

III-INFLUÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DO COAGULANTE E DA AERAÇÃO NO TRATAMENTO DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO DE TERESINA

Johnnatha Carlos Carvalho Noronha⁽¹⁾

Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Piauí (UFPI). Pós-graduando em Meio ambiente e Saneamento Básico (Unimais). Pós-graduando em Projeto Estrutural (Unimais). Pós-graduando em Engenharia de Produção (Unimais).

Carlos Henrique da Costa Braúna⁽²⁾

Docente no Departamento de Recursos Hídricos, Geotecnia e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Piauí (UFPI). Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Piauí. Mestre em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Doutor em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC)

Danilo Prado Pires⁽³⁾

Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Piauí (UFPI). Mestre em Saneamento e Ambiente pela Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas (FEC-UNICAMP). Doutorando no Programa da Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Maria (PPGEC-UFSM).

Natalia Sousa Silva⁽⁴⁾

Graduada em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Piauí (UFPI).

Endereço⁽¹⁾: Campus Universitário Ministro Petrônio Portella - Ininga - Teresina - PI - CEP: 64049-550- Brasil
- Tel: (86) 98864-0934 - e-mail: johnnatha@ufpi.edu.br

RESUMO

O crescimento populacional e a urbanização resultaram em um aumento do consumo de produtos e, consequentemente, incrementando a geração de resíduos sólidos. A alternativa mais indicada para dispor esses resíduos são os aterros sanitários segundo a lei brasileira nº 12305/2010. Contudo, esta destinação precisa atender requisitos para que sejam atendidas às normas estabelecidas pela legislação ambiental. O lixiviado produzido pela degradação dos resíduos contidos no interior das células do aterro e pela ação das chuvas que percolam pelas mesmas podem contaminar os corpos hídricos. O lixiviado possui uma composição complexa, podendo variar de acordo com os tipos de resíduos depositados no aterro, o que influencia também na concentração de substâncias poluidoras presentes no mesmo. Devido às problemáticas ambientais causadas por essas substâncias, esta pesquisa estudou a influência da coagulação e da aeração para o tratamento do lixiviado gerado no Aterro Sanitário de Teresina (PI). O estudo foi realizado em duas partes principais, a primeira foi utilizando alteração nas concentrações de coagulante *in loco* para avaliar qual a mais eficiente e a segunda foi feita comparando a eficiência do processo com e sem o uso dos aeradores. Para esse estudo foi utilizado o sulfato de alumínio associado a um polímero aniônico como agentes coagulantes e foram medidos pH, Demanda Química de Oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio, amônia, sólidos totais, sólidos totais voláteis, coliformes totais e coliformes fecais no efluente antes e depois de passar por sistema de tratamento. Observou-se que a dosagem de 6 mL/L de sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) ofereceu maior eficiência no tratamento e que a utilização dos aeradores influenciou positivamente para maximizar a eficácia do tratamento.

PALAVRAS-CHAVE: Aterros sanitários; tratamento; lixiviado; coagulação; aeração; sulfato de alumínio.

INTRODUÇÃO

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU), no período de 2010 a 2019, aumentou de 66,7 para 79 milhões de toneladas por ano. Isso corresponde a um aumento significativo de 18,4% em quase dez anos (ABRELPE, 2020).

Nesse contexto, Brasil sancionou em agosto de 2010 a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), o qual determina que a disposição final adequada para minimizar os impactos ambientais adversos ocasionados pelos rejeitos são os aterros sanitários. Ainda segundo a diretriz, esta redução deve ocorrer desde que sejam atendidas as normas operacionais a fim de que não existam danos ou riscos à saúde e à segurança pública (BRASIL, 2010).

No município de Teresina (PI), somente em 2008, o projeto executivo do aterro sanitário dos resíduos sólidos urbanos da cidade foi finalizado, possuindo até então um aterro controlado na cidade implantado em 1993 (MONTEIRO, RAMOS & SILVA, 2019). Segundo o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Teresina, sistema de destinação final desses detritos prevê uma capacidade de tratamento e disposição final de aproximadamente de 547 t d⁻¹ durante o período de 10 anos, visto que a média per capita de RSU gerados no município seja de 1,53 kg hab d⁻¹ (TERESINA, 2018).

Nesse cenário, os aterros sanitários são essenciais para evitar a contaminação do solo, da água e do ar pelos subprodutos do lixo aterrado, como chorume e gases. Dependendo da matéria em que é originado, é possível que esse subproduto contenha altas concentrações de sólidos suspensos, metais pesados e compostos orgânicos (SERAFIM, 2003).

Existem diversas técnicas para realizar o tratamento do chorume drenado no interior das células. Atrelado a isso é necessário ter em mente que devido à complexidade da sua composição, é desafiador encontrar um sistema de tratamento que seja eficiente, economicamente viável e que garanta efetividade no processo (COSTA, ALFAIA & CAMPOS, 2019).

MATERIAIS E MÉTODOS

O local do estudo proposto nesse trabalho foi Aterro Sanitário de Teresina, localizado na zona sul do município de Teresina, capital do estado do Piauí. Ele possui área total de 50,61 ha, sendo 33,93 ha referente à área totalmente utilizada pela Célula I correspondente à área total ocupada pela Célula II e Estação de Tratamento de Efluentes. A responsável legal do Aterro Municipal de Teresina é a Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano e Habitação (SEMDUH), já o responsável pela operação é o Consórcio Teresina Ambiental (CTA).

O sistema de Tratamento de Efluente do Aterro Sanitário de Teresina, utiliza processos físicos e químicos, conforme é mostrado na Figura 1.

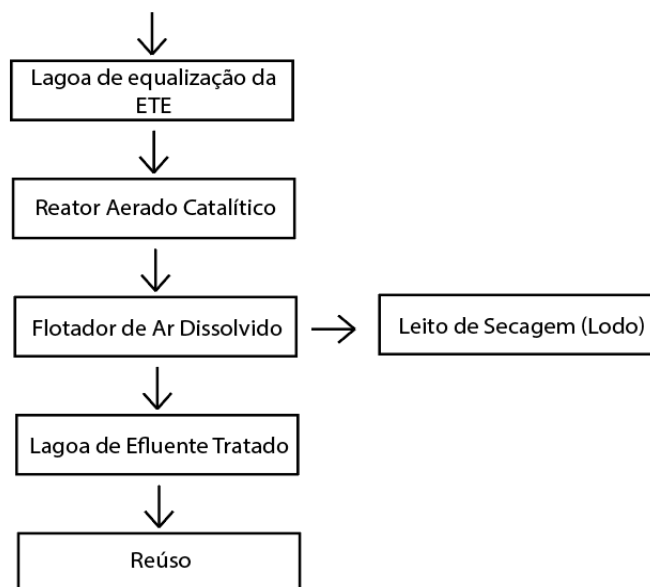


Figura 1: Layout de tratamento.

O processo de pesquisa foi dividido em duas etapas. A primeira visou determinar a influência da coagulação/floculação para o processo de tratamento através da análise das amostras no laboratório de saneamento da Universidade Federal do Piauí foi possível determinar a concentração de sulfato de alumínio ideal para o tratamento. Para essa etapa, foram testadas *in loco* as concentrações de 5, 6, 7 e 8 mL L⁻¹ de sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃) no sistema utilizado. Sendo esses valores estipulados após a observação da dosagem de coagulante da usualmente adotada no aterro sanitário e da bibliografia consultada.

Na segunda etapa da pesquisa, foi verificado o impacto da presença de aeração a montante da unidade de flotação. Foram testadas a variação e eficiência, em ambas as etapas, nos parâmetros pH, DQO, DBO, Nitrogênio amoniacal, Sólidos totais (ST) e Sólidos Voláteis (STV).

RESULTADO DA PRIMEIRA ETAPA

Após o tratamento do lixiviado, todas as concentrações testadas provocaram uma redução no pH. Como pode ser visto no gráfico da Figura 2, o pH alcalino do percolado bruto passou a ficar próximo da neutralidade em todas as dosagens de sulfato de alumínio. É possível destacar que o tratamento com a concentração de 5 mL/L resultou no pH mais próximo de 7, entretanto o tratamento com 6 mL/L foi o que apresentou maior redução percentual.

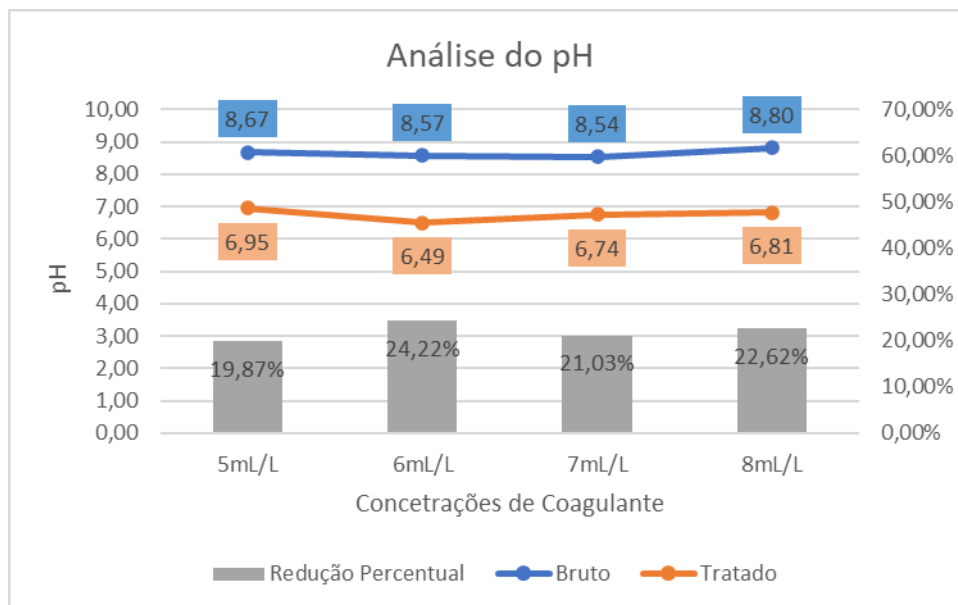


Figura 1 - Gráfico com os resultados do pH.

Observando-se os resultados, a redução do pH acontece, possivelmente, devido ao uso do sulfato de alumínio. Esse coagulante é um sal formado com a mistura de ácido sulfúrico (H_2SO_4), que é um ácido forte e o hidróxido de alumínio ($Al(OH)_3$), que é uma base fraca. Portanto, a sua dissociação em meio líquido proporciona uma acidificação do meio.

De forma geral, todas as concentrações testadas obtiveram uma taxa de remoção próxima, visto que a diferença entre os valores máximo e mínimo de redução percentual é de apenas 4,35%. Isso pode significar que a mudança na concentração de coagulante não gera uma alteração expressiva para esse parâmetro.

Nesse contexto, a pesquisa de Máximo (2007), realizada em Florianópolis (SC), a faixa de pH em que o sulfato de alumínio teve maior eficiência foi entre 4,5 e 5,0. De modo semelhante, a pesquisa de Amaral (2009), feita na cidade de São Paulo, apontou que a melhor eficiência do sulfato de alumínio foi com o pH próximo de 5,0. Entretanto, no estudo feito em Itajaí (SC) por Griebler (2014) os resultados apontam que o pH ideal para o mesmo coagulante era de 10,8.

De acordo com os trabalhos mencionados, a correção do pH levaria uma melhor taxa de eficiência do tratamento. Em função disso, é indicado que seja feita uma análise do sulfato de alumínio em meios com diferentes valores de pH. Por meio dessa análise poderá ser verificada qual faixa de pH maximizará a eficiência do coagulante.

A DQO apresentou uma tendência semelhante a observada no pH, como mostra o gráfico da Figura 3. Em todas as dosagens a DQO apresentou uma redução percentual depois do tratamento. Além disso, conforme as concentrações de coagulante foram alteradas, não foi apresentada uma diferença significativa na eficiência.

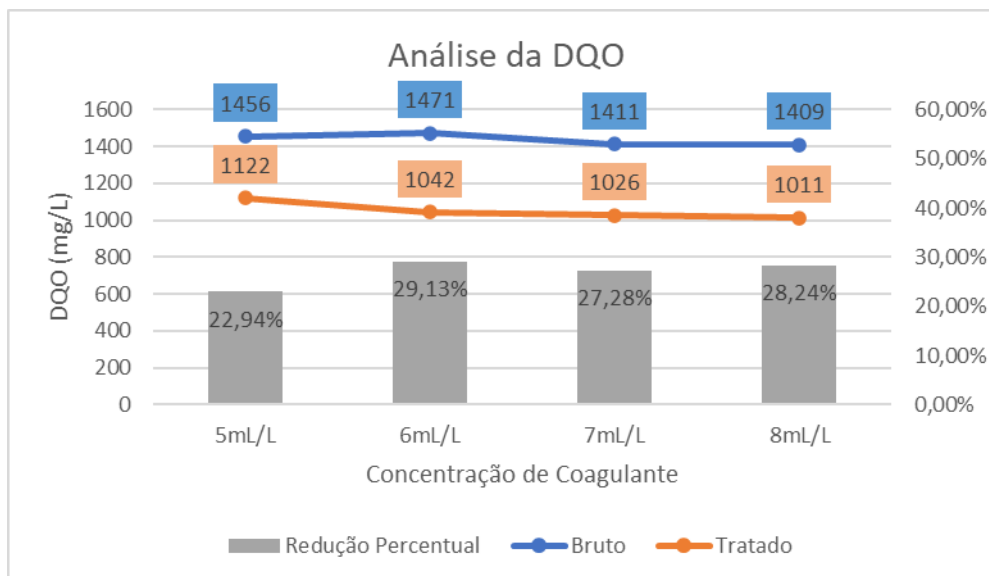


Figura 2 - Gráfico com os resultados da DQO.

Os resultados das análises de DBO mostrados na figura 4, apontam que a redução percentual aumenta ao passo que há o aumento da concentração de coagulante. Na pesquisa de Mannarino *et al.* (2006), é relatada uma DBO de 74 mg/L no lixiviado do aterro de Pirai (RJ) e obtida uma redução de 17% no valor desse parâmetro utilizando *wetlands* como tratamento. Esses baixos valores da Demanda Bioquímica de Oxigênio indicam uma presença menor de matéria orgânica no efluente se comparado aos valores de DBO para o aterro de Gramacho (RJ), que apresentou DBO média de 277 mg/L e redução percentual média de 33% na mesma pesquisa.

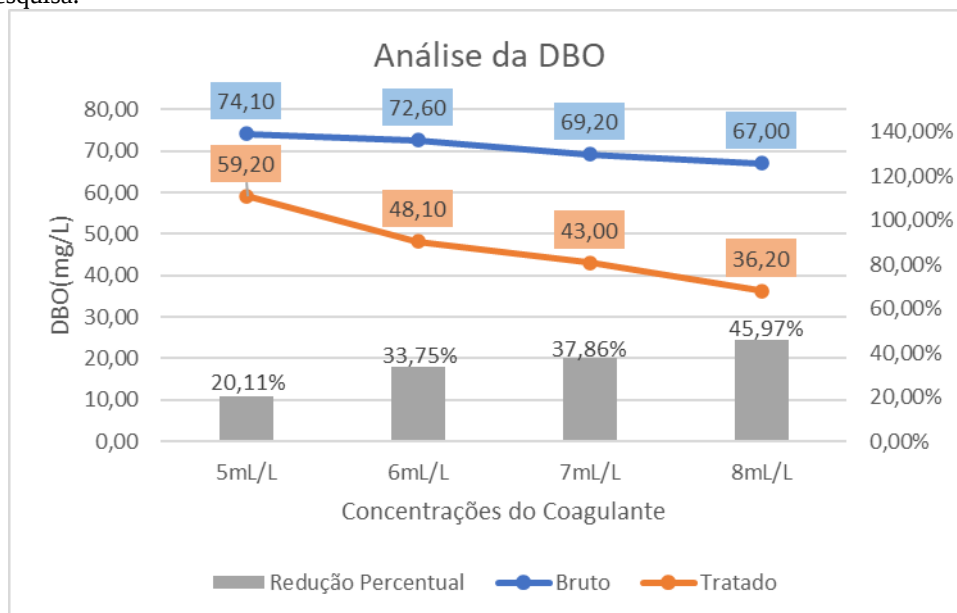


Figura 3 - Gráfico com os resultados da DBO.

Observando-se os resultados relativos à DQO, é possível notar que a redução percentual média de todas as concentrações é de aproximadamente 27%, já nos resultados referentes à DBO a taxa de redução percentual média é em torno de 32%. Esses valores indicam que o modelo de tratamento utilizado no aterro de Teresina apresenta uma sistemática com maior eficiência na remoção de composto orgânicos. Mas como foi visto na relação DBO/DQO, o lixiviado apresenta baixas concentrações de compostos orgânicos quando comparados

com os compostos químicos puros ou que não são biodegradáveis. Portanto, pode-se aferir que o sistema não esteja atuando na forma mais econômica (precisamos debater isso).

Com relação à amônia, como pode ser visto na Figura 5, após a passagem pelo sistema de tratamento a quantidade de amônia presente no lixiviado aumentou em todas as concentrações testadas. A presença de amônia no efluente é causada, provavelmente, pela degradação do nitrogênio existente em compostos orgânicos existentes nas células do aterro. Uma evidência que corrobora essa afirmação é o pH alcalino no lixiviado bruto e as condições anaeróbias dentro das células, os quais favorecem a atividade microbiológica que converte substâncias nitrogenadas em amônia.

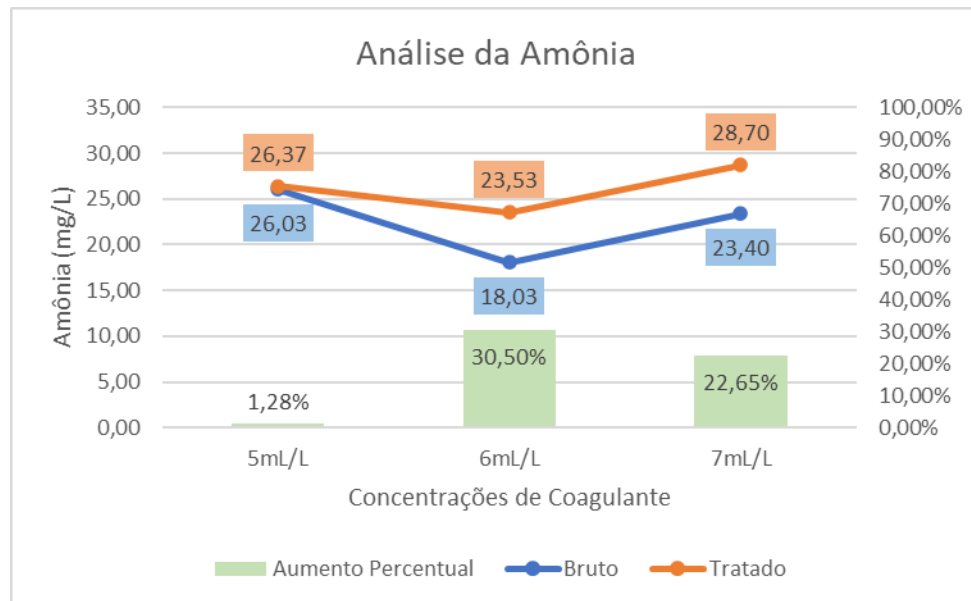


Figura 4 - Gráfico com os resultados da Amônia.

Nesse contexto, uma possível justificativa para o aumento na quantidade de nitrogênio amoniacal após o tratamento, é que o uso do coagulante associado ao flotador de ar dissolvido propicia a degradação da matéria orgânica rica em compostos orgânicos nitrogenados como proteínas, aminoácidos e ureia. Dessa forma, o método de tratamento estaria acelerando o processo de amonificação do lixiviado (GARCIA, CARDOSO & SANTOS, 2013).

A quantificação da amônia não foi possível nas amostras de 8 mL/L, em virtude da não reação entre os reagentes do teste e a porção da amostra. Em virtude disso, não houve a mudança característica na coloração e na tentativa de realizar medição no aparelho, foi indicada uma ausência total de amônia. Uma possível explicação para isso é que o excesso de íons sulfato na amostra tenha inibido a atuação dos reagentes do teste, pois segundo a descrição do método 8155 (HACH, 2015), que é o método utilizado para a quantificar a amônia nessa pesquisa, é alertado que uma quantidade acima de 300 mg/L desse íon acarreta em uma interferência na experiência.

Como pode ser observado na Figura 6, a quantidade de sólidos presentes no efluente tratado aumenta de acordo com o aumento da concentração de coagulante. Uma hipótese para esse aumento de sólidos é o fato do flotador remover apenas o material floculado que flota através de um raspador. Apesar no líquido ser recirculado no aparelho, não garante a remoção de partículas que tiveram pouca aglutinação, em virtude da ausência das etapas de filtração ou decantação à jusante do flotador.

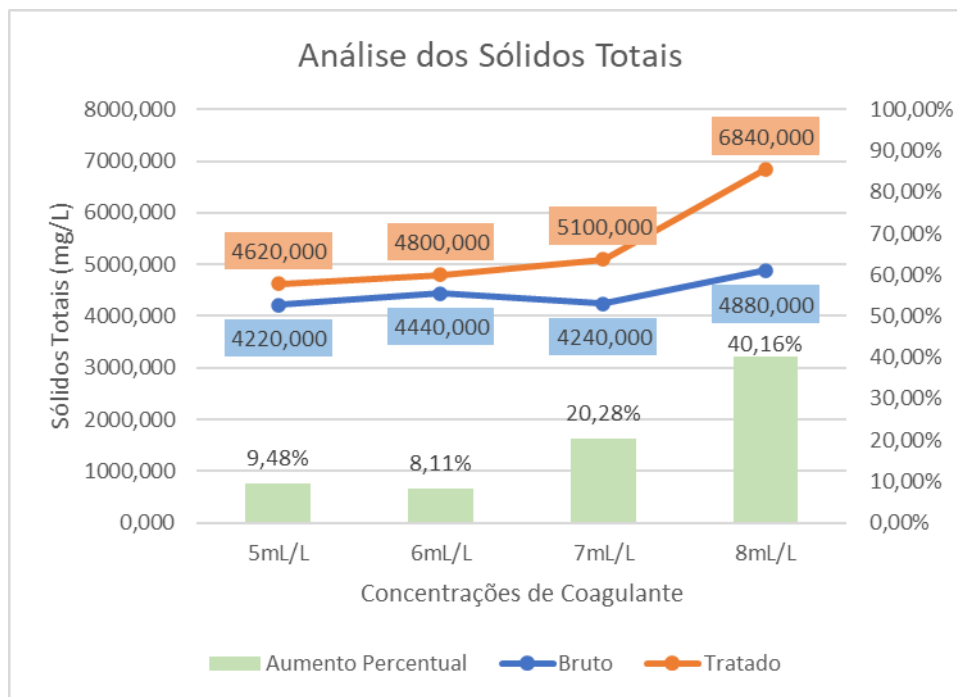


Figura 5 - Gráfico com os resultados dos sólidos totais.

Já no resultado mostrado na Figura 7 é observável a redução dos compostos orgânicos no tratamento, visto que a análise dos sólidos totais voláteis indica a presença de matéria orgânica no efluente. Esses dados corroboram a hipótese que justifica o aumento de amônia devido à degradação de proteínas, aminoácidos e ureia (GARCIA, CARDOSO & SANTOS, 2013).

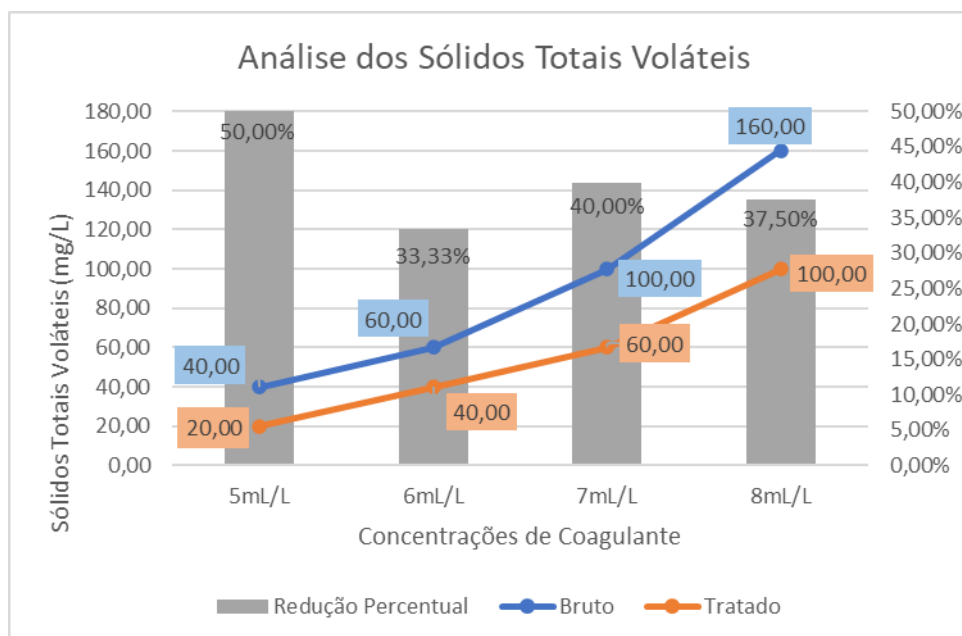


Figura 6 - Gráfico com os resultados dos sólidos totais voláteis.

Observando os resultados obtidos relativos aos sólidos totais e sólidos totais voláteis, é possível notar que, enquanto o sistema está removendo matéria orgânica do efluente, ele também está injetando partículas inorgânicas que possivelmente são provenientes do coagulante. Essa análise ressalta a importância de uma

etapa a jusante do flotor de ar dissolvido para remover essas partículas inorgânicas e, consequentemente, essa disparidade de resultados.

Na análise dos coliformes totais, em todas as dosagens de coagulante apresentaram redução percentual de coliformes totais acima de 90%, sendo alcançado um pico de remoção na concentração de 6mL/L, com uma taxa de 99,8%, como pode ser visto na Figura 8. Em função disso, possível notar também, que se comparado aos valores do pico, a diferença de 9,52% da dosagem de 5 mL/L é maior do que a diferença observada nas concentrações de 7 mL/L e 8 mL/L, com valores de 4,25% e 8,38%, respectivamente.

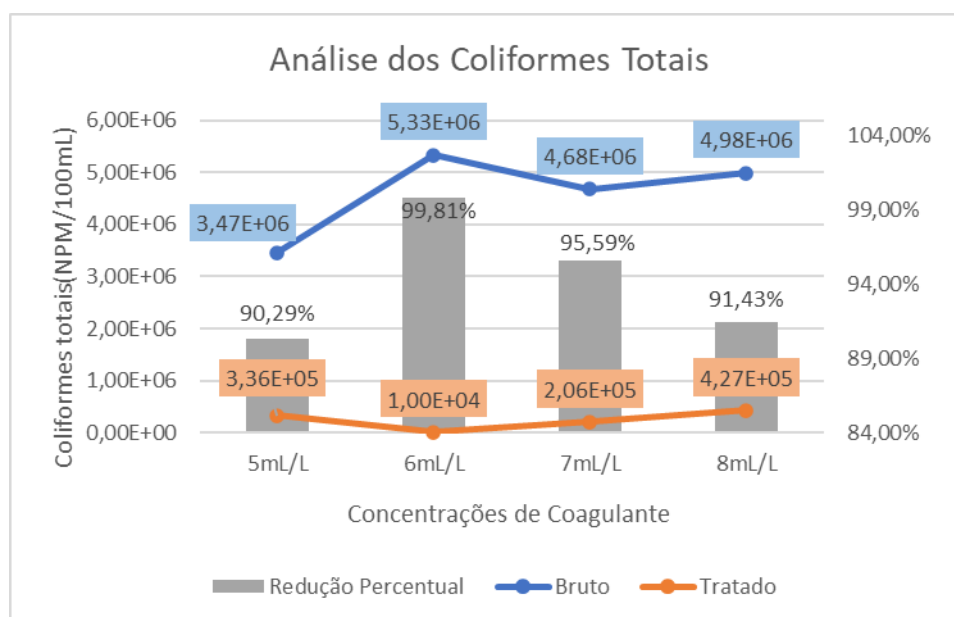


Figura 7- Gráfico com os resultados dos coliformes totais.

Segundo a resolução nº357 do CONAMA (BRASIL, 2005), a qual estabelece condições para o enquadramento dos corpos hídricos no Brasil, sistemas aquáticos de água doce de classe 2 devem conter no máximo 1000 coliformes termotolerantes a cada 100 mililitros de amostra. Em virtude disso, é recomendado o uso de uma etapa de desinfecção à jusante do flotor de ar dissolvido para que seja atendido o parâmetro da legislação ambiental em questão.

A pesquisa de Eduardo (2007) também realizou testes para quantificar a remoção desses microrganismos no tratamento de lixiviado. Esse estudo, feito no Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ), foi feito com base nos dados obtidos em um tratamento em que é utilizado processos físico-químicos e biológicos. Em seus resultados a quantidade de coliformes totais do local avaliado foi apresentada em uma faixa de 10^2 até 10^3 e é relatada uma eficiência na redução de apenas 35%. A eficiência é muito inferior a encontrada no sistema utilizado no Aterro Sanitário de Teresina, entretanto o número de coliformes também é muito menor.

Na análise de resultados relativos aos coliformes fecais, as concentrações de 6 mL/L e 7 mL/L apresentaram uma remoção de aproximadamente 90% desses microrganismos, como mostra o gráfico da Figura 9. Já a concentração de 8mL/L apresentou uma redução de quase 70% e a menor dosagem testada obteve uma taxa de redução de 44%, o que representa quase metade da eficiência encontrada nas doses de maior eficiência.

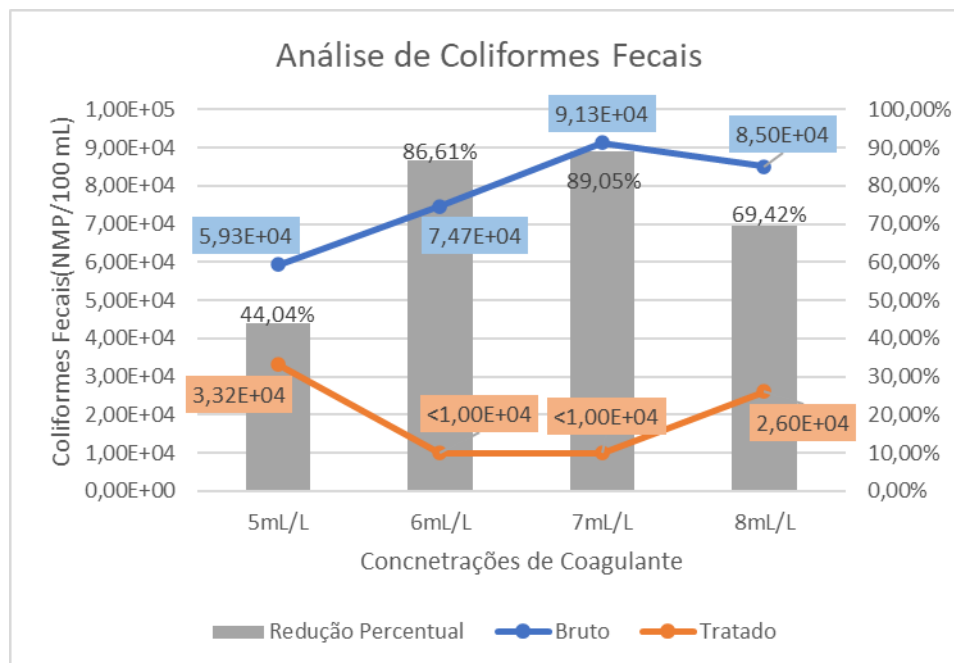


Figura 8 - Gráfico com os resultados dos coliformes totais.

Ainda comparando os resultados encontrados aos de Eduardo (2007), a redução de coliformes fecais obtida no seu processo de tratamento foi de apenas 47,5%. Em contrapartida, assim como a quantidade de coliformes totais, a quantidade de coliformes fecais também é muito inferior ao valor encontrado no Aterro Sanitário de Teresina, sendo relatada por ela uma faixa de 50 a 350 NMP/100mL na pesquisa dela.

RESULTADOS DA SEGUNDA ETAPA

Após o tratamento, a redução de pH já observada na análise do coagulante foi maximizada quando sistema utiliza o reator aerado. Como mostra o gráfico da Figura 10, a redução percentual que era de apenas 19,87% aumentou para 27,77%, o que representa um aumento na acidez do efluente tratado de aproximadamente 8%.

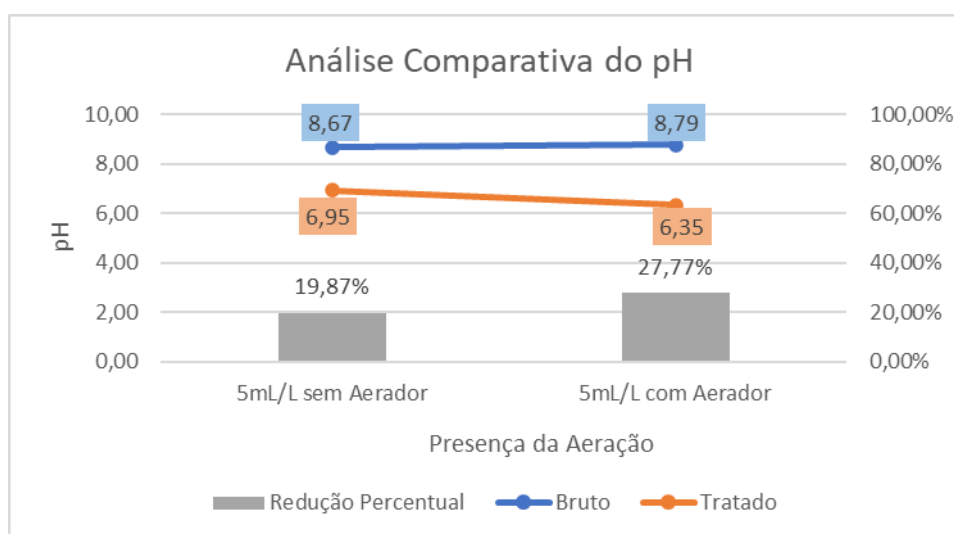


Figura 9 - Comparação do pH com aeração.

No trabalho de Higashi (2015), o uso de aeradores resultou em um aumento de pH, comportamento oposto ao obtido nos testes mostrados. Uma provável explicação para isso é que os aeradores não possuem potência

suficiência para criar um ambiente estritamente aeróbio. Essa hipótese não pode ser estudada por não ter sido possível obter informações relativas à potência dos aeradores, o que viabilizaria um cálculo para verificar o sistema.

Os resultados relativos a DQO indicam, conforme a Figura 11, um aumento expressivo na eficiência do tratamento quando é utilizado o reator aerado no sistema. A diferença na redução percentual desse parâmetro considerando um sistema ausente de aeração e outro que contempla essa etapa é de quase 45%.

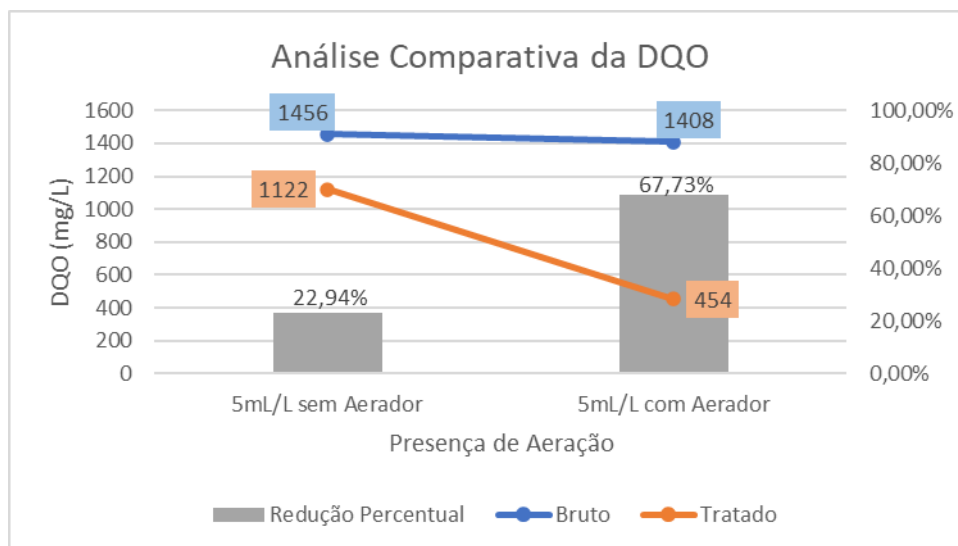


Figura 10 - Comparação da DQO com aeração.

Uma possível hipótese para a maior redução de DQO no tratamento com aeração é que o uso dos aeradores permitiu uma grande proliferação de microrganismos aeróbios. Essa proliferação provavelmente incrementou a quantidade de componentes químicos liberados pelas atividades metabólicas desses organismos, contribuindo para degradação da matéria orgânica através de processos químicos.

Na análise comparativa da amônia, é possível observar na figura 12 uma grande diferença nos resultados desse parâmetro. Nos ensaios que contemplavam apenas a mudança na concentração de coagulante, a quantidade de amônia no efluente tratado apresentou uma tendência de aumento em relação ao lixiviado bruto. Em oposição a isso, os resultados referentes a um sistema que usou os aeradores apresentam uma remoção quase total desse composto após esse método de tratamento. Com o uso dos aeradores, a quantidade de amônia chegou a 0,37 mg/L, o que representa uma queda de 98,67% no valor desse composto no efluente pré-tratamento.

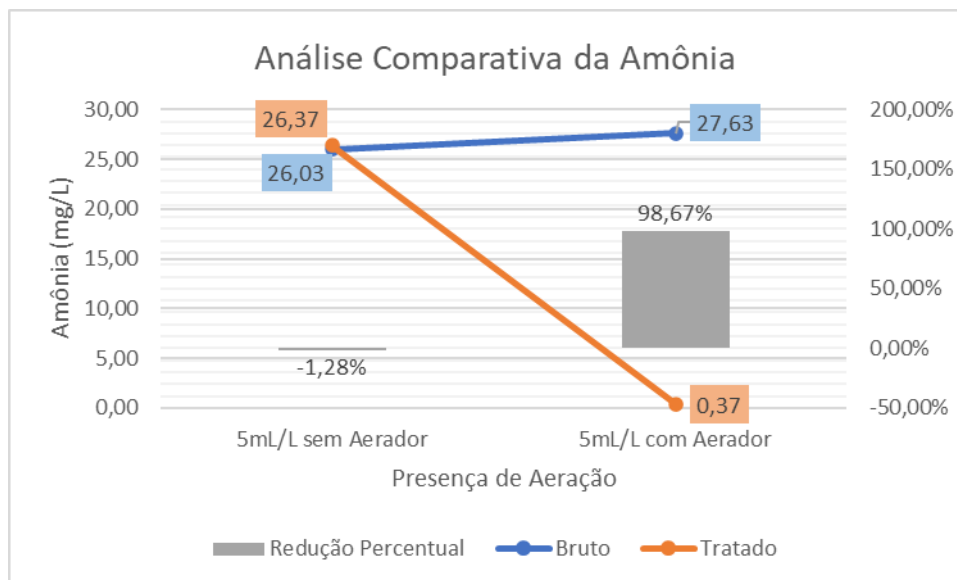


Figura 11 - Comparação da amônia com aeração

De acordo com Von Sperling (1996), o oxigênio gasoso apresenta uma solubilidade baixa em líquidos e em função disso, a aeração mecânica possibilita a entrada de ar atmosférico no meio líquido. Isso ocorre uma vez que a turbulência gerada pelo equipamento expõe o líquido ao ar na forma de gotículas. Em função disso, redução da amônia no sistema com aeração, indica uma provável redução desse composto em nitratos, pois a presença do oxigênio é essencial para a etapa de nitrificação.

Nesse contexto, serão necessários novos estudos para verificar a degradação da amônia com ensaios que apurem a presença de nitritos e nitratos após a etapa de aeração. Além disso, é sugerido uma etapa anóxica à jusante do reator aerado para que haja a etapa de desnitrificação e, assim, remover o nitrogênio do efluente para a atmosfera.

CONCLUSÕES

Para a primeira parte da pesquisa que observa apenas a influência do coagulante na eficiência do tratamento, a análise do pH mostra que a variação das concentrações somente não acarreta numa mudança expressiva na redução do pH, mantendo uma taxa de redução percentual médio de 22%.

A DQO também não apresentou grande variação após o tratamento com diferentes concentrações de coagulante. Em contrapartida, a eficiência para remoção de DBO aumentou conforme o aumento na dosagem de sulfato de alumínio. Essa variação na eficiência relativa à DBO variou em uma faixa aproximada de 20% a 46%, sendo esse maior valor percentual relativa à concentração de 8 mL/L e o menor valor percentual à dosagem de 5 mL/L.

Para a análise da amônia, o efluente tratado apresentou um maior aumento na concentração desse composto nas maiores dosagens de sulfato de alumínio. Na concentração de 6 mL/L, houve um aumento de 30,50% e na de 7 mL/L o aumento foi de cerca de 23%. Já na concentração de 5 mL/L o aumento foi expressivamente menor aos outros percentuais, com um valor de cerca de 1,3%.

Assim como a amônia, os sólidos totais também apresentaram crescimento em todas as concentrações analisadas. O menor aumento foi encontrada na dosagem de 6 mL/L com o percentual de 8,11% e o maior aumento percentual na quantidade de sólidos foi de aproximadamente 40%, observada na concentração de 8 mL/L. Apesar disso, os sólidos totais voláteis apresentaram redução em todos os testes, com uma redução de 50% na concentração de 5 mL/L, representando a maior taxa de remoção. As demais concentrações apresentaram desempenho semelhante com valores próximos a 37%.

Os coliformes totais atingiram maior redução nas concentrações de 6 mL/L e 7 mL/L com uma taxa de 99,8% e 95,6%, respectivamente. Para esse parâmetro o pior desempenho foi alcançado na concentração de 5 mL/L, com uma redução de 90,3%. De maneira semelhante, as maiores eficiências de remoção para os coliformes fecais foram atingidas nas concentrações de 7 mL/L e 6 mL/L, como valores percentuais de 89% e 87%, nessa ordem. Assim como os coliformes totais, a menor eficiência foi obtida na concentração de 5 mL/L.

Portanto, a partir dos parâmetros analisados, foi possível verificar que a concentração de sulfato de alumínio mais eficiente foi a de 6 mL/L devido a maior redução percentual de pH, DQO e coliformes totais. Além disso, essa dosagem também foi a que apresentou menos aumento percentual na análise de sólidos totais e segunda melhor taxa de remoção dos coliformes fecais.

A concentração de 7 mL/L apresentou a segunda melhor taxa de remoção de DBO, sólidos totais voláteis e coliformes totais. Ademais, obteve o segundo menor aumento percentual de amônia e a maior redução de coliformes totais. Nesse sentido, pode-se admitir que a faixa de 6 mL/L até 7 mL/L apresenta um bom desempenho no tratamento do lixiviado.

Para a segunda parte da pesquisa que avalia a influência da aeração na eficiência do tratamento mostrou que o uso do reator aerado grande contribuição na redução da DQO e amônia.

Utilizando os aeradores a DQO reduziu de 67,73%, o que representa uma diferença de aproximadamente 45% se comparada a redução de DQO obtida no tratamento sem o aerador. Para a amônia, com o uso do reator aerado, a redução de amônia foi de quase 99%, sendo que no sistema sem aerador o nitrogênio amoniacal aumentou 1,28%.

Além disso, houve um pequeno aumento na redução do pH com o uso dos aeradores. No sistema sem aerador o pH diminuiu quase 20% em relação lixiviado bruto. Já no processo que utilizou os aeradores, a redução desse parâmetro foi de 27,77%.

Desse modo, é possível aferir que a etapa de aeração contribui positivamente para ao aumento da eficiência do tratamento.

Nesse sentido, o método de tratamento analisado nesse estudo demonstra que o efluente do Aterro Municipal de Teresina pode ser tratado com os agentes químicos responsáveis pela coagulação-floculação e o aerador, mas que ainda é necessária a adição de mais etapas para aumentar a eficácia do processo. Com base nos resultados expostos, sugere-se o acréscimo de etapas ao sistema de tratamento como:

- Filtração ou decantação para reduzir a quantidade de sólidos;
- Desinfecção para reduzir os coliformes;
- Reator anóxico para reduzir a presença de compostos nitrogenados com a desnitrificação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMARAL, Mailer Sene. Tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por processo biológico aeróbio. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2009.
2. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020. Disponível em: < <https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 11 de setembro de 2021.
3. COSTA, E. R. H. Aumento da capacidade de estações de tratamento de água através da seleção de coagulantes e auxiliares de floculação especiais. XVIII CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL 1995. Anais. Salvador, BA, 1995.
3. BRASIL. Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/12305.htm>. Acesso em: 11 de setembro de 2021.

4. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>. Acesso em: 16 de abril de 2022
5. COSTA, Alyne Moraes; ALFAIA, Raquel Greice de Souza Marotta; CAMPOS, Juacyara Carbonelli. Landfill leachate treatment in Brazil—An overview. *Journal of environmental management*, v. 232, p. 110-116, 2019.
6. EDUARDO, Janaina et al. Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho (Rj Brasil). Dissertação de mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 2007.
7. GARCIA, Gabriel; CARDOSO, Arnaldo Alves; SANTOS, Oalas Aparecido Moraes dos. Da escassez ao estresse do planeta: um século de mudanças no ciclo do nitrogênio. *Química Nova*, v. 36, n. 9, p. 1468-1476, 2013.
8. GRIEBLER, Cleudimar. Estudo de Aplicação do Método Físico-químico para Tratamento do Chorume do aterro sanitário da Canhanduba em Itajaí (SC). Trabalho de Conclusão apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental. Universidade do Vale do Itajaí (UNIVALI). Itajaí, 2014.
9. HACH COMPANY. Nitrogen-Ammonia, Salicylate Method (0.50 mg/L). Hach Company/Hach Lange GmbH, 2015. Disponível em: <<https://www.hach.com/asset-get.download-en.jsa>>. Acesso em: 20 de abril de 2022.
10. HIGASHI, Renan Yudji. Tratamento de lixiviado com remoção do nitrogênio e matéria orgânica via processo biológico de leito fixo e aeração intermitente. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
11. MANNARINO, Camille Ferreira et al. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: experiências no aterro sanitário de Piraí e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, n. 2, p. 108-112, 2006.
12. MÁXIMO, Vivian Alves. Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2007.
13. MONTEIRO, Cristiane Barbosa; RAMOS, Mariana Fontenele; SILVA, Marina Luz da. AVALIAÇÃO DA ATUAL SITUAÇÃO DO ATERRO CONTROLADO DE TERESINA, PIAUÍ-BRASIL. 2019. Disponível em: <<http://www.institutoventuri.org.br/ojs/index.php/firs/issue/view/Anais-FIRS-2019>>. Acesso em: 24 de setembro de 2021.
14. SERAFIM, Aline Camillo et al. CHORUME, IMPACTOS AMBIENTAIS E POSSIBILIDADES DE TRATAMENTOS. 2003. Disponível em: <tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2016/06/Chorume-impactos-ambientais-e-possibilidades-de-tratamento.pdf>. Acesso em: 11 de setembro de 2021.
15. TERESINA. Plano Municipal De Gestão Integrada De Resíduos Sólidos De Teresina – PI. 2018. Disponível em: <<https://semplan.teresina.pi.gov.br/wp-content/uploads/sites/39/2018/09/PLano-Municipal-de-Gest%C3%A3o-Integrada-de-Res%C3%ADduos-S%C3%B3lidos-de-Teresna.pdf>>. Acesso em: 11 de setembro de 2021.
16. VON SPERLING, Marcos. Lodos ativados. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.