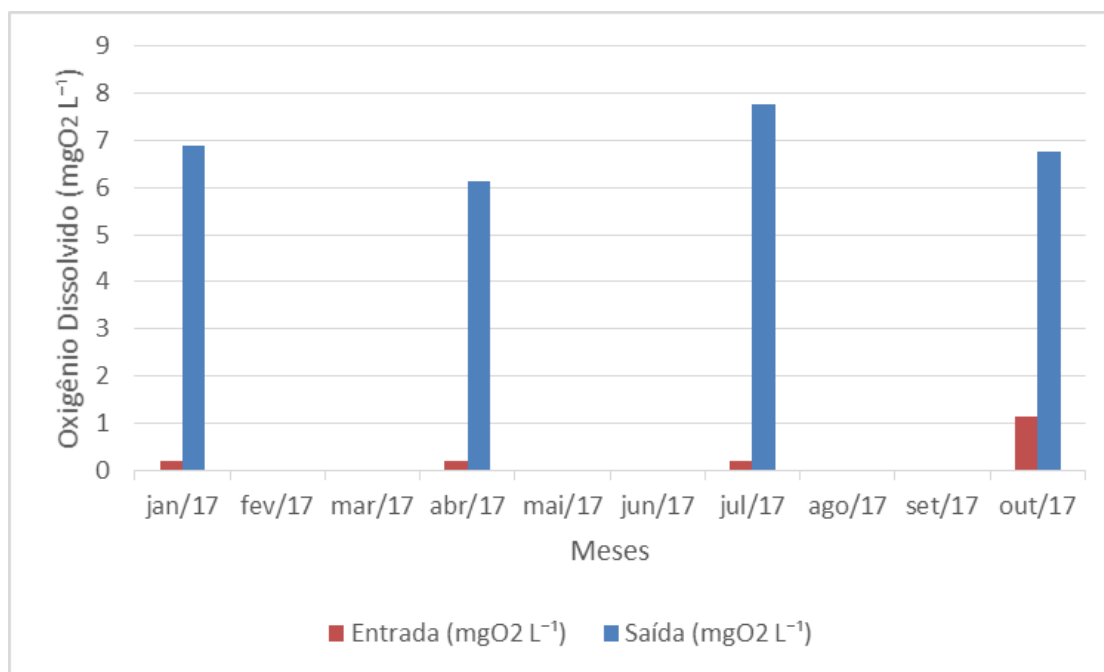
- **Oxigênio Dissolvido**

Em um sistema que conta com lagoas aeradas e facultativas, o oxigênio representa grande importância para os microrganismos aeróbios envolvidos no processo. Este elemento faz parte do processo metabólico destes organismos e sua concentração no efluente é afetada pela decomposição da matéria orgânica, pela respiração dos organismos e pela oxidação dos compostos químicos (VON SPERLING, 1995).

Na entrada do sistema em monitoramento, foram detectados valores de oxigênio dissolvido variando de 0,2 mgO₂ L⁻¹ a 1,14 mgO₂ L⁻¹, próximo dos valores encontrados por Bassani (2010), que ficaram em torno de 0,3 mgO₂ L⁻¹ a 3,98 mgO₂ L⁻¹.

Já na saída do sistema, foram detectadas concentrações sempre acima do inicial, variando entre 6,12 mgO₂ L⁻¹ e 7,76 mgO₂ L⁻¹, como é possível observar na Figura 18. O aumento dos níveis de concentração desse parâmetro pode estar relacionado à inserção de oxigênio dissolvido pelos aeradores, bem como pelo alto tempo de detenção hidráulica da lagoa. Esta última justificativa necessitaria de um estudo mais detalhado, com verificação do funcionamento de cada lagoa separadamente para que seja possível identificar qual fator tem maior influência neste resultado.

Figura 18 – Concentração de Oxigênio dissolvido



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

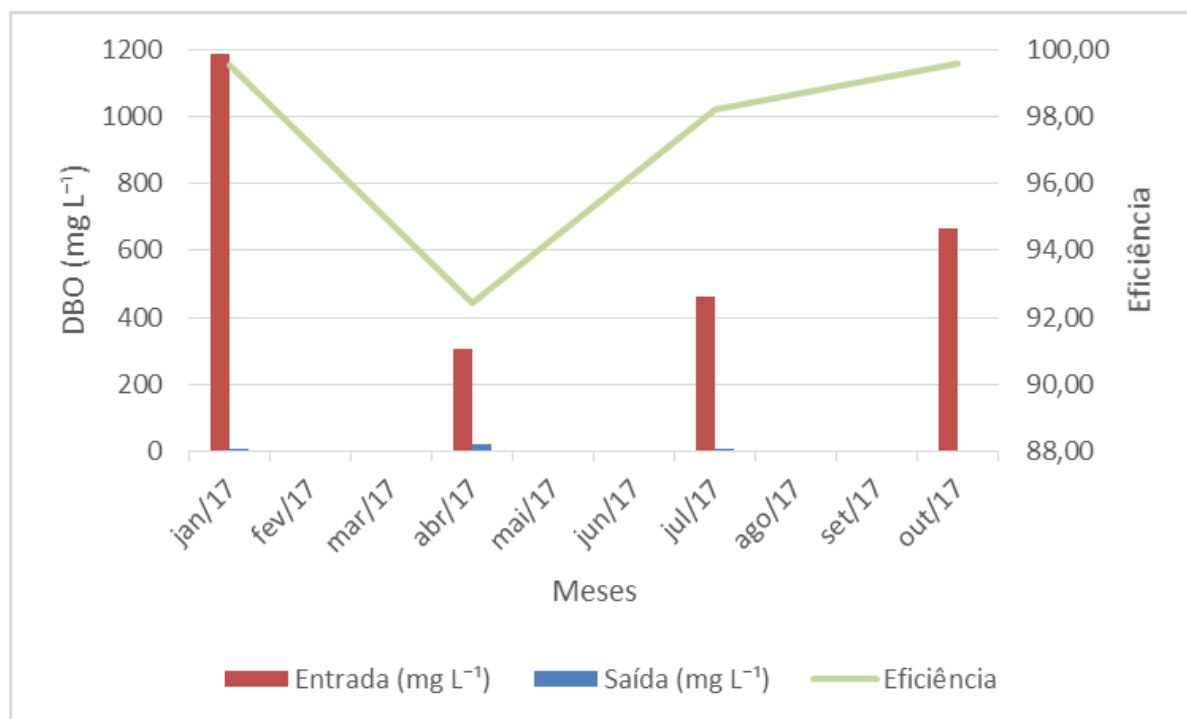
Os altos níveis de concentração de oxigênio dissolvido na saída do sistema podem ser apontados como ponto positivo no lançamento deste efluente no corpo hídrico, além disso podem indicar bons níveis de estabilização da matéria orgânica.

- **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

A medição do consumo de oxigênio se faz importante para determinar o potencial poluidor do efluente estudado. Utiliza-se a DBO pois esta retrata *a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar; através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea*, indicando indiretamente a quantidade de carbono orgânico biodegradável (VON SPERLING, 2005).

As concentrações de DBO variaram substancialmente no decorrer do período monitorado e pode-se dizer que não foi possível relacionar os valores encontrados com uma influência considerável da precipitação pluviométrica. Os valores na entrada do sistema variaram entre 462 mg L⁻¹ e 1186 mg L⁻¹, como é possível observar na Figura 19. O sistema obteve bons níveis de eficiência de remoção, chegando a 99,58%, com média de concentração de saída em torno de 9,95 mg L⁻¹.

Figura 19 – Variação de DBO e eficiência do sistema



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Os valores de eficiência de remoção ficaram acima de 92% para todas as amostras durante o período de monitoramento, estando portanto, de acordo com o estabelecido pela Legislação da FATMA, Lei 14.675, que exige redução de no mínimo 80%.

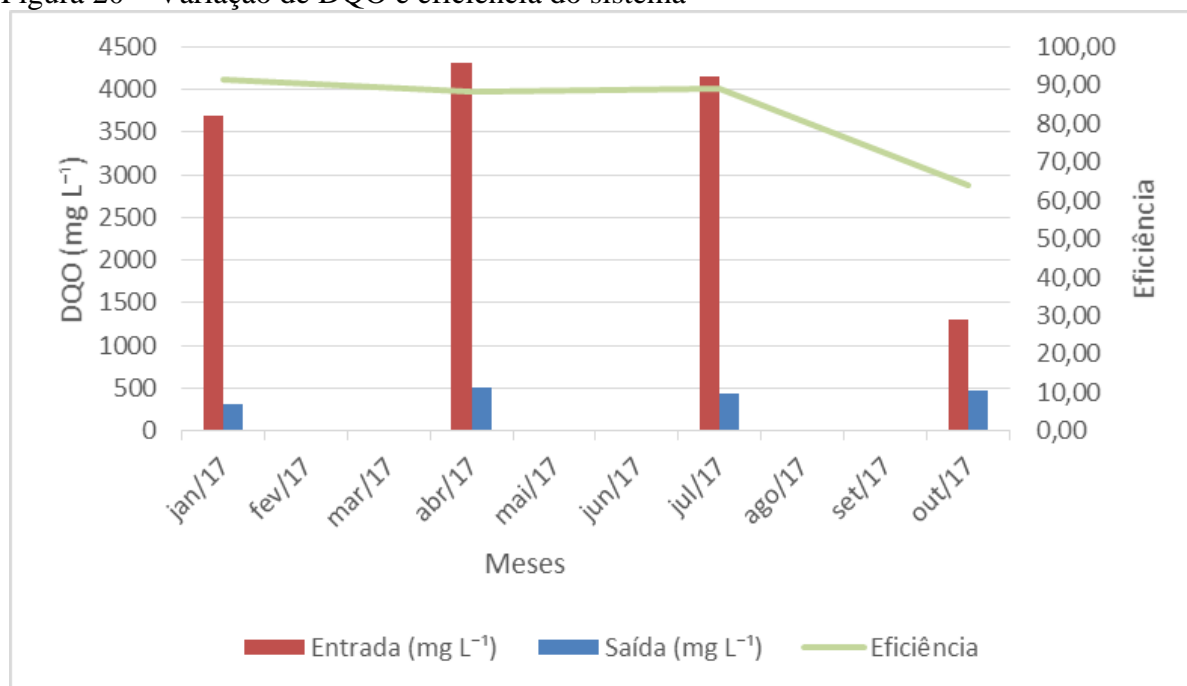
A impossibilidade de relacionar os dados de precipitação aos dados de concentração de DBO nesse caso pode ser explicado pela existência e bom funcionamento do sistema de drenagem de águas pluviais, que diminui o aumento do volume da água da chuva que infiltra nas células do aterro e conseqüentemente, no sistema de tratamento de lixiviado.

• Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Da mesma forma que a DBO, a Demanda Química de Oxigênio é de fundamental importância para a caracterização e avaliação de processos de tratamento de lixiviados. Nesse caso, através da determinação do consumo de oxigênio ocorrido em função da oxidação química da matéria orgânica.

Pode-se verificar na Figura 20, que as concentrações de DQO ficaram entre 1311 mg L⁻¹ e 4310 mg L⁻¹, bem acima dos valores encontrados por Bassani (2010), que variaram em torno de 808 mg L⁻¹.

Figura 20 – Variação de DQO e eficiência do sistema



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Quando comparado a outros estudos sobre lixiviados, pode-se perceber a complexidade deste tipo de efluente, principalmente devido à quantidade de variáveis envolvidas.

A relação entre os parâmetros DQO e DBO pode auxiliar no entendimento da estabilização do sistema. A relação para o lixiviado na entrada do sistema variou de 2,0 a 14,0, que segundo Von Sperling (2005), trata-se de uma relação considerada alta, em que a fração não biodegradável é elevada e indica-se o tratamento físico químico.

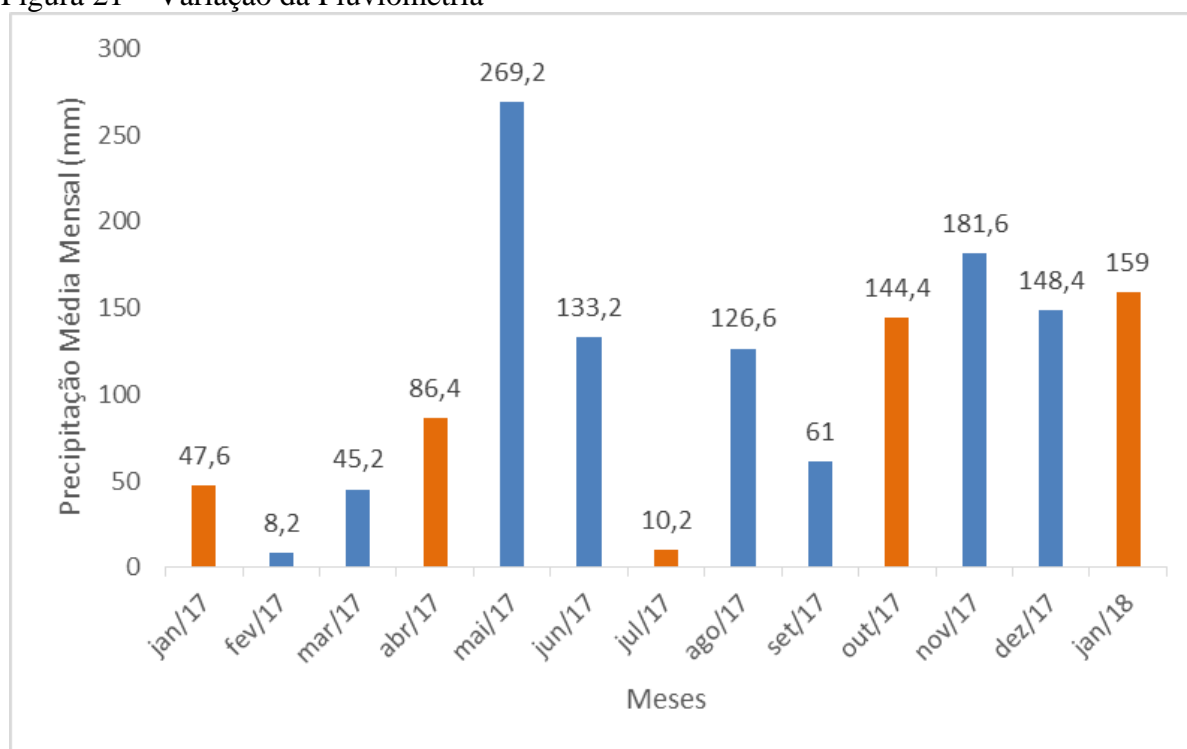
Os altos valores de DQO em relação aos de DBO indicam quantidade significativa de matéria orgânica resistente à oxidação biológica. Portanto a eficiência de remoção do sistema em estudo, que alcançou 91,43%, pode ser atribuída ao uso do processo de tratamento físico químico junto ao sistema de lagoas.

Uma consideração importante a se fazer neste caso é que a relação DQO/DBO varia à medida que o efluente passa pelas unidades de tratamento. Com isso, ocorre uma tendência de aumento da relação devido a diminuição da fração biodegradável, contudo, a fração inerte permanece quase inalterada. Desta forma, quanto maior for a eficiência do tratamento na remoção de matéria orgânica biodegradável, maior será a relação DQO/DBO.

Como é possível observar na Figura 21, a distribuição de chuvas foi bastante irregular durante o período estudado. As colunas destacadas em cor alaranjada correspondem aos

meses em que foram realizadas coletas na estação de tratamento. Dentre estes dados, destacam-se os meses de julho de 2017 e janeiro de 2018, que apresentaram o menor índice (10,2 mm) e maior índice (159 mm), respectivamente. A influência e os impactos destes dados nos parâmetros analisados podem ser vistos no decorrer do presente trabalho.

Figura 21 – Variação da Pluviometria



Fonte: BRASIL, Agência Nacional de Águas, 2018.

A falta de uma estação pluviométrica no mesmo município em que o aterro se encontra pode ter prejudicado a verificação da relação entre a precipitação e sua influência sobre os parâmetros avaliados. Devido ao fato de os dados disponibilizados no HidroWeb serem referentes a um município vizinho, estes podem não condizer com as variações sazonais do município de Ibirama.

- **Metais**

Na série de metais apresentada na Tabela 1 pode-se observar que os teores encontrados estão abaixo do limite de descarte exigido pelas legislações vigentes, 1º Legislação - CONAMA - Resolução nº 430 e 2º Legislação - FATMA Lei 14.675:2009 art. 177, observável na Tabela 2.

Tabela 1 – Série de metais

Metais	19/01/2017		13/04/2017		11/07/2017		06/10/2017		16/01/2018	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Arsênio (mg As/L)	0,0080	0,0080	0,0080	0,0080	0,0080	0,0080	0,0080	0,0080	0,0100	0,0100
Cádmio (mg Cd/L)	0,0110	0,0110	0,0110	0,0110	0,0110	0,0110	0,0110	0,0110	0,0010	0,0010
Chumbo (mg Pb/L)	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000		
Cromo Total (mg Cr/L)	0,2510	0,0310	0,7000	0,0700	0,7200	0,0510	0,0310	0,0310	0,7630	0,0540
Manganês (mg Mn/L)	1,2410	0,6850	0,6650	0,1800	1,0340	0,6440	2,2200	0,9430	2,6700	0,2220
Níquel (mg Ni/L)	0,1500	0,1500	0,1500	0,1500	0,1500	0,1500	0,1500	0,1500		
Zinco (mg Zn/L)	0,3790	0,1360	0,5030	0,0650	0,5300	0,0650	0,1600	0,0920	0,9080	0,0250
Alumínio Total (mg Al/L)	0,8850	15,6750	2,3060	0,6020	3,0480	1,4890	0,5990	3,3930	42,5000	0,4500
Ferro Solúvel (mg Fe/L)	13,5900	0,0770	5,2310	0,0140	3,4520	0,0870	2,3210	0,0800	2,8200	0,0890
Mercurio Total (mg Hg/L)	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0001	0,0001

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Vale ressaltar os valores de entrada para Ferro Solúvel, que se destacam por se apresentarem acima da média geral da série. Um dos parâmetros citados por BAIG et al. (1999) como sendo indicativo de um lixiviado estabilizado é o ferro solúvel, quando observado em concentrações elevadas. Porém neste caso, os altos valores encontrados apenas para este elemento podem ser provenientes das características dos resíduos depositados no aterro. Outro parâmetro que pode ser destacado é o alumínio, porém neste caso pode ser devido a adição de policloreto de alumínio na etapa físico química, podendo ser o mesmo efeito encontrado no tratamento de água, onde se observa alta concentração de alumínio residual devido a comum utilização de sulfato de alumínio.

Tabela 2 – Comparação dos resultados da série de metais com a legislação vigente

Metais	Média (Entrada)	Média (Saída)	1° Legislação	2° Legislação
Arsênio (mg As/L)	0,0084	0,0084	≤ 0,5	≤ 0,1
Cádmio (mg Cd/L)	0,009	0,009	≤ 0,2	–
Chumbo (mg Pb/L)	0,100	0,08	≤ 0,5	–
Cromo Total (mg Cr/L)	0,4930	0,0474	–	–
Manganês (mg Mn/L)	1,566	0,53	–	–
Níquel (mg Ni/L)	0,150	0,12	≤ 2,0	≤ 1,0
Zinco (mg Zn/L)	0,496	0,0766	≤ 5,0	≤ 1,0
Alumínio Total (mg Al/L)	9,8676	4,3218	–	–
Ferro Solúvel (mg Fe/L)	5,4828	0,0694	–	–
Mercurio Total (mg Hg/L)	0,0008	0,000816	≤ 0,01	≤ 0,005

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

4.1.2. Determinação da Toxicidade

Os resultados foram fornecidos conforme a ABNT/NBR 12713:2006, em que os valores para cálculo do Fator de Toxicidade (FT) são considerados a partir de >10% de imobilidade dos organismos expostos, no caso dos testes com *Daphnia magna*. Para o mês de julho/2017 o resultado apresentou um FT igual a 4, estando abaixo do estabelecido pela

Portaria vigente. Já para o mês de janeiro/2018 observou-se um FT igual a 8 para uma concentração CE₅₀ de 33,21%, ou seja, esta concentração causou uma imobilidade de 50% dos organismos-teste em um período de 48 horas de exposição. Este valor, apesar de estar dentro do estabelecido pela Portaria merece atenção já que se encontra no limite máximo permitido, podendo ter consequências para a fauna aquática do corpo receptor.

Os resultados para ensaio de Toxicidade Aguda com *Vibrio Fischeri* foram fornecidos conforme ABNT/NBR 15411-3:2012 e apresentaram FT igual a 1, CE₂₀ e CE₅₀ não aplicáveis, indicando que não foram observados efeitos significativos de inibição no organismo indicador. Um resumo de comparação dos resultados obtidos para os fatores de toxicidade pode ser observado abaixo.

Quadro 4 – Resumo dos resultados dos Fatores de Toxicidade

	Julho/2017	Janeiro/2018	Portaria 017/02 - FATMA
<i>Daphnia magna</i> (FTD)	4	8	8
<i>Vibrio fischeri</i> (FTB)	1	ND	16

ND: Não Detectado.

Fonte: Elaborado pelo autor

O autor Silva (2002), verificou a toxicidade de um efluente de aterro pré-tratado por processo de coagulação e floculação para os organismos *Daphnia similis* e *Vibrio Fischeri*, onde observou uma CE₅₀ de 6,42%, considerado bastante agressivo aos organismos. Vale ressaltar que o pré-tratamento utilizado pelo autor foi mais simples do que o estudado no presente trabalho e que outras variáveis podem afetar os testes de toxicidade, por exemplo, no caso da presença de substâncias que aumentam o teor de toxicidade à medida que o pH diminui.

4.1.3. Dimensionamento da Lagoa Facultativa

- **Taxa de aplicação superficial**

Como especificado na metodologia do presente trabalho, a taxa de aplicação superficial (L_s) adotada é de 250 kgDBO₅/ha.d. Sabe-se que a concentração média da DBO de entrada do sistema é de 655,25 mg L⁻¹ com uma vazão média de 40 m³/d, e que a carga (L) pode ser obtida pela razão entre concentração (S_o) e vazão (Q). Tendo conhecimento disto e fazendo as devidas conversões de unidade e substituições nas equações obtêm-se:

➤ Carga:

$$L = S_o \times Q$$

$$L = \left(655,25 \frac{g}{m^3} \times 40 \frac{m^3}{d} \right) \times \frac{1kg}{1000g}$$

$$L = 26,21 kg/d$$

➤ Área requerida:

$$A = \frac{26,21 kg/d}{250 kgDBO/ha.d}$$

$$A = 0,10484 ha$$

Portanto o valor necessário para a área requerida da lagoa fica em torno de 1048 m².

- **Profundidade**

Para a profundidade têm-se o valor ideal citado na literatura para lagoas facultativas que gira em torno de 1,80 metros. Os cálculos a seguir se baseiam nesta profundidade recomendada para projetos, porém é sabido que a profundidade real da lagoa da estação é de 6 metros.

Como valor da profundidade é possível calcular o volume (V) da lagoa, que pode ser obtido através da razão entre a área (A) e a profundidade (H).

➤ Volume:

$$V = A \times H$$

$$V = 1048,4m^2 \times 1,80m$$

$$V = 1887,12m^3$$

Portanto obtêm-se o valor de volume de 1887m³, que pode ser considerado próximo do valor fornecido pelo responsável pelo aterro no início do estudo, de 1800m³.

- **Tempo de detenção**

Com a obtenção do valor de volume (V) da lagoa e sabendo a vazão (Q) da mesma, é possível calcular o tempo de detenção (t), como demonstrado abaixo.

➤ Tempo de detenção:

$$t = \frac{V}{Q}$$

$$t = \frac{1887,12m^3}{40 m^3/d}$$

$$t = 47d$$

Sendo assim, baseado no valor de profundidade ideal de uma lagoa facultativa e o valor de volume obtido a partir deste, encontra-se um valor de tempo de detenção de 47 dias.

Além disso, é possível calcular uma estimativa do valor da DBO total a partir do cálculo dos valores de DBO solúvel (S) e DBO particulada. Através da adoção de um valor para o coeficiente de remoção de DBO (K), como descrito por Von Sperling (1995), e realizando uma correção para a temperatura deste mesmo valor, é possível encontrar um valor de K igual a 0,41 d⁻¹.

Utilizando uma equação para o modelo de mistura completa tem-se:

➤ DBO Solúvel:

$$S = \frac{S_o}{1 + K \cdot t}$$

$$S = \frac{655,25}{1 + 0,41 \times 47}$$

$$S = 32,33 \text{ mg/L}$$

➤ DBO Particulada:

Para o cálculo deste parâmetro, admite-se uma concentração de Sólidos em Suspensão (SS) de 80 mg L⁻¹ e ainda seguindo a linha de cálculos segundo Von Sperling (1995), considera-se que cada 1 mgSS L⁻¹ implica em uma DBO₅ em torno de 0,35 mg L⁻¹, portanto:

$$DBO_{particulada} = 0,35 \text{ mgDBO/mgSS} \times 80 \text{ mg/L}$$

$$DBO_{particulada} = 28 \text{ mgDBO/L}$$

➤ DBO Total:

Portanto a DBO total se dá pela soma da DBO particulada com a DBO solúvel, resultando num valor estimado de 60,33 mg L⁻¹. A partir disto é possível estimar a eficiência de remoção de DBO da lagoa através da equação abaixo.

➤ Eficiência na remoção de DBO:

$$E = \frac{S_o - S}{S_o} \times 100$$

$$E = \frac{655,25 - 60,33}{655,25} \times 100$$

$$E = 90,79\%$$

A partir das estimativas é possível chegar a um valor de eficiência de remoção de DBO da lagoa facultativa de aproximadamente 91%.

- **Geometria da lagoa**

A literatura sugere a adoção de duas lagoas em paralelo, portanto como o sistema em estudo é composto de apenas uma lagoa dividiu-se o valor da área requerida obtendo-se um valor de 524,2m². Sabendo disto aplica-se a seguinte relação para obter o cálculo das dimensões da lagoa:

$$A = L \cdot B = (2,5 \cdot B) \cdot B = 2,5 \cdot B^2 \qquad L = 2,5 \cdot B$$

$$B = \left(\frac{A}{2,5} \right)^{0,5} \qquad L = 2,5 \times 14,5$$

$$L = 36,25m$$

$$B = \left(\frac{524,2}{2,5} \right)^{0,5}$$

$$B = 14,5m$$

Sendo assim, de acordo com as estimativas a lagoa teria largura de 14,5 metros e comprimento de 36,25 metros. Como o valor de profundidade adotado resultou em valores estimados ideais da lagoa em estudo, os mesmos cálculos foram realizados para a profundidade real da lagoa, de 6 metros. A comparação entre os resultados ideais e reais pode ser observada na Tabela 3.

Tabela 3 – Comparação do dimensionamento da lagoa facultativa (ideal e real)

Parâmetros	Estimativa (ideal)	Layout da ETE (real)
Área requerida (m ²)	1048,4	1048,4
Profundidade (m)	1,8	6
Volume (m ³)	1887,12	6290,4
Tempo de Detenção (dias)	47	157
DBO Solúvel (mg/L)	32,33	10,01
DBO Particulada (mg/L)	28	-
DBO Total (mg/L)	60,33	-
Eficiência de Remoção de DBO (%)	90,79	-

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Portanto, percebe-se pela comparação, que a profundidade utilizada no *layout* atual da lagoa facultativa não é compatível com o recomendado, e que levando em consideração este

parâmetro, o tempo de detenção também se apresenta extremamente alto. Para o *layout* real da ETE não foi quantificado o valor de DBO particulada, porém se este fosse calculado através da estimativa de 28 mg L^{-1} , seria possível chegar a uma eficiência de aproximadamente 94%. Não obstante, este valor pode ser justificado pelo fato de o sistema ter apresentado elevado tempo de detenção e portanto, necessita-se de um estudo mais detalhado para verificar as reais condições de funcionamento da lagoa.

5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Neste trabalho, procurou-se avaliar o desempenho de uma estação de tratamento de lixiviado de aterro sanitário composta por um sistema de lagoas de estabilização seguido de processo físico-químico via coagulação. Além do monitoramento da referida ETE, buscou-se também verificar se o layout e as dimensões da lagoa facultativa atualmente existente se encontram em conformidade com os critérios estabelecidos na literatura.

De modo geral, entende-se que a ETE apresentou bom desempenho de remoção dos contaminantes analisados. Dentre os parâmetros monitorados, todos atenderam a legislação pertinente, apresentando eficiências médias de remoção de 83,26%, 91,75% e 77,4% para DQO, amônia e fósforo, respectivamente. Avaliando o tempo de funcionamento do aterro e baseando-se nos valores de pH encontrados, pode-se concluir que este encontra-se em transição da fase acidogênica para metanogênica, sendo um resultado de grande importância para prever o funcionamento futuro do aterro, já que isto implica no aumento da recalcitrância do lixiviado e por consequência, no desempenho dos processos de tratamento baseado em reações bioquímicas, tal como ocorre nas lagoas de estabilização.

Os resultados das análises do teste de toxicidade do efluente tratado, demonstraram que o mesmo enquadra-se dentro dos limites impostos pela legislação vigente. Contudo, cabe ressaltar a necessidade de uma maior frequência para a referida análise, tendo em vista que os últimos resultados apresentaram valores próximos ao limite máximo permitido, podendo gerar consequências para o corpo receptor em que o efluente é lançado.

Em relação ao dimensionamento da lagoa facultativa, é importante destacar que um critério de grande influência, a profundidade, não se encontra em conformidade com o estabelecido pelas normas. Através dos cálculos realizados, é possível concluir que os dados de projeto fornecidos podem estar em desacordo com os valores reais da lagoa. Consequentemente, pode-se supor que esta lagoa esteja operando majoritariamente em condições anaeróbias, diferindo do proposto por uma lagoa facultativa que possui a separação por zonas.

Diante dos resultados obtidos, entende-se que o sistema de lagoas seguido de físico-químico configura-se como uma alternativa capaz de tratar com desempenho satisfatório o lixiviado do aterro sanitário estudado. Além disso, ficou evidenciado que o dimensionamento da lagoa facultativa ou que sua forma de operação necessita ser revista. Sugere-se para o correto dimensionamento da ETE a amostragem e monitoramento de forma individual de cada

processo envolvido, e não apenas a entrada e saída da ETE, conforme realizado na presente pesquisa.

Sugere-se, também, a busca de dados pluviométricos o mais próximo possível territorialmente do aterro, para que seja possível averiguar a influência destes dados sobre o tratamento do lixiviado, bem como possibilitar uma análise do sistema de drenagem do aterro.

REFERÊNCIAS

ABNT. **NBR 12713**: ecotoxicologia aquática: toxicidade aguda – método de ensaio com *Daphnia* spp (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro: ABNT, 2009. 23 p.

ABNT. **NBR 15411-3**: ecotoxicologia aquática – determinação do efeito inibitório de amostras de águas sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente) Parte 3: método utilizando bactérias liofilizadas. Rio de Janeiro: ABNT, 2012c. 23 p.

ABNT. **NBR 8419**. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, 1992.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington-DC: American Public Health Association, USA, 1998.

BABBIT, H., DOLAND J., CLEASBY J., **Sedimentação com coagulação, abastecimento de água**. São Paulo: Edgard Blucher, 1973.

BAIG, S. et al. Treatment of Landfill Leachates: Lapeyrouse and Satrod Case Studies. **Ozone Science And Engineering**, [s.l], v. 21, n. 1, p.1-22, fev. 1999. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01919519908547255>>. Acesso em: 10 mar. 2018

BERTOLETTI, E. **Controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB. 2008. 36 p. (Série Manuais)

BILA, D. M. **Aplicação de processos combinados no tratamento do chorume**. Tese de Mestrado, PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, 2000.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTE, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1993. 764 p.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: Água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. 2. ed. São Paulo: Cetesb, 2011. 327 p.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos. **HidroWeb**. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>>. Acesso em: 16 maio 2018.

BRASIL. CONAMA. **Resolução n. 357, de 17 de março 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. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo.

BRASIL. CONAMA. **Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 92, 16 mai 2011. p. 89. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiare.cfm?codegi=646>>. Acesso em: mar. 2018.

BRASIL. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2016**. 2016. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos>>. Acesso em: 05 jul. 2018.

CAMMAROTA, M. C.; RUSSO, C.; SANT'ANA JR, G. L. Tratabilidade do chorume gerado no Aterro Sanitário metropolitano do Rio de Janeiro. **Anais do I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais**, v. 2, p. 453-473, 1994.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, 1993.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Reatores Anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2016. 379 p.

CINTRA, Ilka Soares et al. Estudo da aclimação de biomassa aeróbia na degradação de chorume de aterro sanitário. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21 Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 4**. ABES, 2001. p. 1-9.

COELHO, Pedro. Vibrio Fischeri - **Bactéria Luminescente**. 2014. Disponível em: <<http://www.engquimicasantosp.com.br/2014/08/vibrio-fischeri.html>>. Acesso em: 10 abr. 2018.

DAMATO M. **Estudo da influência do nível de tratamento de efluentes de refinarias de petróleo na sua toxicidade, empregando diferentes espécies indicadoras**. Tese de Doutorado, EPUSP. 1997.

DEZOTTI M.W., RUSSO, C. **Técnicas para caracterização de despejos qualidades das águas de despejo.** In: Técnicas de Controle Ambiental em Efluentes Líquidos, janeiro 1997.

DIAS, Inês; MELRO, Vasco. **Efeito da toxicidade do NaCl na mobilidade do microcrustáceo *Daphnia magna*.** 2012. 15 f. Tese (Doutorado) - Curso de Grupo de Disciplinas de Ecologia da Hidrosfera, Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparica, 2012.

FEEMA. **Critérios e Padrões para Controle da Toxicidade em Efluentes Líquidos Industriais.** Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, Rio de Janeiro, 1990, 213p.

FEEMA. **Método Estático de Determinação do Efeito Causado por Efluentes Líquidos Industriais em Microcrustáceos da Espécie *Daphnia similis*.** Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, Rio do Janeiro, 1993.

FERREIRA, J. A. et al. **Revisão sobre Técnicas de Tratamento de Chorume de Aterros Sanitários e Relato de casos no Estado do Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro: UFRJ, 2000.

GHERARDI-GOLDSTEIN E. Et al. **Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos.** CETESB/PROCOP Série Manuais 6, São Paulo, Brasil, 1990.

GOMES, L. P. et al. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

IM, Jeong-hoon et al. **Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system.** Water research, v. 35, n. 10, p. 2403-2410, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.** Apresentada em 2010. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 14 fev. 2018.

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas, **Manual de Gerenciamento Integrado.** CEMPRE, 1995.

JARDIM, F. Destino final: problema ou solução. **Gestão de Resíduos**, v. 1, n. 1, p. 14-20, 2006.

LIMA, Wesley Schettino de. **Avaliação do desempenho de remoção de poluentes de lixiviados: Um estudo de caso para o sistema de tratamento do aterro municipal de Betim - Minas Gerais**. 2006. 129 f. Dissertação (Pós-Graduação) - Programa de Pós-graduação em Saneamento, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

LUZ, LBD. **Estudo da toxicidade de percolados de aterro sanitário**. tech. rep., setembro, 1998.

METCALF, Eddy; EDDY, M. **Wastewater engineering: treatment and Resource recovery**. Mic Graw-Hill, USA, 1991.

MOTA S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. ABES, Rio de Janeiro, 1997.

MUNKITTRICK K.R., POWER E., SERGY G. **The relative sensitivity os microtox, daphnid, rainbow trout, and fathed minnow acute lethality tests**. Environmental Toxicology and Water Quality, vol. 6, pp. 35-62, 1991.

NAKAMURA, Claudia Yukie. **Estudo de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e da água subterrânea no entorno de aterros sanitários em Minas Gerais**. 2012. 146 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

PARANÁ. Laboratório central do estado do paraná. **Manual de coleta e envio de amostras de vigilância ambiental: manual 1.40.002 - revisão 00**. Curitiba: Governo do Estado do Paraná, 2014. 19 p.

PIRES, José Carlos de Araujo. **Projeto de Tratamento do Chorume Produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho Através de “Wetland ”**. 2002. 85 f. Tese (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio do Janeiro, 2002.

POVINELLI, J.; SOBRINHO, P. A. Introdução. In: GOMES, L. P. (Org.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. P. 19-25.

SANTA CATARINA. Fundação do Meio Ambiente – FATMA. **Portaria n° 017**, de 18 de abril de 2002. Estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências. Diário Oficial do Estado de Santa Catarina, Santa Catarina, 23 abr. 2002.

SANTA CATARINA. **Lei nº 14.675**, de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. Florianópolis, 2009.

SANTA CATARINA. **Portaria nº 017/02, de 18 de abril de 2002**. Estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências. Florianópolis, 2002.

SCARASSATI, Deivid; CARVALHO, Rogério Ferreira de; DELGADO, Viviane de Lima. **Tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos. Curso de Tecnologia em Saneamento Ambiental**. Centro Superior de Educação Tecnológica (CESET) – Unicamp, Limeira, 2003.

SERAFIM, Aline Camillo; GUSSAKOV, Karim Cazeris; SILVA, Fabiano. **Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos**. Curso de Tecnologia em Saneamento Ambiental, Centro Superior de Educação Tecnológica (CESET) – Unicamp, Limeira, 2003.

SILVA, Alessandra Cristina. **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade**. 2002. 126 f. Tese (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, Joel Dias da. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série – estudo em escala piloto**. 2007. 218 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SISINO C. L. S. **Estudo Preliminar da Contaminação Ambiental em Área de Influência do Aterro Controlado do Morro do Céu (Niterói - RJ)**. Tese de Mestrado, FIOCRUZ, 1995.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.

TCHOBANOGLOUS G., THEISEN H., VIGIL S.A. **Gestão integral de resíduos sólidos**. 1 ed., vol. 1-2. Madri:Mc Graw-Hill, Inc, 1994.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol.1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de estabilização**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2017. 196 p.