

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
CÂMPUS UNIVERSITÁRIO DE SINOP
INSTITUTO DE CIÊNCIAS NATURAIS, HUMANAS E SOCIAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS**

Phamela Adelyna Parente

**DIFERENTES COAGULANTES PARA O TRATAMENTO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

**SINOP
MATO GROSSO - BRASIL 2022**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
CÂMPUS UNIVERSITÁRIO DE SINOP
INSTITUTO DE CIÊNCIAS NATURAIS, HUMANAS E SOCIAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS**

Phamela Adelyna Parente

**DIFERENTES COAGULANTES PARA O TRATAMENTO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

**SINOP
MATO GROSSO - BRASIL 2022**

Phamela Adelyna Parente

**DIFERENTES COAGULANTES PARA O TRATAMENTO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Roselene Maria Schneider.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso, Câmpus Universitário de Sinop, na área de concentração Biodiversidade e Bioprospecção, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Linha de pesquisa: Recursos Naturais.

**SINOP
MATO GROSSO - BRASIL 2022**

SINOPSE:

Estudou-se o tratamento de lixiviado de aterro sanitário bruto por meio de ensaios de coagulação/floculação, fazendo uso de coagulantes à base de policloreto de alumínio, sulfato de alumínio, cloreto férrico e tanino. As diferentes dosagens dos coagulantes foram avaliadas por análise dos parâmetros turbidez, pH, cor, demanda química de oxigênio (DQO) e absorvância em ultravioleta 254 nm (abs UV).

Palavras-chave:

coagulação/floculação, turbidez, cor, absorvância.

DEDICATÓRIA

Dedico esta dissertação aos meus pais que me carregaram até quando eu pudesse trilhar sozinha. Ao meu noivo, pela paciência e incentivo. À Deus, por iluminar a minha caminhada até aqui.

AGRADECIMENTOS

Meus mais sinceros agradecimentos a Prof.^a Dr.^a **Roselene Maria Schneider**, que me acolheu mesmo diante de todas as dificuldades. Agradeço pela paciência em me guiar nos ensaios em laboratório, pela disponibilidade independente da hora, ou do lugar. A convivência só me acrescentou como profissional e como ser humano.

Meus agradecimentos ao Matheus Caneles, que fez do laboratório seu lar, e por inúmeras vezes me orientou, e se dispôs a ajudar. Seria ainda mais difícil sem a sua presença, muito, muito obrigada!

Ao Matheus Coelho, por sua disponibilidade, pelo foco, e por tornar o trajeto mais leve, toda gratidão pelo seu empenho Matheus.

À colega Mariana Novaes Carvalho, pelas gentilezas. Durante a pós-graduação sempre se prontificou, se mostrou ativa e disposta a ajudar. Mariana trouxe leveza e um sorriso no rosto, e é uma grata surpresa.

Agradeço a Universidade Federal do Mato Grosso – UFMT, *campus* Sinop, ao programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais pela oportunidade de crescimento, pela imersão de descobertas. E principalmente a CAPES pelo aporte nesta trajetória.

À Sanorte Ambiental, Universal Química e à TANAC pela parceria. Obrigada por tornarem esta pesquisa possível.

Por último, agradeço a minha amiga Ariany Cardoso, que me encorajou a entrar nessa jornada, me orientou em todo processo, e me guia em direção ao fim. Obrigada pela paciência.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	5
AGRADECIMENTOS	6
SUMÁRIO.....	7
RESUMO GERAL	8
ABSTRACT	9
INTRODUÇÃO GERAL	10
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	13
1 INTRODUÇÃO	20
2 METODOLOGIA.....	22
2.1 O lixiviado.....	22
2.2 Coleta	22
2.3 Tratamento físico-químico	22
2.4 Testes de toxicidade	23
3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA	24
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	25
4.1 Caracterização do lixiviado.....	25
4.2 Variação de pH.....	26
4.3 Variação de Cor.....	26
4.4 Variação de Turbidez	28
4.5 Variação de Abs UV.....	29
4.6 Variação de DQO	31
4.7 Volume de lodo.....	32
4.1 Avaliação da toxicidade do lixiviado tratado por Coagulação/Floculação	34
5 CONCLUSÃO	36
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	37
5 APÊNDICE A.....	43
5 APÊNDICE B	44

RESUMO GERAL

O aterro sanitário é uma técnica de disposição final de resíduos que visa evitar a propagação de vetores, riscos à saúde pública e a degradação ambiental. E para um funcionamento eficaz são previstos para aterros sanitários: a impermeabilização do solo, a queima dos gases gerados pela degradação da matéria orgânica, sistemas de drenagem de águas pluviais, coleta e tratamento de lixiviado. A variedade e a concentração dos componentes presentes no lixiviado, o tempo de operação e as condições climáticas locais levam a grandes variações nas características do efluente. Esta complexidade requer análises individuais para efetividade nos tratamentos. Diante disso, teve-se por objetivo avaliar o uso de diferentes coagulantes, no processo de coagulação e floculação para tratamento de lixiviado bruto. Para os tratamentos, com auxílio de polímero aniônico floculante, foram utilizados 6 coagulantes: PLC-115, PLC 120 policloreto de alumínio, PLC-2000 sulfato de alumínio; PLC-8030, PLC-8034 cloreto férrico; e o Tanfloc, polímero orgânico de origem vegetal. O lixiviado foi coletado em um aterro sanitário em Primavera, distrito do município de Sorriso-MT, e levado para o Laboratório de águas e Resíduos da Universidade Federal de Mato Grosso para caracterização dos parâmetros de turbidez (TB), pH, cor, demanda química de oxigênio (DQO), e absorvância em ultravioleta 254 nm (abs UV). Após a caracterização o efluente foi tratado no processo de coagulação/floculação em jar test, com dosagens variando de 0 – 2.500 mg.L⁻¹. No tratamento do lixiviado bruto, para os parâmetros de cor, turbidez e abs UV, os resultados encontrados mostram comportamento semelhante entre os coagulantes, atingindo faixas de remoção máximas entre 87-90% para cor, 98-99% para turbidez e 62-66% para abs UV. A remoção de DQO foi crescente conforme o aumento da concentração de coagulante, sendo que o PLC 115 apresentou a maior remoção (52%), e o PLC 8034 a menor (16%). Apesar de não atingir alta remoção, o Tanfloc apresentou resultados satisfatórios, com 26% de remoção de DQO na dosagem de 500 mg.L⁻¹. PLC 115 e PLC 8030 produziram o maior volume de lodo, crescente, conforme a adição dos coagulantes. O pH não apresentou variações significativas nos tratamentos testados, sendo a maior variação de 9%, no tratamento com PLC 8030. Os bioensaios com *Artemia Franciscana* indicaram toxicidade do efluente pós-tratamento por coagulação/floculação.

Palavras-chave: Tratamento físico-químico, coagulação/floculação, remoção de contaminantes.

ABSTRACT

The sanitary landfill is a technique of final disposal of residues that aims to avoid the propagation of vectors, risks to public health and environmental degradation. And for an effective operation, sanitary landfills are provided for: soil sealing, burning of gases generated by the degradation of organic matter, rainwater drainage systems, collection and treatment of leachate. The variety and concentration of the components present in the leachate, the operating time and the local climatic conditions lead to great variations in the characteristics of the effluent. This complexity requires individual analyzes for treatment effectiveness. Therefore, the objective was to evaluate the use of different coagulants in the coagulation and flocculation process for the treatment of crude leachate. For the treatments, with the aid of a flocculant anionic polymer, 6 coagulants were used: PLC-115, PLC 120 aluminum polychlorides, PLC-2000 aluminum sulfate; PLC-8030, PLC-8034 ferric chlorides; and Tanfloc, an organic polymer of plant origin. The leachate was collected in a sanitary landfill in Primavera, district of the municipality of Sorriso-MT, and taken to the Water and Waste Laboratory of the Federal University of Mato Grosso to characterize the parameters of turbidity (TB), pH, color, chemical demand of oxygen (COD), and absorbance at ultraviolet 254 nm (UV abs). After characterization, the effluent was treated in the coagulation/flocculation process in a jar test, with dosages ranging from 0 – 2,500 mg.L⁻¹. In the treatment of raw leachate, for the parameters of color, turbidity and abs UV, the results found show similar behavior among the coagulants, reaching maximum removal ranges between 87-90% for color, 98-99% for turbidity and 62-66 % for UV abs. COD removal increased as the coagulant concentration increased, with PLC 115 showing the highest removal (52%), and PLC 8034 the lowest (16%). Despite not achieving high removal, Tanfloc showed satisfactory results, with 26% COD removal at a dosage of 500 mg.L⁻¹. PLC 115 and PLC 8030 produced the largest volume of sludge, increasing with the addition of coagulants. The pH did not show significant variations in the treatments tested, the highest variation being 9% in the treatment with PLC 8030. The bioassays with *Artemia Franciscana* indicated toxicity of the effluent after treatment by coagulation/flocculation.

Keywords: Leachate, coagulation / flocculation, parameter variation.

INTRODUÇÃO GERAL

Em função da variedade de atividades que originam os resíduos sólidos, é possível identificar a presença de materiais orgânicos, patogênicos e de elevado risco contaminante (BORBA *et al.*, 2019), que se dispostos de maneira inadequada podem propagar perturbações ambientais, como a poluição dos solos e mananciais (DE OLIVEIRA; MIRANDA; SOARES, 2019).

A Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), apresentou em seu texto a proibição do lançamento de rejeitos a céu aberto, e definiu os aterros sanitários como método de disposição final ambientalmente adequado de rejeitos (BRASIL, 2010).

O aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos, que cumpre critérios e normativas de execução e operação, que garantem o confinamento eficaz do rejeito, e consequentemente, proteção aos recursos naturais e à saúde pública (MEEGODA *et al.*, 2016).

A decomposição microbiológica do maciço de resíduos aterrados gera como subprodutos gases e chorume das atividades preponderantemente anaeróbicas. O chorume, líquido de cor escura e odor característico (BIDONE; POVINELLI, 2010), quando acrescido de águas pluviais infiltradas no aterro sanitário, resultam no lixiviado (SÁ; JUCÁ; SOBRINHO, 2012).

O lixiviado apresenta composição variada (CASTRO; YAMASHITA; SILVA, 2012), níveis de concentração que se alteram em função das características dos processos de percolação de águas pluviais, bioquímica das células dos resíduos, grau de compactação (ABBAS *et al.*, 2009), idade do aterro e clima (KAMARUDDIN *et al.*, 2014).

O efluente é caracterizado por apresentar elevados níveis de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (WEBLER; MAHLER; DEZOTTI, 2018). O não tratamento e descarte desse efluente em corpos hídricos se torna uma ameaça ao equilíbrio ambiental (SOUTO, 2009), visto que, os microrganismos responsáveis pelo processo de decomposição da matéria orgânica consomem o oxigênio da água, necessário à sobrevivência de peixes e de outros organismos (ARCHELA *et al.*, 2003).

Além da matéria orgânica, o lixiviado pode conter concentrações importantes de sólidos em suspensão, metais pesados, sais inorgânicos, amônia (RENOU *et al.*, 2009) dentre outros elementos potencialmente tóxicos, e nocivos a biota aquática (SILVA *et al.*, 2017). Assim, para a descarga em corpos receptores, o lixiviado gerado no aterro sanitário deve ser tratado.

Os tratamentos biológicos são métodos tecnicamente aceitáveis para mitigação dos contaminantes presentes em efluentes, uma vez que apresentam baixo custo de implantação, operação e tem eficiência comprovada na remoção de matéria orgânica e nitrogenada (PEITZ, SCHROEDER; XAVIER, 2019). Entretanto, o lixiviado contém matéria orgânica degradável e recalcitrante, substâncias inorgânicas tóxicas, concentrações de nitrogênio amoniacal (CAMPOS; BUENO; PIVELI, 2019), componentes capazes de comprometer a efetividade dos tratamentos biológicos (SILVA *et al.*, 2017).

Assim, a eficiência de sistemas biológicos pode ser baixa, principalmente para aterros com mais de 10 anos de operação, pois a maior parte dos componentes orgânicos presentes no lixiviado é recalcitrante (POZZETTI, 2014). Os microrganismos não conseguem quebrar as moléculas, e, ainda, muitos compostos recalcitrantes podem ser tóxicos às bactérias. Além da presença de material orgânico recalcitrante, o lixiviado apresenta altas concentrações de amônia e a presença de metais em altas concentrações, que inibem o desempenho biológico de sistemas (FLECK, 2003). Sendo assim, apesar de utilizado, os sistemas biológicos, não fornecem a eficiência necessária para o tratamento de lixiviados.

Garantir o tratamento eficaz na remoção de elementos, principalmente os com efeito tóxico, pode não ser uma tarefa fácil, uma vez que a matriz de geração do lixiviado é complexa, e distintos poluentes estão presentes no efluente (SILVA, 2002). Dessa forma, há a necessidade de adaptar um arranjo de tratamentos que sejam capazes de promover elevada remoção de poluentes. Os arranjos devem ser capazes de remover a carga orgânica, bem como reduzir o efeito tóxico dos lixiviados.

Conforme Webler (2014), um lixiviado contém inúmeros componentes que podem ser perigosos, quando dispersos no meio ambiente, devido, principalmente, as suas características tóxicas e de resistência a decomposição.

São altos os custos para identificar e quantificar todas as moléculas presentes em lixiviados. Além das onerosas despesas de um tratamento que elimine todos os elementos tóxicos existentes. O que gera a busca por tecnologias de tratamento financeiramente mais atrativas, que forneçam níveis seguros para lançamento. Nestes casos, é imprescindível a análise da toxicidade do efluente (MARIA, 2010).

De acordo com Mara (2013), os processos físico-químicos são largamente empregados como pré e pós-tratamento em efluentes, apresentando redução dos compostos poluentes biodegradáveis e não biodegradáveis, dos níveis de cor e turbidez. Dentre os métodos de tratamento físico-químicos mais utilizados, ressalta-se a utilização da coagulação/floculação (CF) em razão da sua eficácia e baixo investimento econômico

(GEWEHR, 2012).

A eficácia do tratamento por meio de CF depende diretamente das propriedades do efluente, e tem resultados distintos conforme a dosagem, o coagulante, e a etapa em que o processo é realizado, no pré ou pós tratamento (RENOU *et al.*, 2009).

Devido aos riscos oferecidos por compostos tóxicos que permanecem em efluentes, Silva (2002) expõe a necessidade de análise da toxidez. Os testes de toxicidade amparam a avaliação da qualidade de corpos hídricos e da carga poluente de efluentes. Os parâmetros físicos e químicos tradicionalmente analisados, são insuficientes para diferir as substâncias que comprometem os sistemas biológicos às que são inertes ao meio, conseqüentemente, insuficientes para avaliar o risco potencial de contaminação ambiental. As análises são complementares, enquanto os parâmetros químicos determinam a concentração dos agentes tóxicos, os ensaios de toxicidade analisam os efeitos sobre as espécies (COSTA, 2008).

Segundo a resolução CONAMA N° 430, de 13 de maio de 2011, efluentes dispostos em corpos hídricos não deverão possuir, ou gerar toxicidade às espécies do manancial receptor. O efluente deve estar em conformidade com as diretrizes de ecotoxicidade estabelecidas pelo órgão ambiental competente.

Diante da complexidade química dos contaminantes do lixiviado, tem-se como objetivo testar o potencial de utilização de diferentes coagulantes para o tratamento de lixiviado, avaliando os parâmetros físicos, químicos e a toxicidade do efluente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBAS, Abdulhussain A. et al. Review on LandWll Leachate Treatments. **Journal of Applied Sciences Research**, v. 5, n. 5, p. 534-545, 2009.NBR, ABNT. 10.004 resíduos sólidos: Classificação. **Rio de Janeiro**, 2004.

ALMEIDA, Priscilla Rennó; RODRIGUES, Marcos Vinicius; IMPERADOR, Adriana Maria. Toxicidade aguda (LC50) e efeitos comportamentais e morfológicos de formulado comercial com princípio ativo glifosato em girinos de *Physalaemus cuvieri* (Anura, Leptodactylidae) e *Rhinella icterica* (Anura, Bufonidae). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, p. 1115-1125, 2019.

ARCHELA, Edison et al. Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos. **GEOGRAFIA (Londrina)**, v. 12, n. 1, p. 517-526, 2003.

BIDONE, Francisco Ricardo Andrade; POVINELLI, Jurandy. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. EESC/USP, 1999.

MEEGODA, J. N.; HETTIARACHCHI, H.; HETTIARATCHI, J. P. Landfill Design and Operation. In: **Sustainable Solid Waste Management**. Reston: American Society of Civil Engineers, 2016. p. 577-604. doi: 10.1061/9780784414101.ch18.

BORBA, Willian Fernando de et al. **Avaliação da contaminação ambiental em um aterro sanitário de pequeno porte, sem utilização de geomembrana, na região noroeste do estado do Rio Grande do Sul**. 2019. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Maria.

BRASIL. LEI 12.305/2010, de 02 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 03 Março 2022.

CAMPOS, Fábio; BUENO, Rodrigo de F.; PIVELI, Roque P. CO-TREATMENT OF LEACHATE AND DOMESTIC SEWAGE AND ITS INFLUENCE ON NITROGEN REMOVAL. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 36, n. 2, p. 763-773, 2019.

CASTRO, Anelise Passerine de; YAMASHITA, Fábio; SILVA, Sandra Márcia Cesário Pereira da. Adição de polieletrólito ao processo de floculação no pós-tratamento de

- lixiviado por coagulação-floculação-sedimentação. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 25- 32, 2012.
- DE OLIVEIRA, Ananda Ferreira; MIRANDA, Rafael Abreu; SOARES, Laís Alves. Impactos ambientais em áreas de disposição de resíduos sólidos em Santa Helena de Goiás. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 8, n. 3, p. 688-706, 2019.
- FLECK, Eduardo. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2003.
- GEWEHR, André Granzotto. **Tratamento por coagulação-floculação de lixiviado bruto de aterro sanitário com e sem pré-tratamento biológico em reator sequencial em batelada**. 2012.
- KAMARUDDIN, Mohamad Anuar et al. Sustainable treatment of landfill leachate. **Applied Water Science**, v. 5, n. 2, p. 113-126, 2015.
- MARA, Duncan. **Domestic wastewater treatment in developing countries**. Routledge, 2013.
- MARIA, M. A. **Caracterização de lixiviados de aterros sanitário e industrial da região metropolitana de Belo Horizonte**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia da UFMG. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2010.
- POZZETTI, J. D. C. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por coagulação química-floculação-sedimentação, adsorção em carvão ativado pulverizado e avaliação ecotoxicológica**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2014.
- PEITZ, Camila; SCHROEDER, Luiz Henrique; XAVIER, Claudia Regina. Avaliação do tratamento biológico de efluente de fábrica de celulose kraft pela técnica de FT-IR. **O Papel: revista mensal de tecnologia em celulose e papel**, v. 80, n. 5, p. 84-91, 2019.
- SILVA, A. C. (2002). **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ. *Dissertação de Mestrado*, 126p.

WEBLER, Alberto Dresch. (2014). **Tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos por processos combinados**. (Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro).

COSTA, Carla Regina *et al.* A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, pag. 1820-1830, set. 2008.

BARSZCZ, Leonardo Beltrão, et al. "**Avaliação ecotoxicológica de efluentes tratados por alagados construídos**." *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 24.6 (2019): 1147-1156.

SANDOVAL, Ana et al. Toxicity in *Artemia Salina* by Hydroalcoholic Extracts of Monocotyledonous and Dicotyledonous Varieties of Medicinal Plants from the Peruvian Amazon. **Chemical Engineering Transactions**, v. 79, p. 367-372, 2020.

SELLAMI, Imene et al. Osmoregulatory performance and immunolocalization of Na⁺/K⁺-ATPase in the branchiopod *Artemia salina* from the Sebkhah of Sidi El Hani (Tunisia). **Tissue and Cell**, v. 63, p. 101340, 2020.

YI, Xianliang et al. Transcriptomic responses of *Artemia salina* exposed to an environmentally relevant dose of *Alexandrium minutum* cells or Gonyautoxin2/3. **Chemosphere**, v. 238, p. 124661, 2020.

CUNHA, B. M. **Avaliação ecotoxicológica de distintos tipos de efluentes mediante ensaios de toxicidade aguda utilizando *Artemia Salina* e *Lactuca Sativa***. Trabalho de Conclusão de Curso. Bacharel em Química. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2011.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of hazardous materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

SÁ, Lidiane Freire de; JUCÁ, José Fernando Thomé; SOBRINHO, Maurício A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 1, p. 204-217, 2012.

SILVA, Valdislaine M. et al. Strategy for Treating a Landfill Leachate by Integration of Physico-Chemical and Photo-Fenton Processes. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 28, n. 9, p. 1682-1690, 2017.

SOUTO, Gabriel D. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (stripping)**. 2009. Tese de

Doutorado. Universidade de São Paulo.

WEBLER, Alberto Dresch; MAHLER, Claudio Fernando; DEZOTTI, Márcia. Tratamento de lixiviado por processos combinados: coagulação/floculação, air stripping, ozonização e lodo ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 5, p. 901-911, 2018.

CAPÍTULO I.

**DIFERENTES COAGULANTES PARA O TRATAMENTO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

O presente manuscrito seguirá as padronizações adotadas pelo periódico *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, no qual o presente trabalho será submetido.

DIFERENTES COAGULANTES PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

“DIFFERENT COAGULANTS FOR THE TREATMENT OF GROSS AND PRE-TREATED BIOLOGICALLY PRE-TREATED LANDFILL”

RESUMO

O lixiviado proveniente da decomposição de resíduos dispostos em aterros sanitários, apresenta composição variada, em geral, matéria orgânica degradável e recalcitrante, e substâncias inorgânicas tóxicas. No presente artigo, foram estudadas técnicas de tratamento de lixiviado por coagulação/floculação, utilizando coagulantes a base de alumínio (PLC 115, PLC 120 e PLC 2000), cloreto férrico (PLC 8030 e PLC 8034) e tanino (Tanfloc), com auxílio de polímero aniônico floculante. O processo levou a remoções máximas de cor de 90% para coagulante a base de alumínio, 87% para cloreto férrico e 90% paratanino. Os tratamentos obtiveram remoção total de turbidez no uso dos coagulantes sob diferentes dosagens. Os melhores resultados para abs UV variaram entre 66% para Tanfloc em concentrações próximas de 2000 mg.L⁻¹; 66% para PLC 115 e 62~64% para cloreto férrico próximas a 2500 mg.L⁻¹. As remoções de DQO cresceram conforme o aumento da dosagem; em 2500 mg.L⁻¹, o PLC 115 apresentou 52% de remoção e o PLC 8034, 16%; a maior remoção para o Tanfloc ocorreu na dosagem de 500 mg.L⁻¹, 26%. Os coagulantes a base de alumínio PLC 115 e cloreto férrico PLC 8030 geraram os maiores volumes de lodo, crescentes, conforme o aumento da concentração dos produtos no efluente. As alterações de pH não foram significativas nos tratamentos testados, a maior variação ocorreu no uso do PLC 8030, que aumentou a alcalinidade do lixiviado em 8,7%. Os testes de toxicidade determinaram que o efluente tratado é tóxico para *Artemia Franciscana*.

Palavras-chave: lixiviado; coagulação/floculação; remoção.

ABSTRACT

The leachate from the decomposition of waste disposed in landfills has a varied composition, in general, degradable and recalcitrant organic matter, and toxic inorganic substances. In the present article, techniques for the treatment of leachate by coagulation/flocculation were studied, using coagulants based on aluminum (PLC 115, PLC 120 and PLC 2000), ferric chloride (PLC 8030 and PLC 8034) and tannin (Tanfloc), with the aid of of flocculating anionic polymer. The process led to maximum color removals of 90% for aluminum based coagulant, 87% for ferric chloride and 90% for tannin. The treatments obtained total turbidity removal in the use of coagulants under different dosages. The best results for UV abs ranged from 66% for Tanfloc at concentrations close to 2000 mg.L⁻¹; 66% for PLC 115 and 62~64% for ferric chloride

close to 2500 mg.L-1. COD removals increased with increasing dosage; at 2500 mg.L-1, PLC 115 showed 52% removal and PLC 8034, 16%; the highest removal for Tanfloc occurred at the dosage of 500 mg.L-1, 26%. The aluminum-based coagulants PLC 115 and ferric chloride PLC 8030 generated the largest volumes of sludge, which increased as the concentration of the products in the effluent increased. The changes in pH were not significant in the treatments tested, the greatest variation occurred in the use of PLC 8030, which increased the alkalinity of the leachate by 8.7%. Toxicity tests determined that the treated effluent is toxic to *Artemia Franciscana*.

Keywords: leachate; coagulation / flocculation; removal.

1 INTRODUÇÃO

A composição e concentração de substâncias nos lixiviados são atribuídas às características dos resíduos dispostos no aterro, as condições meteorológicas do local onde foi implantado, o tempo de atividade e outros (MORAVIA et al., 2011). Os lixiviados apresentam muitos compostos orgânicos (BADERNA et al., 2011), matéria orgânica dissolvida (MOD) (BENGUIT et al., 2022), metais pesados (COSTA; ALFAIA; CAMPOS, 2019).

Por apresentar diversidade de constituintes sob diferentes concentrações, a escolha do método de tratamento pode variar e não há tratamento específico que seja eficiente à todas as situações (SAVAGUCHI et al., 2020; LAK et al., 2018).

Segundo Pacheco e Peralta-Zamora (2004), os processos mais utilizados para tratamento de lixiviado são biológicos e físico-químicos. Martins; Castilhos Junior e Costa (2010) demonstraram que o tratamento em lagoas seguido de filtro biológico foi eficiente para lixiviado de aterro com idade aproximada de 20 anos. Porém, segundo Kawahigashi (2012), geralmente o processo biológico apresenta eficácia para tratamento dos lixiviados quando se trata de aterros jovens, em geral, até 10 anos de operação.

Lixiviados jovens são caracterizados por apresentarem valor de pH ácido, alta carga orgânica, e são geralmente biodegradáveis porque os valores da razão DBO/DQO são maiores do que 0,3, enquanto que lixiviados velhos ou estabilizados são caracterizados por baixa carga orgânica e valores básicos de pH (BAKRAOUY et al., 2017).

No caso dos tratamentos físico-químicos, a coagulação/floculação tem destaque entre outros tratamentos. É um método amplamente utilizado no tratamento de efluentes em etapas primárias, mas também aparece como etapa final, no polimento de águas residuais. O processo é responsável pela redução das partículas sólidas em suspensão e/ou dissolvidas, levando à remoção de cor (IBRAHIM; YASER, 2019), turbidez (YUSOFF et al. 2018) e redução demanda química de oxigênio (DQO) (YONG et al., 2018), além de redução de abs UV e fenol (BAKRAOUY et a., 2017) e metais pesados (BANCH et al., 2019).

O processo de coagulação/floculação é sensível a diversos parâmetros, dentre eles o valor de pH do efluente (SANTOS, 2017), utilização de floculante (JÚNIOR; ABREU, 2018), o tipo de coagulante e a dosagem empregada (HAMEED et al., 2016).

Os coagulantes utilizados no tratamento de efluentes podem ser divididos em produtos químicos e naturais. Dos coagulantes químicos destacam-se cloretos, policloretos, e sulfatos de alumínio; cloretos e sulfatos férricos, que são utilizados sozinhos ou associados à floculantes (LEE; ROBINSON; CONG, 2014). Os coagulantes naturais são obtidos de plantas (p. e. taninos) ou animais (p. e. quitosana), e podem precisar de processamento ou preparação antes de serem utilizados (YANG et al., 2019; PAN et al., 1999).

Os coagulantes químicos e naturais são amplamente utilizados, e estudos indicam eficiência na remoção impurezas de efluentes (LEITE; HOFFMANN; DANIEL, 2019; SANTOS et al., 2018). No caso de coagulante a base de tanino, Yang

et al. (2019) afirmam que os produtos são biodegradáveis e não tóxicos.

Apesar de apresentar eficiência na remoção de muitos compostos, é preciso investigar a capacidade que os coagulantes apresentam em relação à toxicidade.

Os testes de toxicidade amparam a avaliação da qualidade de corpos hídricos e da carga poluente de efluentes. Os parâmetros físicos e químicos tradicionalmente analisados, são insuficientes para diferir as substâncias que comprometem os sistemas biológicos das que são inertes ao meio, conseqüentemente, insuficientes para avaliar o risco potencial de contaminação ambiental. As análises são complementares, enquanto os parâmetros químicos determinam a concentração dos agentes tóxicos, os ensaios de toxicidade analisam os efeitos sobre as espécies (FONTANA et al., 2020).

A toxicidade pode ser classificada de acordo com o tempo de resposta. Na toxicidade aguda, os efeitos adversos ocorrem em curtos períodos (0 a 24 horas), após uma ou múltiplas exposições. Os experimentos de toxicidade aguda têm como finalidade determinar a relação concentração/resposta, que baseia o cálculo da CL50 (concentração letal à 50%). A CL50 é a probabilidade estatística de uma concentração causar letalidade à 50% dos organismos de uma população. Nos ensaios de toxicidade crônica, os efeitos são avaliados após simultâneas exposições, por um período aproximado ao ciclo de vida médio destas espécies (HUBER, 2012).

Inúmeras espécies de organismos são utilizadas em testes de toxicidade, sendo assim, pode-se realizar uma melhor avaliação, no contexto de análise aguda e crônica, por meio de comparativos dos efeitos em diferentes organismos. Os principais grupos de organismos empregados são algas (PINTO et al., 2016), crustáceos (CARVALHO et al., 2017), peixes (SCHREIBER et al., 2017), bactérias (CAMPOS; PIVELI, 2016) e plantas (OLIVEIRA et al., 2018).

Os crustáceos são considerados consumidores primários ou secundários, representando uma importante ligação entre os níveis superiores e inferiores da cadeia alimentar, e são caracterizados por ter um ciclo de vida curto, boa reprodutibilidade e são de fácil aquisição (SILVA, 2002).

Artemia franciscana é um camarão de cor marrom, que mede entre 1 e 7 mm, e pertence à família Crustáceos (SANDOVAL, 2020), a espécie é extremófila (SELLAMI, 2020), isto é, capaz de sobreviver em circunstâncias ambientais extremas. A espécie é encontrada em lagos salinos e zonas costeiras de todo o mundo, e exerce uma função valiosa no curso energético destas cadeias alimentares (YI, 2020).

A acessibilidade na aquisição dos cistos, a adaptabilidade, e o rápido desenvolvimento da *Artemia franciscana*, são características desejáveis às culturas em laboratório, que tornam a espécie apropriada aos ensaios de toxicidade (YI, 2020).

Os cistos (ovos) da *Artemia franciscana* podem ser armazenados por longos períodos nas condições apropriadas, como ambiente seco ou de maneira anaeróbia. Quando são hidratados, os embriões contidos nos cistos são ativados e algumas horas depois nasce uma larva náuplio livre, sendo essa a fase em que se utiliza esses organismos nos testes de toxicidade aguda (CUNHA, 2011).

A análise quanto a toxicidade das amostras testadas consiste na perda de capacidade de movimentação das larvas (letalidade), após um período de 48 horas (CUNHA, 2011). Nos testes de letalidade o que se busca é determinar a CL50, que

corresponde à concentração estimada para ocasionar uma mortalidade de 50% das artêmias, respectivamente (LIBRALATO et al., 2016).

Dessa forma, no presente estudo investigou a variação dos parâmetros de cor, turbidez, abs UV, pH e DQO de lixiviado de aterro sanitário no tratamento por coagulação/floculação, utilizando coagulantes a base de alumínio, ferro e tanino.

2 METODOLOGIA

A metodologia aplicada buscou avaliar a eficiência do tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo físico-químico de coagulação floculação do efluente bruto. Os experimentos foram realizados em escala de bancada na Universidade Federal de Mato Grosso.

2.1 O lixiviado

O lixiviado bruto foi coletado em um aterro sanitário localizado em Primavera, distrito do município de Sorriso, na microrregião de Alto Teles Pires e mesorregião do Norte Mato- Grossense. O aterro recebe resíduos classificados como IIA e IIB, e nele foi disposto mais de 12 mil toneladas de resíduos, originados de 13 municípios na região (SANORTE, 2019). No período das coletas, a idade do aterro era de aproximadamente nove anos.

2.2 Coleta

Os experimentos foram realizados em março de 2020, as amostras do lixiviado bruto e foram coletadas e encaminhadas para o laboratório de águas e resíduos da Universidade Federal de Mato Grosso, e caracterizadas em relação aos parâmetros turbidez (TB), pH, cor aparente (cor), demanda química de oxigênio (DQO) e absorvância em ultravioleta 254 nm (abs UV). As análises de TB, pH e cor foram realizadas utilizando os equipamentos turbidímetro, pHmetro e colorímetro, respectivamente. As demais análises seguiram os métodos estabelecidos pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

2.3 Tratamento físico-químico

Para o tratamento por coagulação/floculação (CF) foram utilizados seis diferentes coagulantes, sendo eles PLC 115 e PLC 120 (policloreto de alumínio, pH menor ou igual a 3), PLC 2000 (sulfato de alumínio, pH menor ou igual a 2,5), PLC 8034 e PLC 8030 (a base de FeCl_3 , pH menor que 1), produtos da Universal Química; E o Tanfloc (base de tanino, pH ente 1,3 e 2,3)) produzido pela Tanac. As dosagens empregadas foram definidas por meio de pré-testes, definidas em 0, 500, 1.000, 1.500, 2.000, 2.500 mg.L^{-1} . Os ensaios foram realizados em triplicata, sem prévia correção de pH.

Em pré-testes verificou-se que os usos dos coagulantes mesmo sob altas dosagens não apresentavam bons resultados de clarificação, entretanto, quando o floculante foi empregado no tratamento, as clarificações do lixiviado mostraram-se

importantes (dados não apresentados). Com base neste resultado, o agente floculante foi empregado em todos os testes de tratamento, na dosagem de $10,08 \text{ mg.L}^{-1}$.

Os testes de coagulação/floculação e sedimentação foram executados em escala de bancada, utilizando o equipamento de testes de jarros, com 0,25 L de lixiviado em cada ensaio. A velocidade empregada na mistura rápida (VMR) e na mistura lenta (VML) de 100 e 20 rpm, respectivamente. Os tempos de mistura rápida (TMR) e lenta (TML) de 2 e 20 min, respectivamente. Posterior ao ensaio em *jar test*, as amostras foram colocadas em cone Imhoff, e permaneceram estáticas para sedimentação pelo tempo de 20 min. Sequencialmente, o volume do lodo foi aferido, e o sobrenadante extraído para a caracterização final.

2.4 Testes de toxicidade

Para analisar toxicidade do efluente tratado, as dosagens que apresentaram o resultado mais satisfatório em cada um dos 12 tratamentos testados, foram submetidas ao bioensaio de Letalidade da *Artemia franciscana*.

Letalidade da Artemia franciscana

O ensaio de letalidade da *Artemia franciscana* é realizado no segundo e terceiro estágio de desenvolvimento do crustáceo, uma vez que estas são as fases de maior fragilidade em seu ciclo de vida (GORBI *et al.*, 2012).

Eclosão dos cistos

A água marinha artificial foi preparada com Reef Salt – Aquaforest (394093), com salinidade igual a 35 ppt, aerada por 48 horas. A solução é utilizada como meio de incubação para os ovos da artêmia, como controle negativo, e como diluente do efluente testado (ARTOXKIT, 1990).

Em uma placa de petri foram dispostos 12 mL da água salina, e 20 mg de cistos de *Artemia franciscana*, expostos a iluminação (4000 lux) durante 1 hora. Posteriormente, os cistos foram levados a incubadora, e mantidos sob temperatura de $25 \text{ }^\circ\text{C}$, no escuro, por 24 horas. Após a eclosão dos cistos, fazendo o uso de uma fonte de luz fria, os náuplios fototrópicos foram transferidos com uma pipeta de Pasteur para outra placa de petri, contendo 12 mL de água salina fresca, e foram incubados sob as mesmas condições por mais 24 horas, para que desenvolvessem e atingissem o instar II e III (MANFRA *et al.*, 2015).

Controle positivo

Por possuir sensibilidade conhecida à dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), uma solução de 1 g do tóxico foi dissolvida em 1 L de água deionizada, e sequencialmente diluída em água salina, sob as seguintes concentrações 0, 15, 22, 30, 37 e 45 mg L^{-1} , as soluções foram utilizadas como controle positivo no ensaio de mortalidade aguda (MANFRA *et al.*, 2015).

Procedimento de mortalidade aguda

As *Artemias franciscanas* em instar II e III foram transferidas para placas petri

multiposços, contendo o efluente previamente tratado sob diferentes diluições (100, 50, 25, 12,5, 6,25%), o controle positivo (0, 15, 22, 30, 37 e 45 mg L⁻¹ de K₂Cr₇O₇ e negativo (água salina a 35 ppt). As concentrações foram testadas em triplicata, e cada poço continha 1 mL do efluente diluído ou do controle, e 10 indivíduos de *Artemia Salina*, mantidas por 24 horas sob 25 °C, na ausência iluminação (MANFRA *et al.*, 2015).

Foram consideradas potencialmente tóxicas as concentrações letais à 50% das artêmias, e as subletais que causaram o comprometimento da mobilidade dos crustáceos, isto é, que mesmo após estimulação (toque com a pipeta pasteur), permaneceram estáticas quando observadas pelo tempo de 10 segundos (LIBRALATO *et al.*, 2016).

A legitimidade dos testes de toxicidade foi considerada de acordo as diretrizes propostas por (MANFRA *et al.*, 2015), conforme tabela 4.

Tabela I - Teste de mortalidade aguda de 24 horas.

Estágio larval inicial	Estágio Nauplii II – III
Tipo de teste	Estático
Temperatura (°C)	25 ± 1
Fotoperíodo (h de luz por dia) e intensidade da luz (lux)	1 h à 4000 lux
Salinidade (PSU)	35 ± 1
Saturação de oxigênio (%)	> 60
Água de diluição	Água salina artificial (Reef Salt – Aquaforest)
Volume de teste (mL)	1
Nº de concentrações de exposição	5
Navio de teste	Placas Petri de 24 poços
Nº de larvas expostas	10
Nº de repetições por tratamento	3

Fonte: Adaptado de MANFRA *et al.*, (2015).

3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado, em esquema fatorial 6x7, seis coagulantes sob 7 dosagens, em triplicata para lixiviado bruto e biologicamente tratado.

O efeito dos tratamentos sobre os parâmetros de remoção de Turbidez, pH, cor, DQO, e Abs UV, foram testados por meio da análise de variância (ANOVA), os testes de comparação das médias e análise de regressão com 95% de confiança à 5% de significância, utilizando o software Sisvar 5.3. Quando diferenças foram verificadas, a análise de regressão foi realizada para os resultados.

Nos resultados dos ensaios com *Artemia Franciscana* são apresentados os parâmetros dos modelos Probit, a significância dos mesmos, as Concentrações Letais

a 25% e 50%, e o teste de qui-quadrado, que mede a adequação do modelo aos dados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados dos parâmetros estudados estão expressos em porcentagem de variação em relação ao efluente bruto; e no caso do volume de lodo, expresso em mL.

As análises de variância demonstraram que os tratamentos empregados levaram a variações na cor, turbidez, abs UV, DQO, pH, e volume do lodo.

As equações dos modelos de regressão para o parâmetro de cor e turbidez, DQO, absorção em UV254nm, e Volume do Lodo, estão apresentadas nos apêndices A e B, bem como os coeficientes de determinação. Os modelos foram definidos pelo ajuste a 5% de significância.

4.1 Caracterização do lixiviado

As características físico-químicas do efluente (Tabela II) indicam que o lixiviado apresenta elevada carga de contaminantes, altos valores para cor, DQO e abs UV.

A cor escura e característica dos lixiviados de aterro sanitário é atribuída a presença de substâncias húmicas, material em estado coloidal, proveniente dos fragmentos de matéria não biodegradável (CASTRILLÓN, 2010). De acordo com Hillebrand; Benetti (2020), a absorção em UV 254 nm é um dos parâmetros de caracterização e quantificação de material orgânico natural. Hoffmann *et al.* (2020) indicou que a radiação ultravioleta a 254 nm é absorvida por muitos componentes orgânicos, inorgânicos e coloidais presentes em efluentes, e estão associados com a presença de componentes aromáticos insaturados (cromóforos) na massa líquida.

Aterros jovens (em fase de acidogênese) apresentam lixiviado com baixo valor de pH devido à presença elevada de compostos voláteis. Para aterros estabilizados, o pH tende a aumentar para valores superiores a 7, devido à redução desses compostos no lixiviado (KJELDSSEN *et al.*, 2002). Segundo El Fadel *et al.* (2002), é típico de processos de digestão anaeróbia em fase metanogênica valores de pH acima da neutralidade. O lixiviado objeto do estudo apresenta valor de pH 8,6, sugerindo que o aterro se encontra em fase metanogênica semelhante à aterros estabilizados (RIBEIRO, 2021).

Tabela II - Características do lixiviado bruto do aterro .

Parâmetros	Efluente
Turbidez (NTU)	564,16
DQO (mg L ⁻¹)	2662,96
Cor (uH)	7457
pH	8,60
Abs UV (cm ⁻¹)	9,84

4.2 Variação de pH

Com exceção do cloreto férrico PLC-8030, os tratamentos primários de lixiviado utilizando os coagulantes a base de alumínio, ferro e tanino, mostraram não haver diferença significativa do pH no lixiviado antes e após a coagulação/floculação ($p \leq 0,05$). No uso do PLC-8030, a variação foi significativa em dosagens superiores à 1500 mg L^{-1} , com redução do valor de pH conforme o aumento da dosagem de coagulante (1500 mg L^{-1} (pH 8,23); 2000 mg L^{-1} (pH 8,12); 2500 mg L^{-1} (pH 7,94)). Segundo Jacangelo *et al.* (1995) sais de metal como cloreto férrico são ácidos, e podem reduzir o pH após aplicação.

De acordo com Santos *et al.* (2014) devido a menor acidez dos produtos de policloreto de alumínio, durante a hidrólise há liberação igualitária de íons metálicos, e menor quantidade de ácido quando comparado aos coagulantes a base cloretos férricos, o que reduz a variação do pH no efluente a ser tratado.

4.3 Variação de Cor

Os coagulantes a base de metais apresentaram remoções de cor superior a 72%, com remoções máximas em 1.000 e 2500 mg L^{-1} para o PLC-115 (86,1-88,5%), PLC-2000 (80,1-88,8%), PLC-120 (71,5-88,8%), PLC-8030 (75-86,5%) e PLC-8034 (78,9-86,8%) (Figura I A e B).

Os materiais coloidais apresentam cargas negativas em suas superfícies (Yang *et al.*, 2019). No processo de coagulação/floculação no momento em que os coagulantes à base de sais de metal, como o alumínio e o ferro, entram em contato com a água, ocorre hidrólise, com dissociação e formação de cargas positivas. As cargas positivas são adovorvidas pelas cargas negativas do material coloidal e como resultado as cargas são neutralizadas, reduzindo a repulsão e ocasionando a formação de flocos (GHERNAOUT, 2012).

O comportamento das remoções pelos coagulantes à base de metal apresentou variação nas dosagens acima de 1000 mg L^{-1} , com redução de remoção nas dosagens entre ~ 1.500 a 2.250 mg L^{-1} . Michael-Kordatou *et al.* (2015) indicaram que o aumento da dosagem do coagulante promove aumento de cargas positivas no efluente favorecendo a dissociação das partículas em vez da aglutinação destas. De acordo com Ghernaout *et al.* (2012), a queda de remoção indica excesso de coagulante no sistema, com reestabilização das cargas, reduzindo o efeito de coagulação.

Sob condições básicas, o Fe^{3+} reage com o íon hidróxido (OH) para formar $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_4$. O Fe^{3+} nas formas de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_4$ com carga neutra e negativa, e perde sua capacidade de neutralizar o sistema coloidal carregado negativamente (ISHAK *et al.*, 2018).

Apesar disso, os valores máximos de remoção de cor obtidos neste trabalho indicam valores semelhantes para os coagulantes testados.

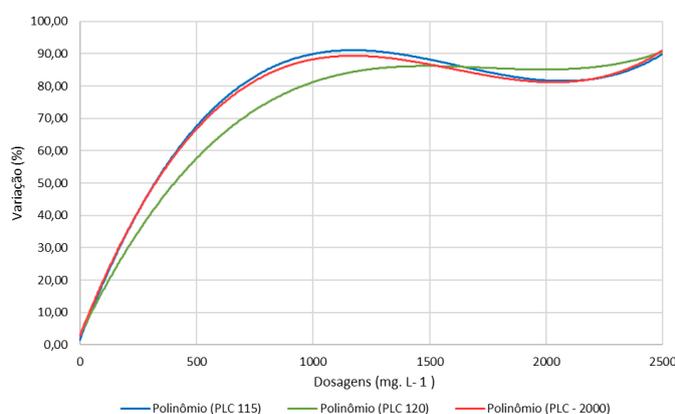
Ishak *et al.* (2008) utilizaram a coagulação/floculação no tratamento primário de lixiviado de aterro sanitário estabilizado obtendo 94% de remoção de cor, em dosagem de 1450 mg L^{-1} de coagulante a base de cloreto férrico. Silva (2002) avaliou

o uso de coagulante a base sais de alumínio no tratamento primário de lixiviado, e determinou como ótima as faixas entre 700 e 950 mg L⁻¹, obtendo percentuais de remoção de cor próximos a 70%. Os estudos corroboram com os resultados positivos sobre a efetividade da remoção de cor do lixiviado, com o uso de coagulantes a base de sais de metais no método por coagulação/floculação.

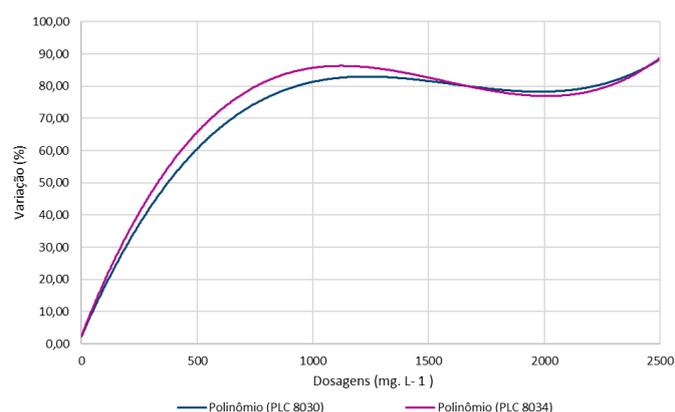
A maior eficiência de remoção de cor apresentada pelo coagulante à base de tanino (Figura IC) aproximadamente 90%, foi obtida utilizando dosagens de 1.000 mg L⁻¹, com tendência de estabilização em dosagens acima desse valor.

No caso da remoção pelo coagulante orgânico, o processo é diferente. A remoção deve-se à capacidade dos polifenóis presentes nos taninos de adsorver íons orgânicos e ao efeito elétrico da dupla camada formada por grupos fenólicos, carboxílicos e amino (BRANCH et al., 2019).

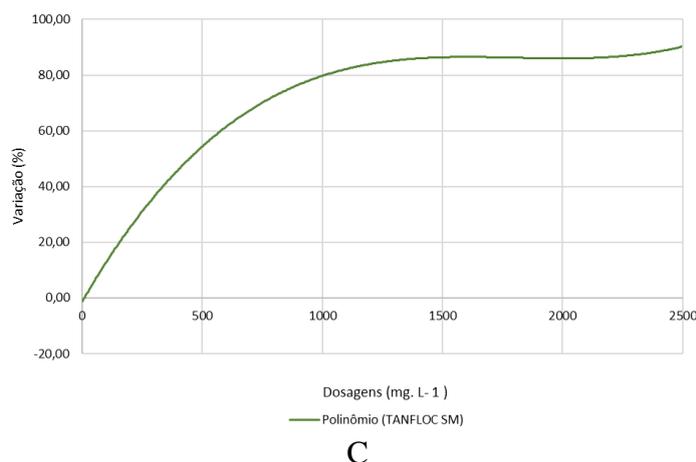
Figura I - Modelos da variação da cor aparente em função da dosagem dos coagulantes PLC 115, 120 e 2000 (A); PLC 8030 e 8034 (B); Tanfloc (C).



A



B



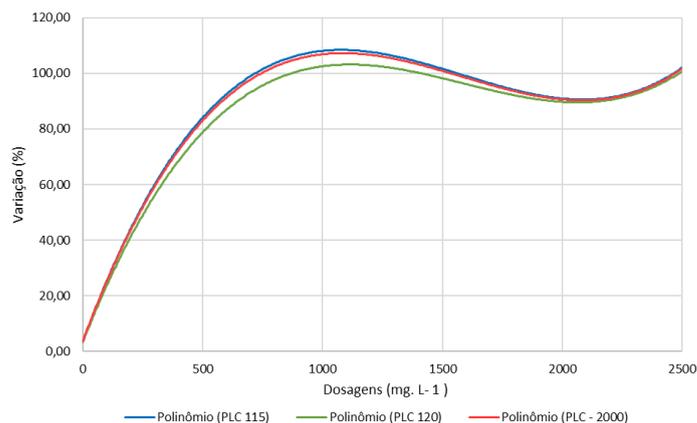
4.4 Variação de Turbidez

Em relação à remoção de turbidez, as eficiências dos tratamentos são positivas e comparáveis às obtidas para o parâmetro de cor. Os tratamentos por CF resultaram em remoções de turbidez máximas de 98-99% (Figura II A, B e C).

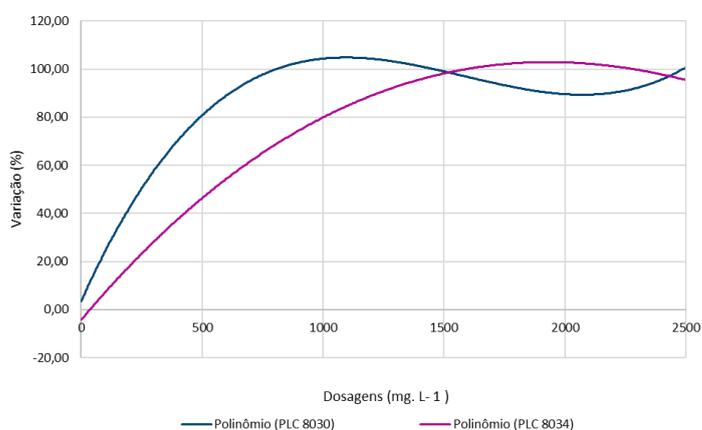
Nos coagulantes testados foram verificadas tendências de estabilização de remoção de turbidez em concentrações iguais e superiores a 1.500 mg.L⁻¹ que variaram entre 96-99%. Os resultados mostraram que o aumento na concentração de 1.500 mg.L⁻¹, causou redução na eficiência de remoção de turbidez, aparentemente, devido ao excesso dos coagulantes na solução, que influenciam o processo de formação e decantação dos flocos.

Liu *et al.* (2012) estudou o pré-tratamento de lixiviado de um aterro estabilizado utilizando um polímero a base de ferro, e por otimização do pH e da dosagem do coagulante, chegou a 98,8% de remoção de turbidez, na concentração de 10.000 mg L⁻¹. Castrillon *et al.* (2010) obtiveram 90,2% de remoção de turbidez quando ajustou o pH do efluente para 3,8, sob dosagem de 1.200 mg L⁻¹ de cloreto férrico. Pedroso *et al.* (2012) avaliaram o uso do Tanfloc como tratamento para o lixiviado do aterro sanitário de Maringá-PR, e alcançaram remoção de 64% dos níveis de turbidez, com pH 9, e sob dosagem de 1.500 mg L⁻¹. Neste estudo, o tratamento por coagulação floculação apresentou maiores remoções de turbidez, sob menores concentrações dos coagulantes, e sem ajuste do pH inicial do lixiaviado.

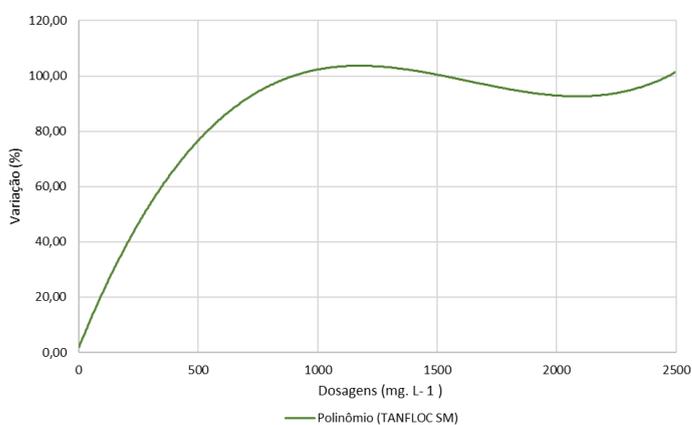
Figura II - Modelos da variação da turbidez em função da dosagem de coagulante para PLC 115, 120 e 2000 (A); PLC 8030 e 8034 (B); Tanfloc (C)



A



B



C

4.5 Variação de Abs UV

A clarificação do lixiviado observada pelas remoções de cor e turbidez também foi observada pela redução da absorção em comprimento de onda ultravioleta (Figuras III A, B e C).

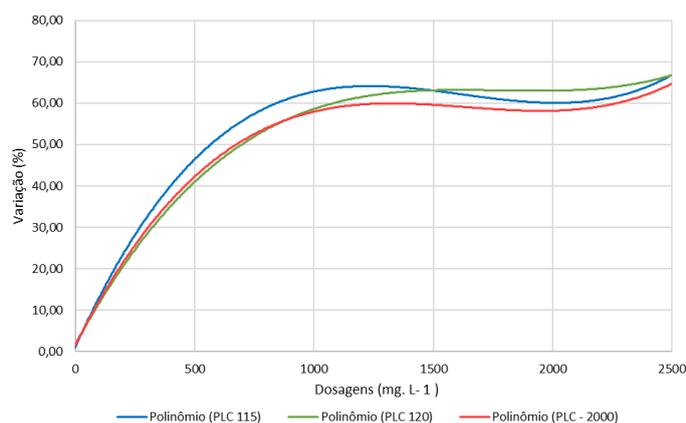
Os coagulantes PLC-115, PLC-120, PLC-2000, PLC-8030 e PLC-8035 apresentaram comportamento semelhante, quanto maior a concentração dos coagulantes, maior a remoção de abs UV. As variações de abs UV para os coagulantes a base de alumínio e cloreto férrico mostraram remoções superiores a ~52% na dosagens de 1.000 mg L⁻¹ (Figuras III A e B). Para o Tanfloc, a maior remoção de abs

UV foi de 66% (2.000 mg L^{-1}) (Figura III C).

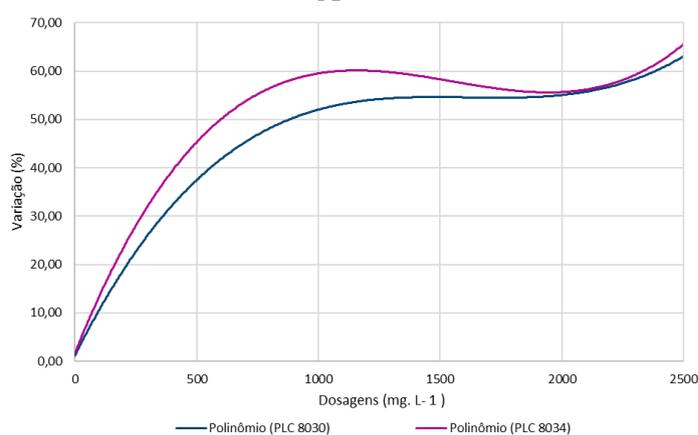
Bakraouy *et al.* (2017) verificaram a influência da dosagem de coagulante na remoção do parâmetro de abs UV, segundo o estudo, quanto maior a dose de cloreto férrico, maior a redução na absorvância.

Ntampou *et al.* (2006) conduziram uma pesquisa de tratamento de lixiviado estabilizado, pré-tratado biologicamente, com objetivo de estabelecer um método eficaz para reduzir os poluentes aos padrões previstos em legislação. No processo foram utilizados dois coagulantes inorgânicos, a base de ferro e alumínio, que levaram a remoções de absorvância de 82% e 75%, respectivamente. Segundo o autor, os coagulantes férricos são mais efetivos que os coagulantes de alumínio no tratamento de lixiviado. Neste estudo obtivemos pequenas variações entre os coagulantes a base de ferro e alumínio, com máximas remoções entre 62-66%.

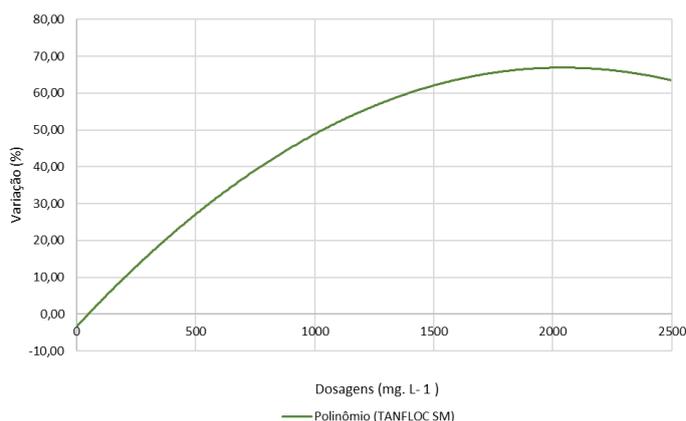
Figura III - Modelos de variação da abs UV em função da dosagem de coagulante para PLC 115, 120 e 2000 (IIIA); PLC 8030 e 8034 (IIIB); Tanfloc (IIIC)



A



B



C

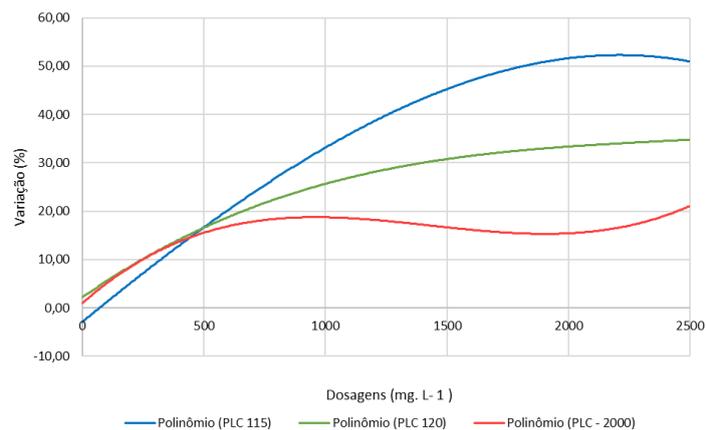
4.6 Variação de DQO

As remoções de DQO observadas nos tratamentos por CF (Figura IV) apresentaram diferentes resultados de eficiência, conforme o coagulante e a dosagem utilizados. Os melhores resultados de remoção foram >50% para o PLC-115 (dosagens >1.750 mg L⁻¹); 32% para o PLC 120 (dosagens >2.000 mg L⁻¹); ~21% para o PLC 2000 (em dosagens de 1.000 e 2.500 mg L⁻¹, respectivamente); 35 e 33% para o PLC 8030 (1.250 e 2.500 mg L⁻¹, respectivamente), ~17% para o PLC 8034 (em dosagens acima de 2.000 mg L⁻¹) e ~27 e 23% para o Tanfloc (~800 e 2.500 mg L⁻¹, respectivamente).

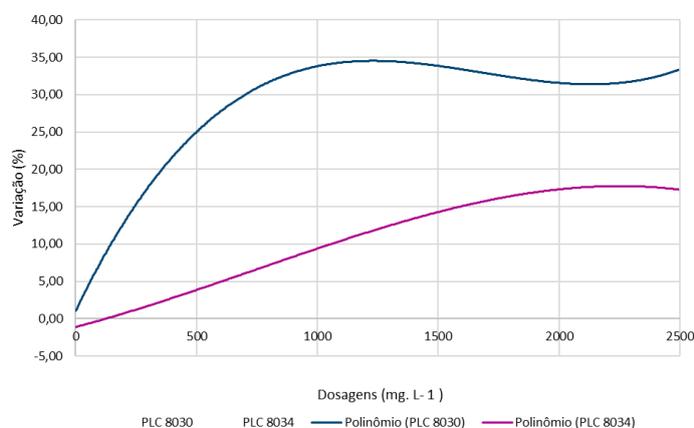
As remoções de DQO foram inferiores às remoções de cor, turbidez e abs UV, indicando que os compostos dissolvidos não foram removidos do lixiviado. É sabido que o processo de coagulação/floculação atua principalmente na remoção de compostos coloidais e suspensos, sem atuar de forma importante na remoção de compostos dissolvidos.

Silva (2002) encontrou remoções de DQO próximas a 27% em um lixiviado com valor de pH de 7,5, tratado com o coagulante sulfato de alumínio. Webler (2014) observou remoção de DQO maior do que 58% utilizando o coagulante FeCl₃, em valor de pH de 5,0. Também utilizando FeCl₃, Ishak *et al.* (2018) observaram redução de 65-75% na remoção de DQO.

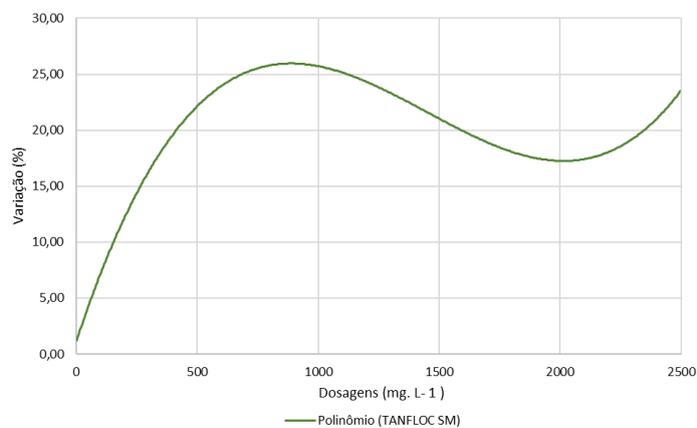
Figura IV - Modelo da variação de DQO em função da dosagem de coagulante para PLC 115, 120 e 2000 (A); PLC 8030 e 8034 (B); Tanfloc (C).



A



B



C

De forma geral, para PLC 115, PLC 120, PLC 8030 e PLC 8034, as dosagens de coagulante à 1.000 mg L⁻¹ resultam em boa resposta para a remoção de cor, turbidez e abs UV, porém, as maiores remoções de DQO foram observadas, nas dosagens próximas de 2.500 mg L⁻¹.

Para PLC-2000 e Tanfloc, as dosagens próxima a 1.000 mg.L⁻¹ apresentaram bons resultados na remoção de DQO, que tendeu a estabilização em dosagens mais altas. Porém nessa dosagem, observou-se para PLC-2000 baixa remoção de abs UV, o parâmetro apresentou melhor resultado sob a concentração de 2.500 mg L⁻¹.

4.7 Volume de lodo

A análise do volume de lodo gerado nos tratamentos de lixiviado (Figura V), são de suma importância para maximizar a eficácia do processo, uma vez que a formação do subproduto está relacionada ao tipo de coagulante e a dosagem empregada no tratamento. Sendo fundamental uma melhor determinação desses dois fatores para garantir eficiência do tratamento, e mitigar a geração do resíduo (WEBLER, 2014).

O volume de lodo apresentou tendência em geral, de aumento conforme a adição dos coagulantes (Figura V). Os maiores volumes gerados para cada coagulante foram observados sob a maior dosagem empregada, 2.500 mg.L⁻¹: Os policloreto de alumínio PLC-115 e PLC-120, geraram 224 mL L⁻¹ e 164 mL L⁻¹, respectivamente; O PLC-2000, coagulante à base de sulfato de alumínio gerou um volume de 108 mL L⁻¹; Os cloreto de férricos PLC-8030, 184 mL L⁻¹; PLC-8034, 112 mL L⁻¹) e Tanfloc, 140 mL L⁻¹.

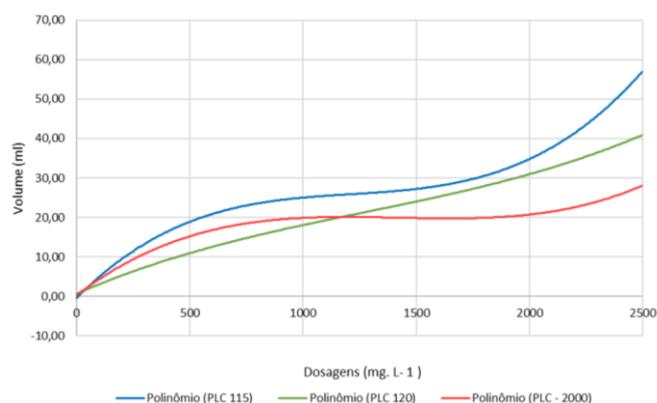
Santos *et al.* (2014) afirmaram que o policloreto de alumínio apresenta rápida velocidade na aglutinação das partículas, formação de flocos uniformes de maiores dimensões e peso. O produto diverge dos demais coagulantes a base de alumínio por ser polimerizado, possuir alto peso molecular e maior concentração de alumínio 16 - 18%.

Em seu estudo comparativo de tratamento de água, Piantá (2008) demonstrou eficácia na remoção de cor e turbidez, utilizando Tanfloc. Segundo o autor, o coagulante de origem orgânica quando comparado com o coagulante a base alumínio, gerou 15,5% a menos de volume de lodo. No tratamento com Tanfloc, o lodo gerado não apresentou teores de alumínio, e pode ainda ser reutilizado na agricultura.

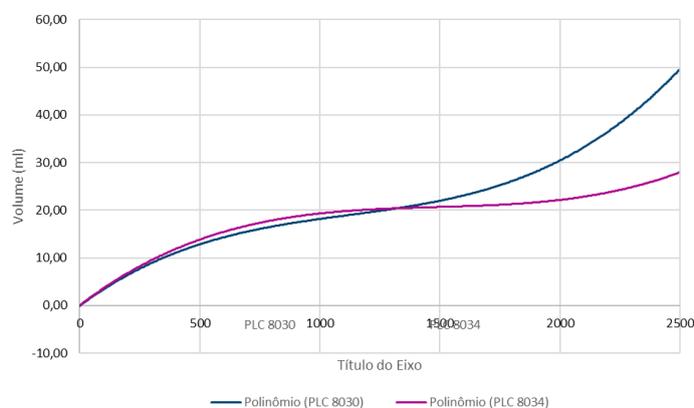
Máximo (2007) obteve desempenhos diferentes quanto a geração de lodo em tratamentos com os coagulantes de cloreto férrico, sulfato de alumínio e tanino, notou-se que o tanino apresentou o maior índice de residual gerando 355 mL L⁻¹ de lodo, em comparação com cloreto férrico e sulfato de alumínio, que geraram 120 mL L⁻¹ e 50 mL L⁻¹, respectivamente.

Marañón *et al.* (2008) desenvolveu o tratamento de lixiviado com cloreto férrico, sulfato de alumínio e policloreto de alumínio, não havendo ajuste de pH somente para o último coagulante mencionado, e atingiu volumes de lodo gerado próximos a 30%, 40% e 60%, respectivamente, do volume total da amostra, em dosagens definidas como ótimas. O autor menciona pouca variação nos resultados entre o cloreto férrico e sulfato de alumínio, no entanto, o emprego de policloreto de alumínio mostrou maior produção de lodo, o que corrobora com os resultados encontrados neste estudo para o PLC 115.

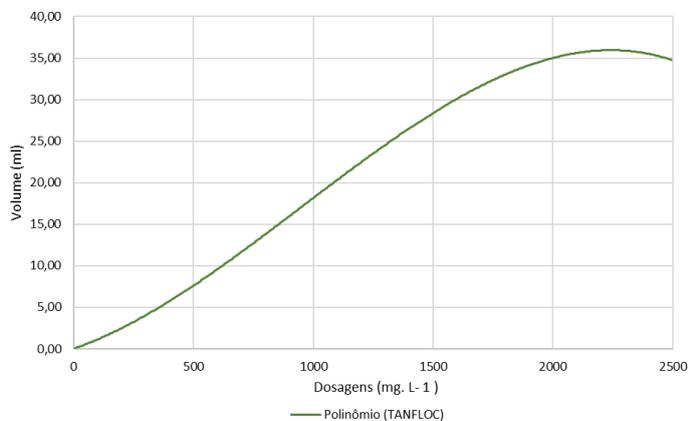
Figura V - O Volume de lodo em função da dosagem de coagulante para PLC 115, 120 e 2000 (A); PLC 8030 e 8034 (B); Tanfloc (C).



A



B



C

4.1 Avaliação da toxicidade do lixiviado tratado por Coagulação/Floculação

Considerando que os coagulantes testados sob a dosagem de 2.500 mg L⁻¹, foram mais eficientes na remoção dos parâmetros de cor, turbidez, abs UV e DQO, as amostras de lixiviado pós-tratamentos à 2.500 mg L⁻¹ foram avaliadas em relação à toxicidade. Os resultados são apresentados na Tabela III.

Tabela III - Parâmetros do Modelo Probit, concentrações letais e teste de adequação

para efluente bruto.

Amostra	Modelo Probit		CL's		X ² (p-valor)
	Intercepto (± EP)	Coef. Angular (± EP)	CL2 5 %	CL50 %	
Controle positivo	-2,764** ± 0,467	0,062** (± 0,0,013)	33,8 ¹	44,7 ¹	3,384 (0,336)
115	-2,122** (± 0,293)	0,056** (± 0,009)	25,9	38,0	0,445 (0,931)
120	-2,122** (± 0,257)	0,042** (± 0,006)	34,1	50,0	1,772 (0,621)
8030	-2,625** (± 0,313)	0,043** (± 0,006)	45,7	61,5	10,271(0,016)*
8034	-2,666** (± 0,328)	0,045** (± 0,006)	44,0	59,0	6,492 (0,090)
Tan	-2,270** (± 0,293)	0,047** (± 0,007)	33,9	48,2	2,872 (0,412)

¹ mg L⁻¹. *Modelo Probit não ajustou **Significativo a 1%.

Tabela IV – Parâmetros do Modelo Linear e concentrações letais para a *Artemia*.

Amostra	Modelo Linear			CL's %	
	Intercepto (± EP)	Coef. Angular (± EP)	R ²	CL25	CL50
8030	-0,131* (± 0,013)	0,0103** (± 0,001)	97,1%	37,0	61,29
Efluente pós- tratamento biológico.	0,093** (± 0,006)	0,007** (± 0,000)	99,9%	22,43	58,14

** Significativo a 1%; * Significativo a 5%.

As respostas do controle negativo em água salina mostraram que não houve letalidade das artemias, o que valida os resultados de acordo com Manfra et al. (2015). O controle positivo com dicromato de potássio indicou valor de CL50 igual a 44,7 mg L⁻¹.

O resultado do teste indicou um alto índice de toxicidade para o lixiviado bruto, que mesmo sob a menor concentração (3,125%) induziu a mortalidade de 100% da população *Artemia franciscana*. Considerando que o lixiviado bruto possui CL50 < 3,125%, o processo de coagulação/floculação gerou além da clarificação, a redução de toxicidade do efluente.

A exposição dos microcrustáceos ao efluente pós-tratamento por CF mostraram que as concentrações letais CL25 e CL50 foram variáveis conforme o coagulante empregado (Tabelas III e IV). As maiores toxicidades foram observadas para os coagulantes PLC-115 e Tanfloc com CL50 de 38 e 48,2%, respectivamente. Entretanto, dos tratamentos testados, PLC-115 apresentou os melhores resultados na remoção de UV e DQO, enquanto Tanfloc gerou as maiores remoções de cor e turbidez.

As melhores repostas para as toxicidez foram encontradas no uso dos coagulantes PLC-8030 e PLC-8034, com CL50 de 61,29% e 59%, respectivamente. Os resultados de toxicidez por tratamento físico/químico com cloreto férrico são comparáveis as respostas do efluente pós tratamento biológico em lagoas, com CL50 de 58,14%.

Diferente dos resultados encontrados neste trabalho, segundo Kawahigashi et al. (2013), apesar da eficiência do processo de coagulação/floculação/sedimentação na remoção dos parâmetros de cor e DQO do lixiviado, a toxicidade do efluente aumentou

para *Artemia* após o tratamento. Os autores afirmam que o aumento da toxicidade pode estar relacionado ao material residual gerado pelo uso do coagulante à base de Fe na etapa de coagulação química.

As diferenças estatísticas entre a maior concentração do lixiviado pós tratado das demais concentrações analisadas, evidenciam que a diluição do efluente pode gerar a dissolução dos agentes tóxicos para *Artemia Franciscana* (FONTANA *et al.*, 2020).

5 CONCLUSÃO

O tratamento primário por coagulação/floculação fazendo o uso de PLC 115, PLC 120, PLC 2000, PLC 8030, PLC 8034 e Tanfloc, associados a um polímero aniônico floculante, apresentaram bons resultados e são recomendados para tratamento do lixiviado bruto.

O polímero orgânico-catiônico Tanfloc apresentou boas respostas para Cor, Turbidez, e Abs UV sob a concentração de 1.000 mg.L^{-1} , entretanto os coagulantes PLC-115, PLC-120 e PLC-8030, obtiveram melhores resultados na remoção de DQO.

Para todos os coagulantes estudados, a faixa de dosagem, próxima de 2.500 mg.L^{-1} , foi mais eficiente no tratamento, considerando que obtiveram as melhores respostas de DQO.

Os bioensaios indicaram que lixiviado em estudo pós tratamento por CF, ainda apresenta possibilidade de contaminação de corpos receptores por apresentar toxicidade para *Artemia Franciscana*. Ressalta-se a relevância do uso de diferentes bioindicadores nas considerações ecotoxicológicas, uma vez que este organismos podem apresentar respostas distintas aos poluentes à que não expostos.

Apesar de apresentar respostas importantes no tratamento do lixivado, apenas o pH, e o parâmetro de turbidez estão em conformidade ao padrão de lançamento de efluentes estabelecidos pela Resolução Conama nº 357 de 2005.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, 19th Edition, Washington DC, 1995.

ARTOXKIT, M. *Artemia toxicity screening test for estuarine and marine waters*. Standard operational procedure, Creasel, Deinze, Belgium, 1990.

AZIZ, H. A., Alias, S., Adlan, M. N., Asaari, A. H., & Zahari, M. S. (2007). Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. *Bioresource technology*, 98(1), 218-220.

BADERNA, D. et al. A combined approach to investigate the toxicity of an industrial landfill's leachate: chemical analyses, risk assessment and in vitro assays. *Environmental research*, v. 111, n. 4, p. 603-613, 2011.

BAKRAOUY, H., Souabi, S., Digua, K., Dkhissi, O., Sabar, M., & Fadil, M. (2017). Optimization of the treatment of an anaerobic pretreated landfill leachate by a coagulation– flocculation process using experimental design methodology. *Process Safety and Environmental Protection*, 109, 621-630.

BANCH, T. J., Hanafiah, M. M., Alkarkhi, A. F., & Abu Amr, S. S. (2019). Factorial design and optimization of landfill leachate treatment using tannin-based natural coagulant. *Polymers*, 11(8), 1349.

BELTRÁN-HEREDIA, J., Sánchez-Martín J., Gómez-Muñoz M.C., New coagulant agents from tannin extracts: preliminary optimization studies, *Chem. Eng. J.* 162 (2010) 1019–1025.

BENGUIT, Alae et al. Tertiary treatment of a mixture of composting and landfill leachates using electrochemical processes. *Chemosphere*, v. 292, p. 133379, 2022.

BRASIL. (2005) Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. 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*, Brasília, DF. Seção 1, p. 58-63.

BRASIL. (2005) Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF. Seção 1, p. 58-63.

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

providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 03 Março 2022.

CAMPOS, Fábio; PIVELI, Roque Passos. Redução da toxicidade aguda de lixiviado de aterro sanitário em co-tratamento com esgoto doméstico pelo processo integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel. *Revista Ambiente & Água*, v. 11, p. 316-326, 2016.

CARVALHO, Marcela Merides et al. Estudo da toxicidade de metais (zinco e cádmio) sobre *Ceriodaphnia dubia*, por multivias de exposição e recuperação biológica de descendentes. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 22, p. 961-968, 2017.

CASTRILLÓN, L., Fernández-Nava, Y., Ulmanu, M., Anger, I., & Marañón, E. (2010). Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. *Waste Management*, 30 (2), 228-235.

CHRISTENSEN, Thomas H. et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied geochemistry*, v. 16, n. 7-8, p. 659-718, 2001.

CORTEZ, S., Teixeira, P., Oliveira, R., & Mota, M. (2010). Ozonation as polishing treatment of mature landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 182(1-3), 730-734.

DA SILVA RIBEIRO, Libânia et al. Análise da relação de indicadores físico-químicos do lixiviado gerado em um aterro sanitário no Semiárido Brasileiro. *AGROPECUÁRIA CIENTÍFICA NO SEMIÁRIDO*, v. 17, n. 1, p. 36-42, 2021.

DE SOUZA LEITE, Luan; HOFFMANN, Maria Teresa; DANIEL, Luiz Antonio. Coagulation and dissolved air flotation as a harvesting method for microalgae cultivated in wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, v. 32, p. 100947, 2019.

DOS SANTOS, J. D., Veit, M. T., Juchen, P. T., da Cunha Gonçalves, G., Palacio, S. M., & Fagundes-Klen, M. (2018). Use of different coagulants for cassava processing wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 1821-1827.

FERREIRA, Weruska Brasileiro; NEPOMUCENO, Thiago Cabral; DINIZ, Tarciana Ramos. Utilização de regressão linear para verificar a relação entre cor verdadeira e absorvância no comprimento de onda 254nm. II Congresso Nacional de Pesquisa e Ensino em Ciências, 2017. FLECK, Eduardo. Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. 2003.

GHERNAOUT, D., & Ghernaout, B. (2012). Sweep flocculation as a second form of

charge neutralisation—a review. *Desalination and Water Treatment*, 44(1-3), 15-28.

GORBI, G., Invidia, M., Savorelli, F., Faraponova, O., Giacco, E., Cigar, M., ... & Sei, S. (2012). Standardized methods for acute and semichronic toxicity tests with the copepod *Acartia tonsa*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(9), 2023-2028.

HAMEED, Y. T., Idris, A., Hussain, S. A., & Abdullah, N. (2016). A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance assessment compared to Polyaluminum chloride, and application in a pilot plant. *Journal of environmental management*, 184, 494-503.

ISHAK, A. R., Hamid, F. S., Mohamad, S., & Tay, K. S. (2018). Stabilized landfill leachate treatment by coagulation-flocculation coupled with UV-based sulfate radical oxidation process. *Waste Management*, 76, 575-581.

JÚNIOR, L., & Abreu, F. O. M. S. (2018). Produtos Naturais Utilizados como Coagulantes e Floculantes para Tratamento de Águas: Uma Revisão sobre Benefícios e Potencialidades. *Revista Virtual de Química*, 10(3).

KAWAHIGASHI, FLÁVIA. *Aplicabilidade do pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado granular e avaliação ecotoxicológica*. 2012. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento. Londrina.

KJELDSEN, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 32(4), 297-336.

LAK, Mehdi Ghanbarzadeh et al. Energy consumption and relative efficiency improvement of Photo-Fenton—Optimization by RSM for landfill leachate treatment, a case study. *Waste Management*, v. 79, p. 58-70, 2018.

LEE, C. S., Robinson, J., & Chong, M. F. (2014). A review on application of flocculants in wastewater treatment. *Process safety and environmental protection*, 92(6), 489-508.

LI, W., Hua, T., Zhou, Q., Zhang, S., & Li, F. (2010). Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. *Desalination*, 264(1-2), 56-62.

LIBRALATO, G., Prato, E., Migliore, L., Cicero, A. M., & Manfra, L. (2016). A review of toxicity testing protocols and endpoints with *Artemia* spp. *Ecological indicators*, 69, 35-49.

LIU, X., Li, X. M., Yang, Q., Yue, X., Shen, T. T., Zheng, W., ... & Zeng, G. M. (2012). Landfill leachate pretreatment by coagulation–flocculation process using iron-based

coagulants: optimization by response surface methodology. *Chemical Engineering Journal*, 200, 39-51.

LLOYD, D. S. (1987). Turbidity as a water quality standard for salmonid habitats in Alaska. *North American journal of fisheries management*, 7(1), 34-45.

M. (2020). Ozonation as a pre-treatment of landfill leachate. *Revista Ambiente & Água*, 15(6). IBRAHIM, Azreen; YASER, Abu Zahrim. (2019) *Colour removal from biologically treated landfill leachate with tannin-based coagulant*. Journal of Environmental Chemical Engineering, v. 7, n. 6, p. 103483.

MANFRA, L., Savorelli, F., Di Lorenzo, B., Libralato, G., Comin, S., Conti, D., ... & Guida, M. (2015). Intercalibration of ecotoxicity testing protocols with *Artemia franciscana*. *Ecological Indicators*, 57, 41-47.

MARAÑÓN, E., Castrillón, L., Fernández-Nava, Y., Fernández-Méndez, A., & Fernández-Sánchez, A. (2008). Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant. *Journal of Hazardous Materials*, 156(1-3), 538-544.

MARTINS, C. L., Castilhos Júnior, A. B. D., & Costa, R. H. R. D. (2010). Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 15(4), 401-410.

MÁXIMO, V. A. (2007). Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis.

MORAVIA, Wagner Guadagnin; LANGE, Liséte Celina; AMARAL, Míriam Cristina Santos. Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. *Química Nova*, v. 34, p. 1370-1377, 2011.

NTAMPOU, X., Zouboulis, A. I., & Samaras, P. (2006). Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates. *Chemosphere*, 62(5), 722-730.

OLIVEIRA, J. P. V. et al. Cadmium tolerance of *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) as related to growth and leaf morphophysiology. *Brazilian Journal of Biology*, v. 78, p. 509-516, 2017.

OLOIBIRI, V., Ufomba, I., Chys, M., Audenaert, W. T., Demeestere, K., & Van Hulle, S. W. (2015). A comparative study on the efficiency of ozonation and coagulation–flocculation as pretreatment to activated carbon adsorption of biologically stabilized landfill leachate. *Waste Management*, 43, 335-342.

PACHECO, J. R., & Peralta-Zamora, P. G. (2004). Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 9(4), 306-311.

PAN, Jill Ruhsing et al. Evaluation of a modified chitosan biopolymer for coagulation of colloidal particles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 147, n. 3, p. 359-364, 1999.

PAVANELLI, G. (2014). *Biofiltro submerso modificado para pós-tratamento do efluente de lagoas de estabilização* (Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo).

PEDROSO, K., Tavares, C. R. G., Janeiro, V., Silva, T. L. D., & Dias, P. Z. (2012). Avaliação do tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Maringá, Paraná, por processo de Coagulação/Floculação com Tanfloc®. *Revista de Engenharia e Tecnologia*, 4(2), Páginas- 87.

PIANTÁ, C. A. V. (2008). Emprego de coagulantes orgânicos naturais como alternativa ao uso do sulfato de alumínio no tratamento de água.

QUEIROZ, L. M., Amaral, M. S., Morita, D. M., Yabroudi, S. C., & Sobrinho, P. A. (2011). Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 16(4), 403-410.

SANORTE- Saneamento Ambiental Ltda. *Residuômetro*. Página inicial. Disponível em: < <http://www.sanorteambiental.com.br/> Acesso em: 03 de jan. de 2020.

SANTOS (2015), Aline Morena Menezes. Tratamento de efluentes de biodiesel pelo processo combinado de coagulação-floculação e fenton. *Belo Horizonte: UFMG. Dissertação de Mestrado, 94p.*

SANTOS, Bruno Rodrigues dos (2017). Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por Coagulação/floculação (Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso).

SAWAGUCHI, Marcella Yuri Almeida et al. PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO ESTABILIZADO POR CICLO COMPLETO, ADSORÇÃO E OXIDAÇÃO QUÍMICA. In: *Colloquium Exactarum*. ISSN: 2178-8332. 2020. p. 85-102.

SILVA, A. C. (2002). Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado. *Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ. Dissertação de Mestrado, 126p.*

WANG, F., Huisman, J., Stevels, A., & Baldé, C. P. (2013). Enhancing e-waste estimates: Improving data quality by multivariate Input–Output Analysis. *Waste management*, 33(11), 2397-2407.

WEBLER, Alberto Dresch. (2014). Tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos por processos combinados. (Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro).

YANG, Z., Hou, J., Miao, L., Yang, Y., You, G., Jia, D., & Gao, M. (2019). Removing specific extracellular organic matter from algal bloom water by Tanfloc flocculation: Performance and mechanisms. *Separation and Purification Technology*, 212, 65-74.

YONG, Z. J., Bashir, M. J., Ng, C. A., Sethupathi, S., & Lim, J. W. (2018). A sequential treatment of intermediate tropical landfill leachate using a sequencing batch reactor (SBR) and coagulation. *Journal of environmental management*, 205, 244-252.

YUSOFF, Mohd Suffian et al. Floc behavior and removal mechanisms of cross-linked Durio zibethinus seed starch as a natural flocculant for landfill leachate coagulation-flocculation treatment. *Waste Management*, v. 74, p. 362-372, 2018.

5 APÊNDICE A

Tabela V – Modelos de regressão para variação de cor em função da dosagem.

Tratamento	Parâmetro
	Cor
PLC 115	$y = 2E-08x^3 - 0,0001x^2 + 0,1796x + 5,8367 R^2 = 0,980$
PLC 120	$y = 2E-08x^3 - 9E-05x^2 + 0,1592x - 2,3492 R^2 = 0,962$
PLC 2000	$y = 2E-08x^3 - 0,0001x^2 + 0,177x + 5,5813 R^2 = 0,969$
PLC 8030	$y = 2E-08x^3 - 1E-04x^2 + 0,1479x + 12,136 R^2 = 0,979$
PLC 8034	$y = 3E-08x^3 - 0,0001x^2 + 0,213x - 12,108 R^2 = 0,969$
Tanfloc	$y = 9E-09x^3 - 6E-05x^2 + 0,1247x + 2,7465 R^2 = 0,999$

Tabela VI – Modelos de regressão para variação de turbidez em função da dosagem.

Tratamento	Parâmetro
	Turbidez
PLC 115	$y = 3E-08x^3 - 0,0002x^2 + 0,2243x + 7,8748 R^2 = 0,963$
PLC 120	$y = 3E-08x^3 - 0,0001x^2 + 0,2154x + 5,3655 R^2 = 0,964$
PLC 2000	$y = 3E-08x^3 - 0,0001x^2 + 0,2119x + 11,705 R^2 = 0,957$
PLC 8030	$y = 3E-08x^3 - 0,0002x^2 + 0,2223x + 4,8797 R^2 = 0,960$
PLC 8034	$y = -3E-05x^2 + 0,1228x - 15,279 R^2 = 0,931$
Tanfloc	$y = 3E-08x^3 - 0,0001x^2 + 0,2169x - 4,4486 R^2 = 0,987$

Tabela VII – Modelos de regressão para variação de DQO em função da dosagem.

Tratamento	Parâmetro
	DQO
PLC 115	$y = -1E-05x^2 + 0,0605x - 33,34 R^2 = 0,907$
PLC 120	$y = -1E-05x^2 + 0,0605x - 33,34 R^2 = 0,828$
PLC 2000	$y = 7E-09x^3 - 3E-05x^2 + 0,0402x + 15,251 R^2 = 0,878$
PLC 8030	$y = 0,008x + 13,073 R^2 = 0,839$
PLC 8034	$y = 0,0071x - 2,5133 R^2 = 0,709$
Tanfloc	$y = 1E-08x^3 - 5E-05x^2 + 0,0654x + 7,8934 R^2 = 0,962$

5 APÊNDICE B

Tabela VIII – Modelos de regressão para variação de absorção em UV254nm em função da dosagem.

Tratamento	Parâmetro
	abs UV254nm
PLC 115	$y = 2E-08x^3 - 8E-05x^2 + 0,1247x + 4,2992 R^2 = 0,988$
PLC 120	$y = 2E-08x^3 - 8E-05x^2 + 0,1247x + 4,2992 R^2 = 0,976$
PLC 2000	$y = 1E-08x^3 - 7E-05x^2 + 0,1098x + 5,915 R^2 = 0,979$
PLC 8030	$y = 1E-08x^3 - 6E-05x^2 + 0,0914x + 9,1557 R^2 = 0,987$
PLC 8034	$y = 2E-08x^3 - 9E-05x^2 + 0,1347x - 5,9807 R^2 = 0,974$
Tanfloc	$y = -7E-09x^3 + 7E-06x^2 + 0,0507x - 9,1152 R^2 = 0,960$

Tabela IX – Modelos de regressão para variação do volume do lodo em função da dosagem.

Tratamento	Parâmetro
	Volume do Lodo
PLC 115	$y = 1E-08x^3 - 4E-05x^2 + 0,0557x - 0,3611 R^2 = 0,989$
PLC 120	$y = 0,0156x + 2,4127 R^2 = 0,9465$
PLC 2000	$y = 7E-09x^3 - 3E-05x^2 + 0,043x + 0,1164 R^2 = 0,997$
PLC 8030	$y = 6E-09x^3 - 2E-05x^2 + 0,0336x + 0,0635 R^2 = 0,994$
PLC 8034	$y = 6E-09x^3 - 2E-05x^2 + 0,0384x - 0,0899 R^2 = 0,999$
Tanfloc	$y = -4E-09x^3 + 1E-05x^2 + 0,0117x - 0,0899 R^2 = 0,999$