



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

ALINE DOMINGUES BATISTA

**TRATAMENTO E PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE  
ATERRO SANITÁRIO POR COAGULAÇÃO - FLOCULAÇÃO  
- SEDIMENTAÇÃO COM DIFERENTES COAGULANTES E  
AUXILIARES DE FLOCULAÇÃO E AVALIAÇÃO  
ECOTOXICOLÓGICA**

ALINE DOMINGUES BATISTA

**TRATAMENTO E PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE  
ATERRO SANITÁRIO POR COAGULAÇÃO - FLOCULAÇÃO  
- SEDIMENTAÇÃO COM DIFERENTES COAGULANTES E  
AUXILIARES DE FLOCULAÇÃO E AVALIAÇÃO  
ECOTOXICOLÓGICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento.

Orientadora: Profa. Dra. Emília Kiyomi Kuroda

Londrina  
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Batista, Aline Domingues.

Tratamento e pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por coagulação-floculação-sedimentação com diferentes coagulantes e auxiliares de floculação e avaliação ecotoxicológica / Aline Domingues Batista. - Londrina, 2016.  
173 f.

Orientador: Emília Kiyomi Kuroda.

Dissertação (Mestrado em Edificações e Saneamento) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, 2016.

Inclui bibliografia.

1. Lixiviado - Teses. 2. Coagulantes orgânicos e inorgânicos - Teses. 3. Auxiliar de floculação - Teses. 4. Ecotoxicidade - Teses. I. Kuroda, Emília Kiyomi. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento. III. Título.

ALINE DOMINGUES BATISTA

**TRATAMENTO E PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO  
SANITÁRIO POR COAGULAÇÃO - FLOCULAÇÃO - SEDIMENTAÇÃO  
COM DIFERENTES COAGULANTES E AUXILIARES DE  
FLOCULAÇÃO E AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Orientadora: Profa. Dra. Emília Kiyomi Kuroda  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Profa. Dra. Cláudia Bueno dos Reis Martinez  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná -  
UTFPR

Londrina, 06 de junho de 2016.

## AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Profa. Dra. Emília Kiyomi Kuroda, por todos os ensinamentos desde a iniciação científica, pela amizade, apoio, paciência, disponibilidade, sugestões e pela constante orientação durante a realização deste trabalho.

À Profa. Dra. Cláudia Bueno dos Reis Martinez pelas valiosas contribuições na banca de qualificação, e por todos os ensinamentos, colaboração, incentivo, amizade e pelo apoio nunca negado durante toda pesquisa.

Ao Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi pelas valiosas contribuições na banca de qualificação.

À toda a minha querida família, em especial meu pai Walter, minha mãe Leonilda, meu irmão Vinicius, minhas tias Leandra e Eliane pelo amor, apoio, carinho, confiança e incentivo.

Ao meu marido Jessé e meu filho Gabriel por tornar meus dias sempre melhores, pelo amor, motivação, apoio, carinho, paciência e pela disposição para me ajudar sempre. À minha sogra “Dona Maria” pela ajuda e toda sua família pelos momentos de alegria, carinho, ajuda e apoio.

Aos amigos que vão continuar pra toda a vida: Lara, Marcos, Jandiara, Amanda, Emily, Josemarque, Renan, Priscila, Mariane e meu “filho posticho” Vilson.

À Letícia e Matheus pela ajuda durante os experimentos.

A todos os amigos do Laboratório de Hidráulica e Saneamento que conheci desde o período da iniciação científica: Amanda, Aline, Camila, Daniele, Eduardo, Emily, Gisela, Guto, Jandiara, Josemarque, Laís, Lara, Leonardo, Marcos, Marina, Mariane, Mayara, Nathália, Poliana, Priscila, Rafael, Renan, Sara, Thaís, Vilson e tantos outros pela convivência, ajuda e por todos os momentos de descontração e pela amizade que com certeza permanece.

Aos técnicos do laboratório de Maquetes Carlos Alberto Duarte e do laboratório de Hidráulica e Saneamento Ivan Jorge Alves, pelo auxílio durante os experimentos. Ao técnico da Diretoria de Equipamentos César de Mello pelos “socorros” prestados na manutenção e conserto dos equipamentos.

À Profa. Deize Dias Lopes e a secretária da pós-graduação Maria Aparecida S. P. Lima por toda contribuição durante o período do mestrado.

Aos Professores do Departamento de Construção Civil do Centro de Tecnologia e Urbanismo e aos docentes do Programa de Pós-graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento da Universidade Estadual de Londrina pelos ensinamentos adquiridos.

À Profa Dra Elisa Yoko Hirooka pelas oportunidades e auxílio constante.

À Profa Dra Odete Rocha e à doutoranda Laira de Oliveira do Laboratório de Ecotoxicologia do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos - UFSCar pela ajuda, treinamento e pelas cepas dos microrganismos para a realização dos ensaios de ecotoxicidade.

À Profa Dra Regina Teresa Rosim Monteiro e à doutoranda Tâmara Messias Guindo do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA da Universidade de São Paulo – USP pelos treinamentos para os ensaios de ecotoxicidade e pelas cepas de microrganismos.

Às empresas CMTU, SANEPAR, TANAC, BSC QUÍMICOS, BAUMINAS e KEMIRA pelas doações de amostras, pela parceria e colaboração.

À UEL – Universidade Estadual de Londrina e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento por oferecer as condições que possibilitaram a concretização do mestrado.

À CAPES, pelo fornecimento da bolsa de auxílio.

Aos colegas e às amigas que me acompanharam nestes anos e a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

BATISTA, Aline Domingues. **Tratamento e pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por coagulação-floculação-sedimentação com diferentes coagulantes e auxiliares de floculação e avaliação ecotoxicológica**. 2016. 173 f. Dissertação (Mestrado em engenharia de edificações e saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016.

## RESUMO

A forma mais comum de disposição final dos resíduos sólidos no Brasil é em aterros sanitários, com conseqüente geração de lixiviado que possui composição complexa, contendo altas concentrações de nitrogênio amoniacal, matéria orgânica e inorgânica, metais e compostos tóxicos. Assim, este efluente requer tratamento adequado de forma a atender às legislações pertinentes e minimizar os impactos ao ambiente. Este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência da coagulação-floculação-sedimentação - CFS, utilizando diferentes coagulantes e auxiliares de floculação para tratamento e pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário, em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante e a avaliação ecotoxicológica para organismos aquáticos. O tratamento por CFS do lixiviado de estudo LIX A (bruto) apresentou eficiências em ordem decrescente de remoção em relação à cor verdadeira e DQO, para os coagulantes a base de Fe (cloreto férrico e sulfato férrico), Al (hidróxi-cloreto de polialumínio e sulfato de alumínio) e Tanfloc SG. No entanto, nenhum dos coagulantes e condições testadas no tratamento foi suficiente para produção de efluente com qualidade compatível às legislações pertinentes especialmente em relação à cor verdadeira e série nitrogenada o que comprovou a necessidade de tratamento específico complementar. O tratamento biológico por lodos ativados (nitrificação/desnitrificação por via curta) precedido de stripping de amônia em bateladas sequenciais e instalação piloto apresentou elevada remoção da série nitrogenada (com 96,8% para NKT, 97,2% para N-amoniacal, 84,8% para nitrito e 70,6% para nitrato) e remoções consideráveis de matéria orgânica (com 50,1% para cor verdadeira, 31,2% para DQO e 55,6% para COD), porém insuficientes para atender as legislações pertinentes, indicando a necessidade de pós-tratamento complementar como os físico-químicos. O pós-tratamento do lixiviado de estudo LIX B (tratado biológico) por CFS apresentou comportamento similar ao observado no tratamento do LIX A, em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante. Para todas as condições testadas, parâmetros físico-químicos analisados e ensaios de ecotoxicidade realizados pode-se constatar que: a condição de maior eficiência do pós-tratamento por CFS do LIX B para remoção de matéria orgânica recalcitrante, redução volume do lodo e aumento da velocidade de sedimentação foi obtida para a combinação de cloreto férrico com o auxiliar de floculação PC1 com dosagens de 400 mg L<sup>-1</sup> de Fe em pH 4,0 e 2 mg L<sup>-1</sup> de polímero, tendo resultado em valores residuais de 116 uH de cor verdadeira, 21 mg L<sup>-1</sup> de DQO, 43 mg L<sup>-1</sup> de COD. Para o mesmo volume de lodo formado sem adição de polímero (51,9% em relação ao volume inicial de lixiviado), a velocidade de sedimentação foi aumentada de aproximadamente 10 vezes (de 0,117 para 1,40 cm min<sup>-1</sup>) com volume final de lodo após 60 min de 28,6% (redução do volume do lodo 45%). Por outro lado, a condição de maior eficiência do pós-tratamento por CFS do LIX B para remoção de toxicidade para todos os organismos-teste ocorreu para a combinação de sulfato de alumínio com o auxiliar de floculação PC2 com dosagens de 400 mg L<sup>-1</sup> de Al em pH 5,0 e 2 mg L<sup>-1</sup> de polímero, tendo resultado em C150 72h de 39 (% v v<sup>-1</sup>) para *Pseudokirchneriella subcapitata*, CE50 48h de 16,6 (% v v<sup>-1</sup>) para *Ceriodaphnia dubia* e CL50 24h de 69,9 (% v v<sup>-1</sup>) para *Artemia salina*.

**Palavras-chave:** Chorume. Coagulantes orgânicos e inorgânicos. Ferro. Alumínio. Tanfloc. Polímero. Toxicidade.

BATISTA, Aline Domingues. **Treatment and post-treatment of landfill leachate by coagulation-flocculation-sedimentation with different coagulants and flocculants and ecotoxicological assessment.** 2016. 173 p. Dissertation (Master in Buildings Engineering and Sanitation) - State University of Londrina, Londrina, 2016.

## ABSTRACT

The most common mode of final disposal of solid waste in Brazil is in landfills, with the consequent generation of leachate that has complex composition containing high concentrations of ammonia nitrogen, organic and inorganic matter, metals and toxic compounds. Thus, this effluent requires appropriate treatment in order to meet relevant standards and minimize its impact to the environment. This study aimed to evaluate the efficiency of coagulation-flocculation-sedimentation - CFS using different coagulants and flocculants for treatment and post-treatment of landfill leachate, in relation to the removal of recalcitrant organic matter and ecotoxicological assessment for aquatic organisms. The treatment by CFS of study leached LIX A (raw leachate) showed descending efficiencies in relation to removal of true color and COD for coagulants of Fe (ferric chloride and ferric sulfate), Al (hydroxy-polyaluminum chloride and sulphate aluminum) and Tanfloc SG. However, no coagulant or testing conditions in treatment was enough to effluent production quality compatible with the relevant standards, particularly on relation to true color and nitrogen compounds, proving the need of further specific treatment. Biological treatment by activated sludge (nitrification / denitrification via nitrite) preceded by ammonia stripping in sequencing batch and pilot plant showed high removal of nitrogen compounds (with 96.8% for TKN, 97.2% for N- ammoniacal, 84.8% for nitrite and 70.6% for nitrate) and considerable removal of organic matter (with 50.1% for true color, 31.2% for COD and 55.6% for DOC), nevertheless insufficient to meet relevant standards, indicating the need for complementary post-treatments such as physico-chemical treatments. The post-treatment of the study leachate LIX B (biologically treated) by CFS showed similar behavior to that observed in the treatment of LIX A in relation to removal of recalcitrant organic matter. For all conditions tested, physico-chemical parameters analyzed and performed ecotoxicity assays it can be seen that: the most efficient condition of post-treatment by CFS for LIX B in relation to recalcitrant organic matter removal, sludge volume reduced and increased sedimentation velocity was obtained for the combination of ferric chloride and flocculant CP1 with dosages of 400 mg L<sup>-1</sup> of Fe at pH 4.0 and 2 mg L<sup>-1</sup> of CP1, resulting in residual values of 116 uH of true color, 21 mg L<sup>-1</sup> of COD and 43 mg L<sup>-1</sup> of DOC. For the same amount of sludge formed without addition of polymer (51.9% compared to the initial volume of leachate), sedimentation velocity was increased approximately 10 times (from 0.117 to 1.40 cm min<sup>-1</sup>) with final sludge volume after 60 min of 28.6% (reduction in sludge volume of 45%). On the other hand, the most efficient condition of post-treatment by CFS for LIX B in relation to toxicity removal to all organisms tested was observed for the combination of aluminum sulphate with flocculant CP2 with dosages of 400 mg L<sup>-1</sup> of Al at pH 5.0 and 2 mg L<sup>-1</sup> of CP2, resulting in IC 50 72h of 39 (% v v<sup>-1</sup>) for *Pseudokirchneriella subcapitata*, EC50 48h of 16.6 (% v v<sup>-1</sup>) for *Ceriodaphnia dubia* and LC50 24h of 69.9 (% v v<sup>-1</sup>) for *Artemia salina*.

**Keywords:** Leachate. Organic and inorganic coagulants. Iron. Aluminum. Tanfloc, polymer. Toxicity.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Configuração esquemática da dupla camada elétrica.....	39
Figura 2 –	Energia potencial de interação entre partículas coloidais .....	41
Figura 3 –	Diagrama típico da coagulação para remoção de turbidez com sulfato de alumínio de água “preparada” com caulinita.....	43
Figura 4 –	Diagrama de coagulação do ferro – regiões com remoção de cor verdadeira superior a 90% para águas com cor verdadeira de 100 e 500 uH.....	44
Figura 5 –	Localização da coleta do lixiviado (Central de tratamento de Resíduos de Londrina-PR).....	73
Figura 6 –	Esquema do tratamento por lodos ativados precedido de <i>stripping</i> de amônia.....	74
Figura 7 –	Delineamento experimental do trabalho: tratamento, pós-tratamento com e sem auxiliares de floculação e avaliação ecotoxicológica.....	76
Figura 8 –	Foto do equipamento Jarteste com o lixiviado de estudo A .....	78
Figura 9 –	Fotos dos organismos–teste utilizados para realização dos ensaios de ecotoxicidade.....	80
Figura 10 –	Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Fe e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Tratamento por CFS do LIX A com Cloreto férrico .....	88
Figura 11 –	Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Fe e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Tratamento por CFS do LIX A com Sulfato férrico.....	89
Figura 12 –	Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Al e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Tratamento por CFS do LIX A com Hidróxi–cloreto de polialumínio.....	89
Figura 13 –	Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Al e valores de pH de	

	coagulação após 1 h de sedimentação / Tratamento por CFS do LIX A com Sulfato de alumínio .....	89
Figura 14 –	Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Tanfloc SG e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Tratamento por CFS do LIX A com Tanfloc SG.....	90
Figura 15 –	Valor residual de cor verdadeira, DQO, cloreto e N–amoniacal após 1h de sedimentação para as condições de maior eficiência de cada coagulante / Experimentos de reprodução do Tratamento por CFS do LIX A.....	93
Figura 16 –	Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Fe e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Pós–tratamento por CFS do LIX B com Cloreto férrico .....	95
Figura 17 –	Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Fe e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Pós–tratamento por CFS do LIX B com Sulfato férrico .....	96
Figura 18 –	Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Al e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Pós–tratamento por CFS do LIX B com Hidróxi–cloreto de polialumínio.....	96
Figura 19 –	Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Al e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Pós–tratamento por CFS do LIX B com Sulfato de alumínio .....	96
Figura 20 –	Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Tanfloc SG e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Pós–tratamento por CFS do LIX B com Tanfloc SG.....	97
Figura 21 –	Valor residual de cor verdadeira, DQO, COD e cloreto após 1h de sedimentação para as condições de maior eficiência de cada coagulante / Experimentos de reprodução do Pós–tratamento por CFS do LIX B .....	99

Figura 22 – Valor e resultado obtido para as condições de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B para cada coagulante com adição de auxiliares de floculação, após 1h de sedimentação .....	105
Figura 23 – Fotos dos jarros para as condições de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B com cloreto férrico e adição do PC 1, durante a sedimentação .....	106
Figura 24 – Valores de CI50 72h, CE50 24h, CE50 48h e CL50 24h (% v v <sup>-1</sup> ) obtidos nos ensaios de ecotoxicidade para os LIX A e LIX B .....	108
Figura 25 – Valor de CI50 72h, CE50 24, CE5048h e CL5024h (% v v <sup>-1</sup> ) obtido nos ensaios de ecotoxicidade com os organismos <i>P. subcapitata</i> , <i>Ceriodaphnia dubia</i> e <i>Artemia salina</i> para o LIX A e os lixiviados produzidos para as condições de maior eficiência no tratamento por CFS com diferentes coagulantes .....	110
Figura 26 – Valor de CI50 72h, CE50 24, CE5048h e CL5024h (% v v <sup>-1</sup> ) obtido nos ensaios de ecotoxicidade com os organismos <i>P. subcapitata</i> , <i>Ceriodaphnia dubia</i> e <i>Artemia salina</i> para o LIX A, LIX B e os lixiviados produzidos para as condições de maior eficiência no pós-tratamento por CFS com diferentes coagulantes .....	112
Figura 27 – Valor de CI50 72h, CE50 24, CE5048h e CL5024h (% v v <sup>-1</sup> ) obtido nos ensaios de ecotoxicidade com os organismos <i>P. subcapitata</i> , <i>Ceriodaphnia dubia</i> e <i>Artemia salina</i> para o LIX B e os lixiviados produzidos para as condições de maior eficiência no pós-tratamento por CFS com diferentes coagulantes e adição de auxiliar de floculação .....	115
Figura 28 – Valor de cor verdadeira (uH), DQO (mg L <sup>-1</sup> ), COD (mg L <sup>-1</sup> ), volume e redução do volume de lodo (%) obtido nos pós-tratamento sem e com adição de auxiliar de floculação para o LIX B e para os lixiviados pós-tratados por CFS com o coagulante cloreto férrico e sulfato de alumínio sem e com adição do auxiliar de floculação selecionado .....	121

Figura 29 – Fotos dos jarros para as condições de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B com cloreto férrico e sulfato de alumínio e adição do auxiliar de floculação selecionado, durante a sedimentação.....	122
Figura 30 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Tratamento do LIX A por CFS com Cloreto férrico ( $\text{mg L}^{-1}$ Fe).....	138
Figura 31 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Tratamento do LIX A por CFS com Sulfato férrico ( $\text{mg L}^{-1}$ Fe).....	139
Figura 32 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Tratamento do LIX A por CFS com Hidróxi-cloreto de polialumínio ( $\text{mg L}^{-1}$ Al).....	139
Figura 33 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Tratamento do LIX A por CFS com Sulfato de alumínio ( $\text{mg L}^{-1}$ Al).....	140
Figura 34 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Tratamento do LIX A por CFS com Tanfloc SG ( $\text{mg L}^{-1}$ Tanfloc SG).....	140
Figura 35 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Cloreto férrico ( $\text{mg L}^{-1}$ Fe).....	141
Figura 36 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Sulfato férrico ( $\text{mg L}^{-1}$ Fe).....	142
Figura 37 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Hidróxi-cloreto de polialumínio ( $\text{mg L}^{-1}$ Al).....	142

Figura 38 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Sulfato de alumínio ( $\text{mg L}^{-1} \text{Al}$ ).....	143
Figura 39 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Tanfloc SG ( $\text{mg L}^{-1} \text{Tanfloc SG}$ ).....	143
Figura 40 – Valores de altura (cm), volume e redução do volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Cloreto férrico e adição de auxiliares de floculação .....	144
Figura 41 – Valores de altura (cm), volume e redução do volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Sulfato férrico e adição de auxiliares de floculação .....	145
Figura 42 – Valores de altura (cm), volume e redução do volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Hidróxi-cloreto de polialumínio e adição de auxiliares de floculação .....	145
Figura 43 – Valores de altura (cm), volume e redução do volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Sulfato de alumínio e adição de auxiliares de floculação .....	146
Figura 44 – Fotos dos jarros para a condição de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B com cloreto férrico ( $400 \text{ mg L}^{-1} \text{Fe}$ em pH 4,0) e adição dos auxiliares de floculação, durante a sedimentação.....	148
Figura 45 – Fotos dos jarros para a condição de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B com Sulfato férrico ( $400 \text{ mg L}^{-1} \text{Fe}$ em pH 4,5) e adição dos auxiliares de floculação, durante a sedimentação.....	149

- Figura 46 – Fotos dos jarros para a condição de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B com Hidróxi-cloreto de polialumínio ( $200 \text{ mg L}^{-1} \text{ Al}$  em pH 5,0) e adição dos auxiliares de floculação, durante a sedimentação. .... 150
- Figura 47 – Fotos dos jarros para a condição de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B com Sulfato de alumínio ( $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ Al}$  em pH 5,0) e adição dos auxiliares de floculação, durante a sedimentação..... 151

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1–	Características de diferentes tipos de lixiviados.....	34
Tabela 2–	Característica inicial, condição de coagulação e eficiência de remoção de matéria orgânica após tratamento ou pós-tratamento por coagulação–floculação–sedimentação – CFS de lixiviados.....	53
Tabela 3 –	Valores máximos de lançamento permitidos para alguns compostos de acordo com CONAMA 430/2011.....	56
Tabela 4 –	Valores limites permitidos para corpo receptor Classe 2 .....	56
Tabela 5 –	Resumo de estudos ecotoxicológicos com organismos–teste em lixiviados.....	65
Tabela 6–	Métodos e equipamentos para caracterização física e química dos lixiviados.....	75
Tabela 7 –	Valor e parâmetro de controle operacional empregados no tratamento e pós-tratamento dos lixiviados de estudo .....	77
Tabela 8 –	Composição do meio de cultivo e diluição (ASM–1) para .....	81
Tabela 9 –	Composição da solução salina artificial para <i>A. salina</i> .....	83
Tabela 10 –	Composição da água reconstituída para cultivo e diluição das amostras no ensaio com <i>C. dubia</i> .....	85
Tabela 11–	Caracterização dos lixiviados de estudo A e B .....	86
Tabela 12 –	Valor e concentração residual de cor verdadeira e de DQO nos sobrenadantes, após 1h de sedimentação, para diferentes coagulantes utilizados e porcentagem de remoção (%) / Tratamento por CFS do LIX A.....	91
Tabela 13 –	Condição de coagulação de maior eficiência para cada coagulante e caracterização complementar do sobrenadante após 1h de sedimentação / Experimentos de reprodução do Tratamento por CFS do LIX A.....	92
Tabela 14 –	Valor e concentração residual de cor verdadeira e de DQO nos sobrenadantes, após 1h de sedimentação, para diferentes coagulantes utilizados e porcentagem de remoção (%) /.....	97

Tabela 15 – Condição de coagulação de maior eficiência para cada coagulante e caracterização complementar do sobrenadante após 1h de sedimentação / Experimentos de reprodução do Pós-tratamento por CFS do LIX B.....	98
Tabela 16 – Resultado do experimento de pós-tratamento do LIX B com o coagulante cloreto férrico (dosagem de 400 mg L <sup>-1</sup> de Fe em pH 4,0) e os auxiliares de floculação em relação aos valores residuais de cor verdadeira e DQO no sobrenadante após 1h de sedimentação, volume de lodo gerado em % e redução do volume de lodo em %.....	102
Tabela 17 – Resultado do experimento de pós-tratamento do LIX B com o coagulante sulfato férrico (dosagem de 400 mg L <sup>-1</sup> de Fe em pH 4,5) e os auxiliares de floculação em relação aos valores residuais de cor verdadeira e DQO no sobrenadante após 1h de sedimentação, volume de lodo gerado em % e redução do volume de lodo em %.....	102
Tabela 18 – Resultado do experimento de pós-tratamento do LIX B com o coagulante hidróxi-cloreto de polialumínio (dosagem de 200 mg L <sup>-1</sup> de Al em pH 5,0) e os auxiliares de floculação em relação aos valores residuais de cor verdadeira e DQO no sobrenadante após 1h de sedimentação, volume de lodo gerado em % e redução do volume de lodo em %.....	103
Tabela 19 – Resultado do experimento de pós-tratamento do LIX B com o coagulante sulfato de alumínio (dosagem de 400 mg L <sup>-1</sup> de Al em pH 5,0) e os auxiliares de floculação em relação aos valores residuais de cor verdadeira e DQO no sobrenadante após 1h de sedimentação, volume de lodo gerado em % e redução do volume de lodo em %.....	103
Tabela 20– Tabela-resumo dos valores de CI50 72h, CE50 24, CE5048h e CL5024h (% v v <sup>-1</sup> ) obtidos nos ensaios de ecotoxicidade com os organismos <i>P. subcapitata</i> , <i>Ceriodaphnia dubia</i> e <i>Artemia salina</i> para o LIX A, LIX B e os lixiviados produzidos para as condições de maior eficiência no tratamento e pós-tratamentos realizados por CFS com diferentes coagulantes.....	120

Tabela 21– Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado de estudo A – LIX A .....	152
Tabela 22– Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado de estudo B – LIX B .....	152
Tabela 23 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico .....	153
Tabela 24 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico.....	153
Tabela 25 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio.....	153
Tabela 26 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio .....	154
Tabela 27 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com Tanfloc SG .....	154
Tabela 28 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico .....	154
Tabela 29 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico.....	155
Tabela 30 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio.....	155
Tabela 31 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio .....	155
Tabela 32 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com Tanfloc SG .....	156

Tabela 33 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico e adição do PC 1 .....	156
Tabela 34 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico e adição do PC 1 .....	156
Tabela 35 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio e adição do PC 2.....	157
Tabela 36 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio e adição do PC 2 .....	157
Tabela 37– Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado de estudo A – LIX A.....	158
Tabela 38 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado de estudo B – LIX B.....	158
Tabela 39 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico .....	159
Tabela 40 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico.....	159
Tabela 41 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio.....	159
Tabela 42 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio .....	160
Tabela 43 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com Tanfloc SG .....	160

Tabela 44 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico .....	160
Tabela 45 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico.....	161
Tabela 46 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio.....	161
Tabela 47 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio .....	161
Tabela 48 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com Tanfloc SG .....	162
Tabela 49 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico e adição do PC 1 .....	162
Tabela 50 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico e adição do PC 1 .....	162
Tabela 51 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio e adição do PC 2.....	163
Tabela 52 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio e adição do PC 2.....	163
Tabela 53 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado de estudo A – LIX A .....	164
Tabela 54 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado de estudo B – LIX B .....	164

Tabela 55 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico .....	165
Tabela 56 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico.....	165
Tabela 57 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio.....	165
Tabela 58 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio .....	166
Tabela 59 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com Tanfloc SG .....	166
Tabela 60 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico .....	166
Tabela 61 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico.....	167
Tabela 62 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio.....	167
Tabela 63 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio .....	167
Tabela 64 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com Tanfloc SG .....	168
Tabela 65 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico e adição do PC 1 .....	168

Tabela 66 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico e adição do PC 1 .....	168
Tabela 67 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio e adição do PC 2 .....	169
Tabela 68 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio e adição do PC 2.....	169

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AWWA	American Water Works Association.
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CE50	Concentração efetiva mediana
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente (Paraná)
CFS [ing]	Coagulation-flocculation-sedimentation
CI50	Concentração de Inibição de multiplicação celular mediana
CL50	Concentração Letal mediana
COD	Carbono orgânico dissolvido
COD [ing]	Chemical oxygen demand
COT	Carbono orgânico total
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CP [ing]	Cationic polymer
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DOC [ing]	Dissolved organic carbon
DQO	Demanda Química de Oxigênio.
EC50 [ing]	Effective concentration
Gmr	Gradiente de velocidade médio de mistura rápida
Gfloc	Gradiente de velocidade médio de floculação
IC50 [ing]	Inhibition concentration
LC50 [ing]	Lethal concentration
LIX	Lixiviado
LIX A	Lixiviado de estudo A (bruto)
LIX B	Lixiviado de estudo B (Tratado preliminarmente por “ <i>stripping</i> ” de amônia seguido de tratamento biológico por lodos ativados)
LQ	Limite de quantificação
NBR	Norma Brasileira
NKT	Nitrogênio Kjeldahl Total
pH	Potencial de Hidrogênio.
PC	Polímero catiônico
SST	Sólidos Solúveis Totais
SSV	Sólidos Solúveis Voláteis
SSF	Sólidos Solúveis Fixos

SVT	Sólidos Voláteis Totais
SFT	Sólidos Fixos Totais
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
ST	Sólidos Totais
Tmr	Tempo médio de mistura rápida
Tfloc	Tempo médio de floculação
Tsed	Tempo de sedimentação
Vsed	Velocidade de sedimentação

## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA</b> .....	<b>24</b>
<b>2.</b>	<b>OBJETIVO</b> .....	<b>26</b>
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	26
<b>3.</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	<b>27</b>
3.1	LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO .....	27
3.2	TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO .....	30
3.2.1	Tratamento Biológico por lodos Ativados Precedido de <i>Stripping</i> de Amônia .....	32
3.2.2	Tratamento por Coagulação-Floculação-Sedimentação - CFS .....	33
3.2.2.1	Coagulação química .....	34
3.2.2.1.1	<i>Coagulantes inorgânicos</i> .....	41
3.2.2.1.2	<i>Coagulantes orgânicos</i> .....	43
3.2.2.2	Floculação .....	44
3.2.2.2.1	<i>Auxiliares de floculação</i> .....	45
3.2.2.3	Sedimentação .....	48
3.3	ASPECTOS LEGAIS RELACIONADOS AO LIXIVIADO .....	51
3.4	ECOTOXICIDADE .....	53
3.4.1	Algas .....	57
3.4.2	Microcrustáceos .....	59
3.4.3	Ensaio de Ecotoxicidade .....	60
3.5	ASPECTOS LEGAIS RELACIONADOS À ECOTOXICIDADE .....	67
<b>4.</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>70</b>
4.1	LIXIVIADOS DE ESTUDO .....	70
4.2	CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS .....	71
4.3	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL .....	73
4.4	TRATAMENTO E PÓS-TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO - CFS .....	74
4.5	PÓS-TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO COM ADIÇÃO DE AUXILIARES DE FLOCULAÇÃO .....	76
4.6	ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE .....	77

4.6.1	<i>Pseudokirchneriella Subcapitata</i> .....	78
4.6.1.1	Manutenção e cultivo de <i>P. subcapitata</i> (ABNT, 2011).....	78
4.6.1.2	Ensaio de ecotoxicidade em <i>P. subcapitata</i> (ABNT, 2011).....	78
4.6.2	<i>Artemia Salina</i> .....	79
4.6.2.1	Testes preliminares para determinação das condições de ensaio em <i>A. salina</i> (PETROBRÁS N-2588/1996) .....	79
4.6.2.2	Ensaio de ecotoxicidade em <i>A. salina</i> (PETROBRÁS N-2588/1996) .....	80
4.6.3	<i>Ceriodaphnia Dubia</i> .....	81
4.6.3.1	Manutenção e cultivo de <i>C. dubia</i> (ABNT, 2010).....	81
4.6.3.2	Ensaio de ecotoxicidade em <i>C. dubia</i> (ABNT, 2005).....	82
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>83</b>
5.1	CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS DE ESTUDO A E B .....	83
5.2	LIXIVIADO TRATADO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO - CFS .....	85
5.3	PÓS-TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO .....	92
5.4	PÓS-TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO COM ADIÇÃO DE AUXILIARES DE FLOCULAÇÃO .....	99
5.5	AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE .....	107
5.5.1	Ecotoxicidade dos Lixiviados de Estudo A e B.....	107
5.5.2	Ecotoxicidade dos Efluentes Produzidos no Tratamento por Coagulação-Floculação-Sedimentação do Lixiviado de Estudo A com os Diferentes Coagulantes .....	110
5.5.3	Ecotoxicidade do Efluentes Produzidos no Pós-Tratamento por Coagulação-Floculação-Sedimentação do Lixiviado de Estudo B com os Diferentes Coagulantes .....	112
5.5.4	Ecotoxicidade dos Efluentes Produzidos no Pós-Tratamento por Coagulação-Floculação-Sedimentação do Lixiviado de Estudo B com os Diferentes Coagulantes e Adição de Auxiliar de Floculação.....	114
<b>6.</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>117</b>
<b>7.</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>124</b>
<b>8.</b>	<b>RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>127</b>

<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	128
<b>APÊNDICES</b> .....	139
APÊNDICE A - Valores de altura (cm) e volume de lodo gerado (%) após 1h de sedimentação, no tratamento por coagulação-floculação-sedimentação - CFS do lixiviado de estudo A – LIX A.....	140
APÊNDICE B - Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, no pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação – CFS do lixiviado de estudo B – LIX B .....	143
APÊNDICE C – Valores de altura (cm), volume e redução do volume de lodo (%) gerado, após 1h de sedimentação, no pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação – CFS do lixiviado de estudo B – LIX B com adição dos auxiliares de floculação.....	146
APÊNDICE D - Fotos dos jarros para as condições de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação - CFS do lixiviado de estudo B - LIX B com os diferentes coagulantes e adição dos auxiliares de floculação, durante a sedimentação.....	149
APÊNDICE E– Resultados dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>P. subcapitata</i> para os lixiviados de estudo A e B – LIX A e LIX B e para as condições de maior eficiência do tratamento e pós-tratamento sem e com adição de auxiliar de floculação. ....	153
APÊNDICE F – Resultados dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>C. dubia</i> para os lixiviados de estudo A e B – LIX A e LIX B e para as condições de maior eficiência do tratamento e pós-tratamento sem e com adição de auxiliar de floculação.....	160
APÊNDICE G – Resultados dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo <i>A. salina</i> para os lixiviados de estudo A e B – LIX A e LIX B e para as condições de maior eficiência do tratamento e pós-tratamento sem e com adição de auxiliar de floculação.....	167

## 1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O avanço dos processos de industrialização e o crescimento populacional têm gerado o aumento da produção de resíduos sólidos, que são dispostos na maioria das vezes no Brasil, em aterros sanitários ou lixões, causando sérios problemas ambientais (IBGE, 2008; SNIS, 2016). O manejo e tratamento dos lixiviados é um desafio para a operação adequada dos aterros sanitários, pois os mesmos apresentam composição variada e complexa, com a presença de diversos poluentes que podem causar consideráveis problemas de poluição do solo e das águas subterrâneas e superficiais.

Devido à simplicidade operacional e aos custos reduzidos de implantação e operação, o tratamento de lixiviados de aterros sanitários é baseado principalmente no tratamento biológico (CASTILHOS JR, et al., 2003; DI BERNARDO, DANTAS, 2005; CASTILHOS JR, et al., 2006). No entanto, esta técnica requer longos tempos de residência e apresenta, nas concepções comumente empregadas, baixa remoção de compostos orgânicos recalcitrantes e coloridos, o que demanda a adoção de tratamento complementar, geralmente por processos físico-químicos, tais como a coagulação-floculação-sedimentação – CFS. Assim, faz-se necessário investigar as reais limitações e potencialidades do emprego do CFS como tratamento de lixiviado estabilizado.

Por outro lado, a aplicação do pós-tratamento por CFS em lixiviados tratados previamente por *stripping* de amônia e lodos ativados tem-se mostrado eficiente no tratamento de lixiviados, removendo série nitrogenada, cor verdadeira e parte da matéria orgânica correlacionada à DQO ou COD. No entanto, devido às características dos flocos formados e volume de lodo gerado, a finalização desta sequência de tratamento tem requerido elevado tempo de sedimentação, dificultando sua aplicação em escala real, por bateladas ou fluxo contínuo, especialmente para aterros de médio e grande porte (FELICI, 2010; CASTRO, 2012; KAWAHIGASHI, 2012; MALER, 2012; POZZETTI, 2014; FUJII, 2014; SILVA, 2015).

Como alternativa técnica, pode-se empregar os auxiliares de floculação, com a finalidade de aumentar a velocidade de sedimentação e a resistência às forças de cisalhamento dos flocos, com conseqüente aumento de produtividade do tratamento, ou redução da dosagem do coagulante o que contribui para a diminuição do volume

de lodo ou ainda na melhoria da qualidade do efluente final (DI BERNARDO, DANTAS, 2005).

Em contrapartida, sabe-se que as técnicas de tratamento ou pós-tratamento de efluentes, especialmente os físico-químicos, apesar da remoção significativa de matéria orgânica recalcitrante muitas vezes, não garantem a redução de toxicidade (KAWAHIGASHI, 2012; SUZUKI, 2013; POZZETTI, 2014; SILVA, 2015).

Considerando que as análises físicas, químicas e biológicas não são capazes de distinguir entre as substâncias que afetam os sistemas biológicos e as que são inertes ao ambiente, há necessidade de controle da qualidade do efluente, para que este também não cause efeitos tóxicos de natureza aguda ou crônica à biota aquática.

Diante deste contexto, faz-se necessário investigar alternativas de produtos químicos naturais e sintéticos, orgânicos e inorgânicos, utilizados como coagulantes e ou auxiliares de floculação, que sejam técnica e ambientalmente mais compatíveis ao tratamento e pós-tratamento de lixiviados por CFS.

## 2. OBJETIVO

Avaliar a eficiência da coagulação–floculação–sedimentação – CFS, utilizando diferentes coagulantes e auxiliares de floculação para tratamento e pós–tratamento de lixiviado de aterro sanitário, em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante e à toxicidade para organismos aquáticos.

### 2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a eficiência do tratamento do lixiviado bruto por CFS utilizando diferentes coagulantes;
- Avaliar a eficiência do pós–tratamento do lixiviado tratado por lodos ativados (nitrificação e desnitrificação por via curta) precedido de stripping de amônia, em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante, redução do volume de lodo e aumento da velocidade de sedimentação por CFS, utilizando diferentes coagulantes com e sem o uso de auxiliares de floculação;
- Avaliar a ecotoxicidade para organismos aquáticos *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Ceriodaphnia dubia* e *Artemia salina* em lixiviado bruto, tratado por lodo ativados precedido de *stripping* de amônia e lixiviados obtidos para as condições de maior eficiência do tratamentos e pós–tratamentos por CFS utilizando diferentes coagulantes sem e com o uso de auxiliares de floculação.

### **3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

#### **3.1 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

A intensa industrialização e urbanização ocorrida no Brasil nas últimas décadas resultaram em múltiplos problemas de degradação ambiental. Ressalta-se o acelerado crescimento quantitativo e a diversidade dos resíduos sólidos urbanos como uma das consequências importantes deste fato. Apesar da consciência da população e das técnicas de valorização e tratamento dos resíduos sólidos urbanos, os problemas de gerenciamento desses materiais são ainda desafiadores.

Segundo a classificação efetivada pelos próprios órgãos gestores municipais que responderam o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, 2014, foi possível inferir sobre o destino final de 81,7% da massa de resíduos sólidos coletada no país. Da massa total coletada estimada em aproximadamente 64,4 milhões de toneladas, apurou-se que 52,4% são dispostas em aterros sanitários, 13,1% em aterros controlados, 12,3% em lixões e 3,9% encaminhados para unidades de triagem e de compostagem, restando então a parcela de 18,3% sem informação, referente aos pequenos municípios até 30 mil habitantes. Assim, os aterros sanitários destacam-se dentre as formas mais propensas e viáveis para disposição destes resíduos no país, em função dos custos reduzidos de implantação e operação e da disponibilidade ainda razoável de áreas para este fim.

Após aterramento, a massa de resíduos passa por processos de transformações físico-químicas e biológicas decorrentes da decomposição da matéria orgânica que resulta na geração de lixiviado e do biogás. A decomposição biológica dos resíduos aterrados ocorre primeiramente por processos aeróbios e posteriormente anaeróbios, que podem ser divididos em três estágios denominados: decomposição aeróbia, anaeróbia acetogênica e metanogênica.

Segundo Castilhos Jr (2003), no primeiro estágio, os microrganismos aeróbios, presentes de forma predominante, são os responsáveis pela decomposição da matéria orgânica constituinte do resíduo. É um estágio relativamente curto, onde o oxigênio é rapidamente consumido por esses microrganismos. Durante essa fase, a temperatura do aterro eleva-se acima da temperatura ambiente, exceto nas áreas onde o resíduo está compactado, devido à baixa disponibilidade de oxigênio. Gás carbônico, água e sais são gerados como produtos finais.

Com a redução do oxigênio, inicia-se o segundo estágio denominado de degradação anaeróbia acetogênica. As bactérias anaeróbias facultativas, por meio de hidrólise, convertem o material orgânico particulado em compostos orgânicos dissolvidos de menor peso molecular (CASTILHOS JUNIOR, 2006). Estes compostos penetram no interior das células bacterianas, onde são metabolizados em ácidos orgânicos, álcoois, amônia, hidrogênio e gás carbônico (BOZKURT, MORENO e NERETNIEKS, 2000; CASTILHOS JUNIOR, 2003), que são excretados das células destas bactérias, servindo de substratos para as bactérias acetogênicas (KJELDSEN *et al.*, 2002; CASTILHOS JUNIOR, 2003).

Segundo Williams (2005), as bactérias acetogênicas convertem os ácidos orgânicos a ácido acético, gás carbônico e hidrogênio. Os ácidos produzidos e o gás carbônico se misturam com a água que percola pela massa de resíduos sólidos, conferindo à mesma, como consequência da redução do pH do meio (4–6), caráter ácido. A redução dos valores de pH contribui para dissolução da matéria inorgânica e o aparecimento de maus odores, com a liberação de gases como o gás sulfídrico (KJELDSEN *et al.*, 2002; CASTILHOS JUNIOR, 2003). O lixiviado gerado no final desse estágio é caracterizado pela elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

No terceiro estágio, os microrganismos estritamente anaeróbios, denominados *archaeas* metanogênicas, consomem os compostos orgânicos simples, formados na fase anterior, convertendo-os em gases, principalmente metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). Ocorre assim, a elevação do pH, favorecendo a atividade das *archaeas* e a redução da solubilidade de compostos inorgânicos. Sob tais condições, substâncias de difícil degradação biológica, como os ácidos fúlvicos e húmicos, acumulam-se no lixiviado (CASTILHOS JUNIOR, 2006).

Pohland e Harper (1985) propõem ainda, a existência de um quarto estágio, denominado de maturação final. Durante este estágio, a taxa de decomposição das *archaeas* metanogênicas pode diminuir devido à redução de substrato, diminuindo consequentemente a produção dos gases. Aos poucos, o oxigênio e espécies oxidadas podem reaparecer e, assim, o material orgânico mais resistente à biodegradação poderá ser convertido a substâncias húmicas.

De acordo com o exposto, o aterro sanitário requer medidas de proteção do ambiente local e próximo, tendo em vista o impacto dos vetores de poluição oriundos desta forma de disposição, com destaque aos gases e os volumes de lixiviados gerados.

O lixiviado de aterro sanitário também conhecido como percolado ou chorume, pode ser definido como líquido de cor escura, de odor desagradável, resultante da combinação entre a água de chuva que infiltra na camada de cobertura do aterro, a água inerente ao próprio resíduo, substâncias orgânicas e inorgânicas provenientes da decomposição biológica da massa de resíduos (GOMES *et al.*, 2006), microrganismos e outros materiais biológicos (MANNARINO; FERREIRA; MOREIRA, 2011), com elevado potencial poluidor.

Mais especificamente, o lixiviado pode ser caracterizado como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes (KJELDSEN *et al.*, 2002): material orgânico dissolvido, ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos; macro componentes inorgânicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $(\text{SO}_4)^{2-}$  e  $(\text{HCO})^{3-}$ ); metais pesados ( $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  e  $\text{Zn}^{2+}$ ); e, compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros).

Segundo Renou *et al.* (2008), as taxas de fluxo de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e suas características estão intimamente ligadas à precipitação, escoamento superficial e infiltração ou intrusão de águas subterrâneas. O clima também tem uma grande interferência no processo de lixiviação por afetar os fluxos de precipitação e evaporação, bem como a natureza dos resíduos aterrados, grau de compactação dos mesmos, idade do aterro e método de impermeabilização do local.

A Tabela 1 mostra as características de lixiviados de aterros de diferentes estágios de acordo com Kurniawan *et al.* (2006).

Tabela 1– Características de diferentes tipos de lixiviados

Parâmetro	Tipo de lixiviado		
	Jovem	Intermediário	Estabilizado
Idade (anos)	< 1	1 – 5	> 5
pH	< 6,5	6,5 – 7,5	> 7,5
DBO/DQO	0,5 – 1,0	0,1 – 0,5	< 0,1
DQO (g L <sup>-1</sup> )	> 15	3– 15	< 3
N–NH <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	< 400	NA	> 400
COT/DQO	< 0,3	0,3 – 0,5	> 0,5
Nitrogênio Kjehdal (g L <sup>-1</sup> )	0,1 – 2	—	—
Metais pesados (mg L <sup>-1</sup> )	> 2	< 2	< 2

NA: Não avaliado

Fonte: Kurniawan *et al.* (2006)

É importante ressaltar que a presença de diversos poluentes orgânicos e inorgânicos nos lixiviados, resultantes da degradação biológica, química e física dos resíduos, impõe a necessidade de tratamento adequado antes do seu lançamento no corpo receptor, o que torna imprescindível o estudo e a aplicação de técnicas que visem o seu tratamento para atender os padrões estabelecidos pelas legislações vigentes.

### 3.2 TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Como orientação geral, a seleção das possíveis alternativas técnicas ou combinações destas, requer a consideração de dados sobre:

1. Estimativa da vazão de lixiviado utilizando métodos de balanço hídrico;
2. Estimativa da concentração de contaminantes no lixiviado em função da idade do aterro e dos tipos de resíduos depositados;
3. Identificação das opções de tratamento e disposição, considerando-se a qualidade do lixiviado, limitações de lançamento, custos e dificuldades operacionais;

Os processos convencionais utilizados no tratamento do lixiviado são baseados em processos biológicos e físico-químicos. Os primeiros podem ser aplicados na forma de rotinas aeróbias, anaeróbias e facultativas (FREIRE *et al.*, 2000; STROOT *et al.*, 2001) e costumam ser bastante empregados devido à simplicidade operacional e aos custos reduzidos de implantação e operação.

Forgie (1988) propôs um critério para permitir a decisão na seleção de técnicas e processos para tratamento do lixiviado. Quando este apresentar DQO elevada (acima de 10.000 mg L<sup>-1</sup>), baixa concentração de nitrogênio amoniacal e uma

relação DBO/DQO entre 0,4 e 0,8 e uma concentração significativa de ácidos graxos voláteis de baixo peso molecular, o tratamento pode ser efetuado por ambos os processos ou seja, anaeróbio e aeróbio, sendo o tratamento físico-químico não indicado neste caso.

Quando o lixiviado não apresenta as características representativas de um aterro novo, com DQO entre 1.500 e 3.000 e relações DBO/DQO menor que 0,4, presume-se que houve um decréscimo significativo da fração orgânica biodegradável. Neste caso, espera-se também uma elevada concentração de nitrogênio amoniacal e que tanto o tratamento aeróbio como anaeróbio podem ser limitados na remoção da fração orgânica remanescente não biodegradável ou recalcitrante, sendo neste caso, recomendável o uso de tratamento físico-químico.

Assim, características do tratamento biológico como necessidade de longos tempos de residência, variando de dias até semanas, e baixa eficiência na remoção de compostos orgânicos recalcitrantes e coloridos (FREIRE *et al.*, 2000) (KURNIAWAN *et al.*, 2006; AMOKRANE *et al.*, 1997; MARAÑÓN *et al.*, 2007; RIVAS *et al.*, 2004; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006), fazem com que a sua eficiência seja bastante discutida.

A presença de matéria orgânica recalcitrante no lixiviado estabilizado, de ocorrência predominante em pelo menos dois terços da vida útil do aterro e produção continuada por muitos anos, mesmo após seu encerramento, pode dificultar o tratamento, considerando a produção de efluentes com qualidade compatível aos níveis da legislação. Estes compostos causam cor no lixiviado e sua remoção geralmente é mais eficiente em meio ácido e tratamento físico-químico, com destaque à coagulação-floculação-sedimentação, precipitação química, adsorção em carvão ativado, processos oxidativos avançados, ozonização e filtração utilizando membranas (BAIG *et al.*, 1999; PETERS, 1998 *apud* BILA, 2000, WANG *et al.*, 2002; AZIZ *et al.*, 2007; MARAÑÓN *et al.*, 2008; CASTRILLÓN *et al.*, 2010; FELICI, 2010; CASTRO, 2012; KAWAHIGASHI, 2012; MALER, 2012; POZZETTI, 2014; SILVA, 2015).

Entretanto, deve-se considerar que em alguns casos, essas substâncias orgânicas recalcitrantes não são efetivamente degradadas, o que necessariamente implica na geração de fases sólidas (lodos) altamente contaminadas.

De fato, devido à diversidade de constituintes presentes no chorume, não se deve considerar uma alternativa técnica única de tratamento como solução. Ao invés

disso, recomenda-se o emprego de uma combinação de processos, com funções específicas no tratamento.

Diante deste contexto, o emprego de técnicas de tratamento físico-químico a exemplo dos que compõe a o tratamento por CFS em lixiviados tratados previamente por *stripping* de amônia e lodos ativados tem-se mostrado eficiente no tratamento de lixiviados, removendo matéria orgânica biodegradável, cor verdadeira e parte da DQO (WANG *et al.*, 2002; AZIZ *et al.*, 2007; MARANÑÓN *et al.*, 2008; CASTRILLÓN *et al.*, 2010; FELICI, 2010; CASTRO, 2012; KAWAHIGASHI, 2012; MALER, 2012; POZZETTI, 2014; SILVA, 2015).

### **3.2.1 Tratamento Biológico por lodos ativados precedido de *Stripping* de amônia**

O *stripping* de amônia é uma técnica de tratamento utilizada para a remoção do nitrogênio amoniacal e consiste na volatilização da amônia livre presente na fase líquida, através do contato com o ar. A volatilização de amônia livre ocorre em consequência de uma tendência natural de suas concentrações nos meios líquido e gasoso entrarem em equilíbrio. Em lagoas ou reservatórios, o tratamento por *stripping* pode ser otimizado forçando a exposição do meio líquido ao meio gasoso por meio de agitação ou por aeração controlada (HOSSAKA, 2008).

De acordo com Baird (2000), em soluções aquosas, o nitrogênio amoniacal pode ser encontrado nas seguintes formas: amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) ou íons amônio ( $\text{NH}_4^+$ ). O equilíbrio das formas de nitrogênio amoniacal está ligado ao pH e à temperatura na fase líquida.

A aplicação do *stripping* de amônia como tratamento preliminar ao processo biológico em lixiviados estabilizados é uma alternativa técnica interessante pois, além de reduzir a toxicidade do lixiviado bruto, possibilitando seu tratamento por via biológica, dispensa a adição de produtos químicos para o ajuste do pH, uma vez que estes já apresentam em geral pH alcalino, o que favorece a volatilização da amônia. No entanto, deve-se considerar a liberação de amônia para a atmosfera e suas consequências sobre o meio ambiente e a saúde (KAWAHIGASHI, 2012).

O objetivo do tratamento biológico é transformar os constituintes orgânicos em compostos estáveis, com remoção eficiente de DQO, DBO e nitrogênio amoniacal. A remoção biológica de nitrogênio pode ser realizada através de processos

sequenciais de nitrificação e desnitrificação por lodos ativados. De acordo com Van Haandel e Marais (1999), na nitrificação ocorre a oxidação biológica da amônia, tendo como produto final o nitrato.

Para que a reação ocorra, é necessária a presença de bactérias específicas e se realiza em duas etapas sequenciais. Na primeira etapa, a amônia é oxidada para nitrito através da ação das bactérias do gênero *Nitrossomonas*. Na segunda etapa ocorre a oxidação de nitrito para nitrato por ação das bactérias do gênero *Nitrobacter*. Ambos os gêneros, só desenvolvem a atividade bioquímica na presença de oxigênio dissolvido, ou seja, são aeróbios obrigatórios.

Já na etapa da desnitrificação ocorre a redução biológica de nitrato para nitrogênio molecular, tendo um material orgânico como redutor. As condições necessárias para que a desnitrificação ocorra são:

- Presença de uma massa bacteriana facultativa;
- Presença de nitrato e ausência de oxigênio dissolvido;
- Presença de um doador de elétrons;
- Condições ambientais adequadas para o crescimento de microrganismos.

Existe uma variação do processo de nitrificação/desnitrificação conhecida como nitrificação/desnitrificação por via curta ou via nitrito. Neste processo de remoção de nitrogênio, a oxidação do nitrito à nitrato é impedida, podendo resultar em economia de aproximadamente 25% no consumo de oxigênio, 40% na fonte de carbono externo, além de redução do volume de lodo gerado e do tempo de reação na nitrificação e desnitrificação (CASTRO, 2012).

Vários trabalhos referentes ao tratamento de lixiviados estabilizados de aterros sanitários nesse tema, têm apresentado resultados bastante satisfatórios em relação à remoção da série nitrogenada (ALVIM, 2010; FELICI, 2010; CASTRO, 2012; KAWAHIGASHI, 2012; MALER, 2012; POZZETTI, 2014; SILVA, 2015).

### **3.2.2 Tratamento por coagulação–floculação–sedimentação – CFS**

A técnica de tratamento por ciclo completo composto por coagulação–floculação–sedimentação – CFS é comumente utilizada em Estações de Tratamento de Águas – ETAs e tem sido investigada atualmente como pré ou pós–tratamento de lixiviados, sendo assim, uma alternativa promissora para o aumento da eficiência de

tratamento desse tipo de efluente, especialmente com relação à matéria orgânica de caráter recalcitrante presente nos lixiviados (CASTILHOS JR *et al.*, 2006).

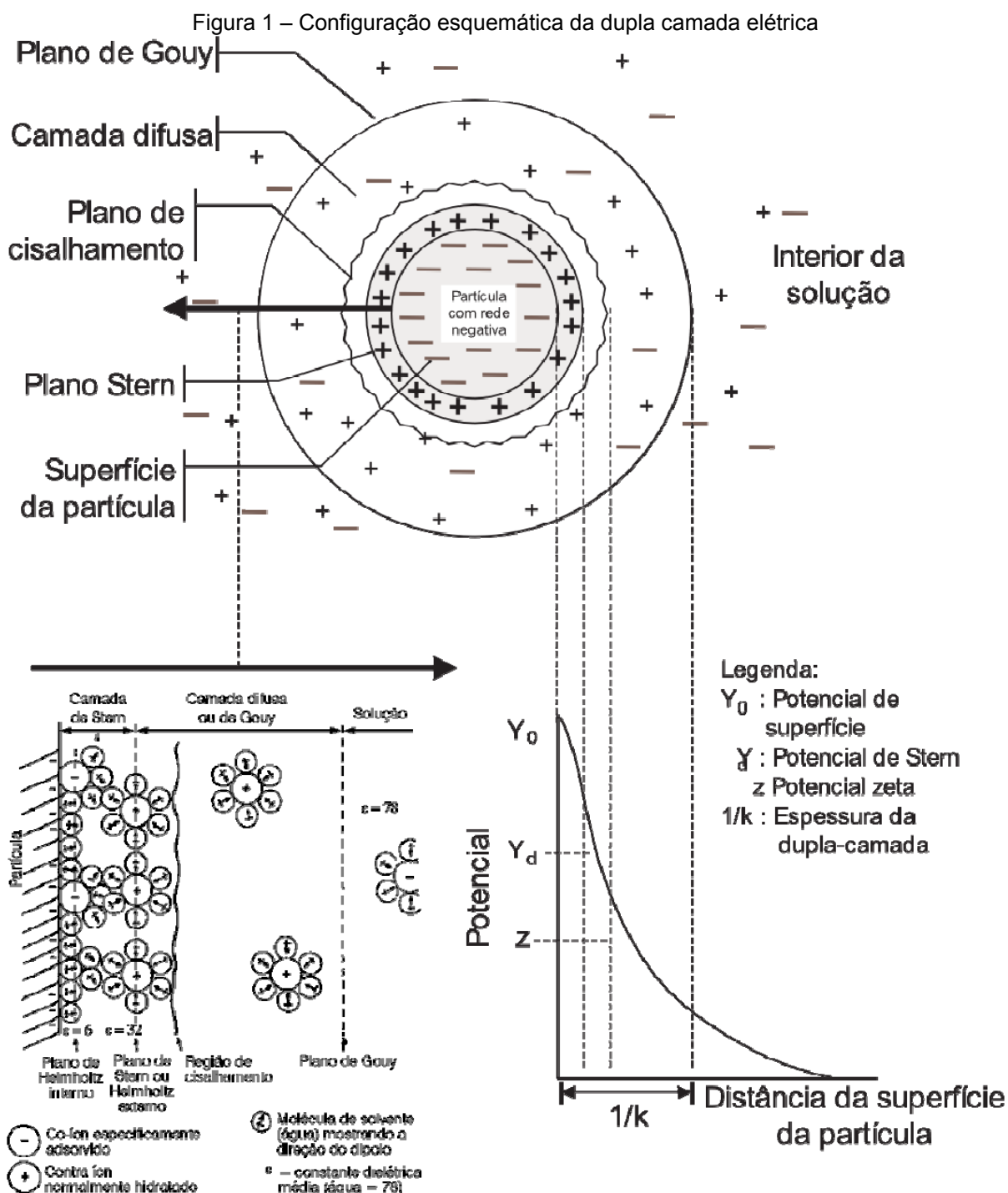
### 3.2.2.1 Coagulação química

Para que ocorra a aglutinação entre as partículas / impurezas, é preciso alterar suas características, por meio da coagulação. De acordo com Di Bernardo e Dantas (2005), as partículas coloidais, substâncias húmicas e microrganismos em geral, possuem carga negativa na água, impedindo a aproximação uma das outras. Para que a aproximação dessas moléculas ocorra, é necessário alterar a força iônica do meio. Essa alteração pode ser realizada através da adição de sais metálicos ou também por polímeros, o que caracteriza o processo de coagulação. Após a adição do coagulante, o processo de mistura rápida, tem como objetivo promover a dispersão do coagulante à água. Essa dispersão deve ser a mais homogênea, intensa e rápida possível.

A coagulação é geralmente realizada por sais de ferro ou alumínio e é resultante de dois fenômenos – um químico e outro físico. O fenômeno químico baseia-se nas reações do coagulante com a água e com a formação de espécies hidrolisadas com carga positiva. Já o fenômeno físico consiste no transporte dessas espécies de carga positiva para que haja contato com as impurezas de carga de negativa presentes no meio (DI BERNANDO, DANTAS, 2005). Portanto, o papel do coagulante nessa etapa é desestabilizar a suspensão coloidal reduzindo todas as forças atrativas e desse modo atenuar a barreira de energia e permitir que as partículas se agreguem para a formação dos flocos.

A maior parte das partículas possui superfície carregada eletricamente, usualmente negativa. A carga superficial, juntamente com a movimentação Browniana, conduz à formação da Dupla Camada Elétrica (DCE), formada pelas cargas superficiais e pelo excesso de íons com carga oposta adsorvidos na partícula, deixando o meio eletricamente neutro e mais adiante da superfície, e por íons de mesma carga distribuídos de maneira difusa no meio polar.

Um modelo mais realista da DCE envolve a divisão da dupla camada em duas camadas: Camada Compacta (CC) e Camada Difusa (CD). Como a superfície da partícula é negativa, o acúmulo de íons positivos na interface sólido-líquido, formam a CC. Íons negativos aproximam-se da CC e formam a CD, que engloba a primeira, como demonstrado na Figura 1.



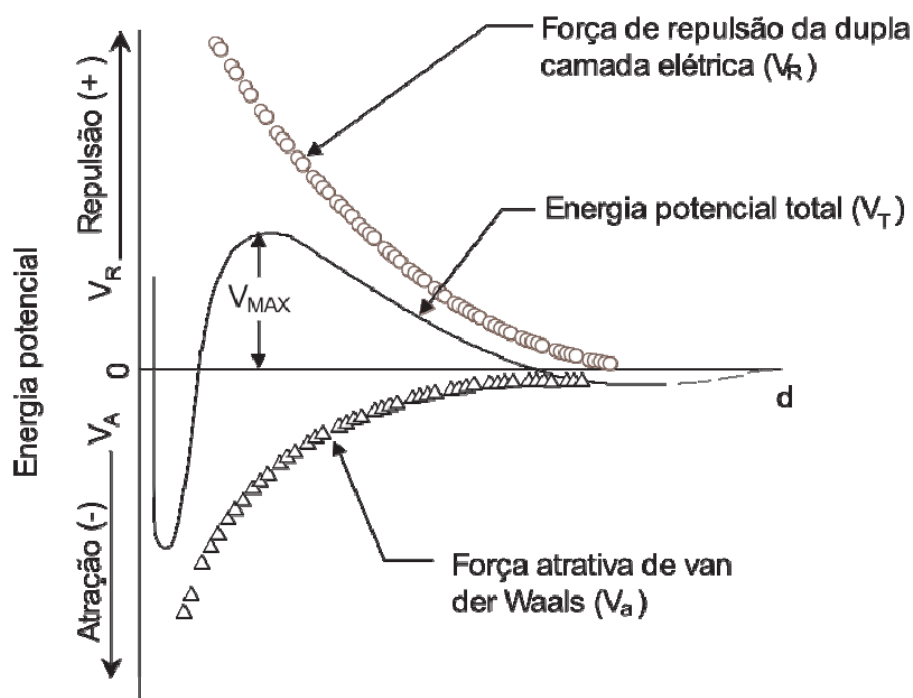
Fonte: Junior, Varanda (1999)

A concentração de íons positivos próximos à superfície do colóide é denominada camada de Stern, a partir da qual se forma a camada difusa, onde a concentração de íons é menor. O potencial elétrico causado pela presença do colóide na água diminui com a distância, a partir da superfície do mesmo, onde é denominado Potencial de Nernst (PN). Há uma distância mínima entre a superfície

do colóide e os íons de carga contrária, na qual o potencial elétrico decresce linearmente. Em seguida, a diminuição é exponencial, passando pela fronteira das camadas compacta e difusa, região em que o potencial elétrico, é chamado de Potencial Zeta (PZ) que está associado à aplicação da diferença de potencial em uma amostra de água contendo colóides negativos, de tal forma que certa porção do meio, em torno da partícula, caminha junto com esta ao eletrodo positivo, caracterizando o Plano de Cisalhamento (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

No estudo dos colóides é de fundamental importância citar a teoria DLVO originada a partir das pesquisas dos cientistas russos Derjaguin e Landau e dos cientistas holandeses Verwey e Overbeek. Esta teoria sugere que a estabilidade de uma suspensão coloidal pode ser descrita pela interação total resultante das contribuições das interações atrativas e repulsivas, forças de van der Waals e da DCE, respectivamente. Sendo assim, pelo DLVO, para conseguir uma suspensão estável é preciso que as forças das interações repulsivas superem as forças de atração de van der Waals. Desta forma, para curtas ou longas distâncias o efeito sempre é atrativo, entretanto, a partir de uma distância "d" da superfície da partícula, a repulsão predomina em um certo intervalo de distância (CEPIS, 1984). A Figura 2 apresenta a energia potencial de interação entre partículas coloidais.

Figura 2 – Energia potencial de interação entre partículas coloidais



Fonte: Junior, Varanda (1999)

A interação entre as forças de repulsão de origem elétrica e de atração de van der Waals e entre partículas que se movem continuamente em decorrência do movimento Browniano, contribuem para a estabilidade do sistema. Quando a força iônica é pequena, a energia resultante é de repulsão. Já quando a força iônica é grande, a energia resultante pode ser reduzida de modo que as partículas podem se aproximar sem que haja repulsão entre elas (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), é necessário alterar a força iônica do meio, realizado principalmente, pela adição de sais de alumínio ou de ferro, caracterizando o fenômeno da coagulação química, que é considerado como o resultado individual ou combinado da ação de quatro mecanismos distintos:

#### I. Compressão da dupla camada elétrica

Segundo A introdução de um coloide num sistema coloidal causará aumento na densidade de cargas na camada difusa e diminuirá a “esfera” de influência das partículas, ocorrendo a coagulação por compressão da camada difusa.

#### II. Adsorção e neutralização

A desestabilização de uma dispersão coloidal consiste nas interações entre coagulante–coloide, coagulante–solvente e coloide–solvente.

No caso de espécies hidrolisadas de alumínio ou de ferro ou de polímeros orgânicos sintéticos catiônicos, é comum ocorrer adsorção específica, causada pela interação entre coagulante e coloide.

### III. Varredura

Dependendo da quantidade adicionada de coagulante, do pH da mistura e da concentração de alguns tipos de íons na água, poderá ocorrer a formação de precipitados. Os flocos obtidos com esse mecanismo são maiores e sedimentam ou flutam mais facilmente que os flocos obtidos com a coagulação realizada no mecanismo de adsorção e neutralização de cargas.

### IV. Adsorção e formação de pontes

O mecanismo de adsorção e formação de pontes é caracterizado por envolver o uso de polímeros de grandes cadeias moleculares (massa molar  $> 10^6$ ), os quais servem de ponte entre a superfície à qual estão aderidos e outras partículas.

Segundo Pavanelli (2001) os flocos formados são maiores do que aqueles formados quando se utiliza do mecanismo de adsorção e neutralização, resultando, assim, em velocidades de sedimentação maiores.

Os diagramas de coagulação podem ser obtidos pela execução de ensaios de coagulação–floculação–sedimentação/flotação, possibilitando a otimização da coagulação química, com considerável economia de produtos químicos.

Di Bernardo e Dantas (2005) citam vários autores quem contribuíram para uma forma mais simples de estudar a coagulação, baseada nos diagramas de solubilidade do alumínio e do ferro.

Na Figura 3 existem 4 regiões distintas, caracterizadas pelos pares de valores “dosagem de coagulante *versus* pH da mistura”, que distinguem os diferentes mecanismos de coagulação e a reestabilização das partículas coloidais (DI BERNARDO E DANTAS, 2005). Esses pares de valores são selecionados levando-se em conta alguns aspectos como o uso de alcalinizantes ou acidificantes, a turbidez remanescente, os custos com produtos químicos, etc.

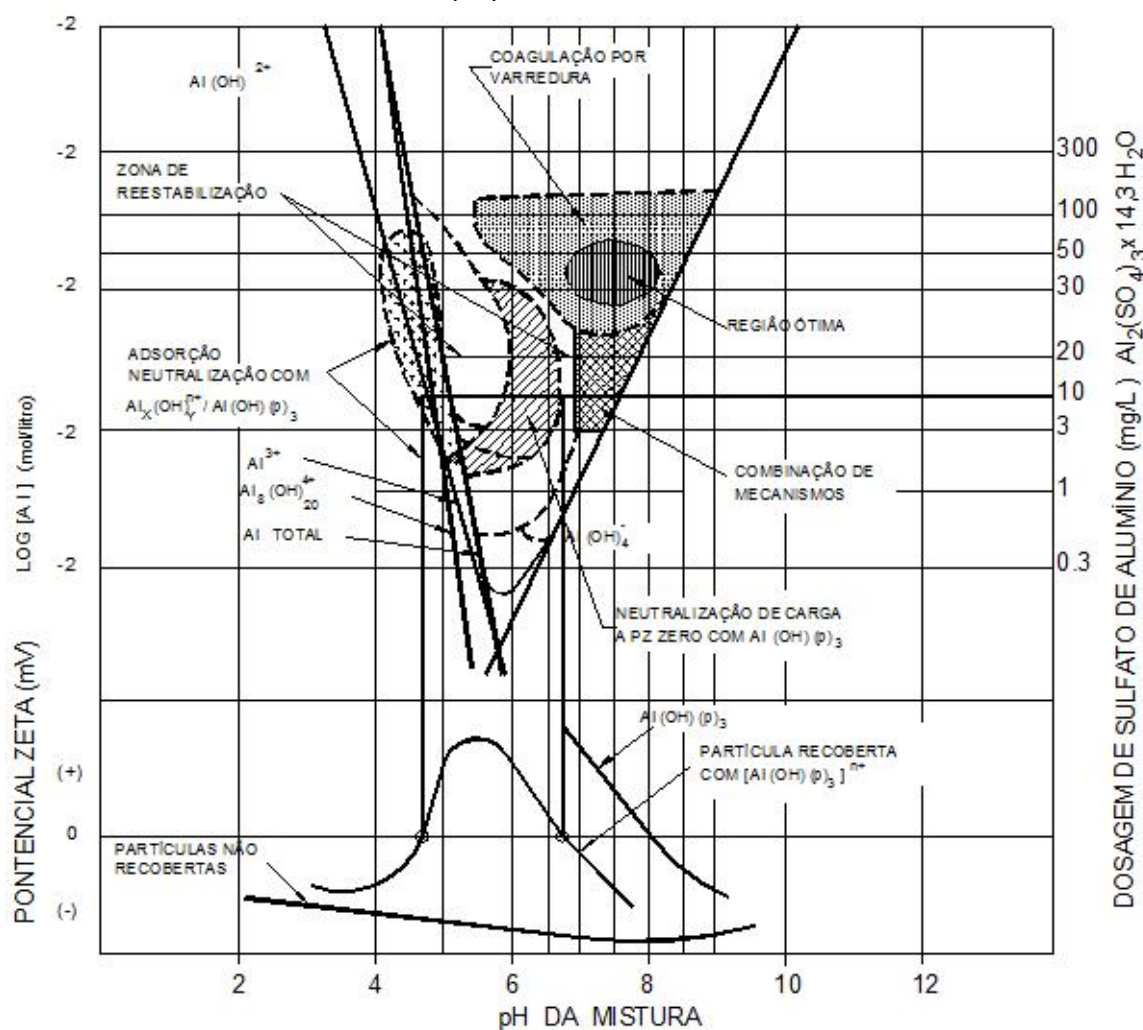
**Região 1:** Ocorre a neutralização de carga das partículas coloidais pelas espécies hidrolisadas positivas de alumínio, que são adsorvidas na superfície dos colóides.

**Região 2:** Se o pH diminuísse, as partículas recobertas apresentariam PZ (potencial zeta) negativo, permanecendo estabilizada a dispersão coloidal, mas com o aumento do pH, o PZ se torna positivo, caracterizando a reestabilização.

**Região 3:** Considerando, Figura 3, uma dosagem de sulfato de alumínio igual a  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , nota-se que, a partir do pH 4,8 a curva resultante da interação entre as espécies hidrolisadas positivas de alumínio e as partículas coloidais atinge um valor de PZ máximo e diminui com o aumento do pH, até que o ponto isoelétrico seja novamente atingido, em um valor de pH em torno de 6,8.

**Região 4:** Geralmente, para valores de pH entre 6 e 8, com dosagens superiores a cerca de  $30 \text{ mg L}^{-1}$ , tende a ocorrer a formação excessiva de precipitação, de forma que as partículas coloidais são aprisionadas nos mesmos, caracterizando o mecanismos de varredura, cuja região, delimitada pelos pares de valores de dosagem de coagulante x pH de coagulação. A coagulação nesse mecanismo é a recomendada quando se tem o tratamento em ciclo completo.

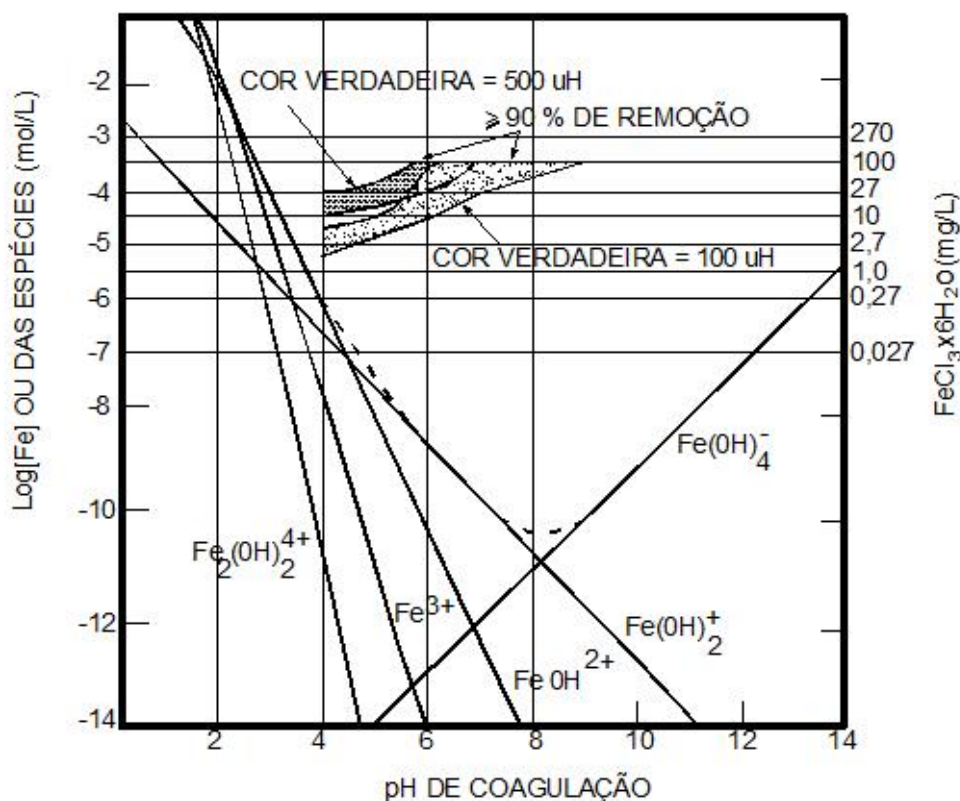
Figura 3 – Diagrama típico da coagulação para remoção de turbidez com sulfato de alumínio de água “preparada” com caulinita



Fonte: Amirtharajah e Mills, 1982

Segundo METCALF e EDDY (2003), embora o diagrama da Figura 3 tenha sido desenvolvido para tratamento de água, o mesmo tem se mostrado aplicável à maioria dos efluentes, com pequenas variações. Este diagrama permite estimar valores de pH e dosagens de coagulante para os quais a coagulação ocorre de modo “otimizado”. Além disso, mostra as áreas específicas, as quais delimitam os mecanismos de coagulação predominantes. Observa-se na Figura 3, por exemplo, que a remoção ótima de partículas pelo mecanismo de varredura ocorre no intervalo de pH entre 7 e 8, com dosagem de sulfato de alumínio entre 20 e 60 mg L<sup>-1</sup>, para águas com cor verdadeira de 100 a 500 uH.

Figura 4 – Diagrama de coagulação do ferro – regiões com remoção de cor verdadeira superior a 90% para águas com cor verdadeira de 100 e 500 uH.



Fonte: Amirtharajah, 1989

Na Figura 4 é apresentado o diagrama de coagulação do ferro para remoção de cor verdadeira de dois tipos de água, uma com cor verdadeira igual a 100 uH (concentração de ácido húmico = 4 mg/L) e outra, com cor verdadeira igual a 500 uH (concentração de ácido húmico = 20 mg/L).

As regiões delimitadas para as duas águas correspondem a remoção de cor verdadeira superior a 90 %. O diagrama foi construído com base nas seguintes condições: mistura rápida ( $T_{mr} = 1$  min;  $G_{mr} \cong 100$  a  $120$   $s^{-1}$ ); floculação ( $T_{floc} = 20$  min;  $G_{floc} \cong 15$  a  $20$   $s^{-1}$ ); sedimentação ( $T_{sed} = 2$  h). A medição da cor verdadeira dos sobrenadantes foi efetuada em espectrofotômetro, após centrifugação das amostras durante 5 min a 7500 rpm (Amirtharajah, 1989). Segundo o autor, os dados da Figura 4 podem ser aplicados quando se tem frações de substâncias húmicas com massa molar maior que 10 KDa.

As condições ótimas de coagulação podem ser determinadas através dos ensaios em equipamento Jarrest. Esses testes podem ser utilizados para simular os processos que ocorrem no tratamento por ciclo completo e para estabelecer o melhor tipo e a melhor condição de coagulação, as condições apropriadas de mistura rápida e lenta e as taxas de sedimentação para melhor eficiência do processo.

A coagulação depende de diversos fatores: tipo e dosagem de coagulante, pH de coagulação, características e natureza das partículas / impurezas, viabilidade técnica de aplicação em escala real e condições econômicas. Os coagulantes são divididos em inorgânicos e orgânicos.

### **3.2.2.1.1 Coagulantes inorgânicos**

Dentre os vários coagulantes inorgânicos, os sais de alumínio e ferro são os mais empregados, com destaque ao cloreto férrico, hidróxi-cloreto de polialumínio, sulfato férrico e sulfato de alumínio. Segundo CPRH (2001) *apud* Vaz (2009), foi verificado que na coagulação, o efeito deste processo depende também da valência do íon carregado de carga elétrica contrária à carga das partículas coloidais, ou seja, quanto maior a valência do íon maior será a sua capacidade de coagulação, o que justifica o uso de íons de alta valência ( $Fe^{+3}$  e  $Al^{+3}$ ) como agentes de coagulação dos sistemas coloidais, nos quais a água é a fase contínua.

Os sais de ferro reagem de forma a neutralizar cargas negativas dos colóides e proporcionam a formação de hidróxidos insolúveis de ferro. Devido à baixa solubilidade dos hidróxidos férricos formados, eles podem agir sobre ampla faixa de pH. Comparando com o sulfato, o cloreto férrico apresenta, em geral, menor

consumo de alcalinidade e conseqüentemente menor redução de pH (PAVANELLI, 2001).

Quando o coagulante à base de ferro é adicionado em excesso ao meio, parte não participa da reação de coagulação/floculação, podendo permanecer em solução e aumentando ao longo do tempo, os valores dos parâmetros cor e turbidez. A presença de ferro pode propiciar uma coloração amarelada e turva à água dependendo dos níveis de concentração e pH do meio.

Na coagulação com sulfato férrico, devido ao maior peso molecular comparado ao alumínio, os flocos são mais densos e o tempo de sedimentação pode ser reduzido significativamente. O lodo formado também pode resultar mais compacto, principalmente em baixa temperatura.

Apesar da vantagem de não conferir cor à água, os sais de alumínio são ambientalmente indesejáveis, pois os lodos produzidos podem disponibilizar íons solúveis que podem comprometer a qualidade de água e a saúde humana.

Dependendo da dosagem empregada, o sulfato de alumínio pode ser tóxico, podendo provocar doenças de demência e coordenação motora, devido à deficiência renal em filtrar os metais no sangue que é levado ao cérebro, causando o mal de Parkinson, Alzheimer e Síndrome de Down. Os resultados levantados mostram um possível efeito neurotóxicos, devido a uma prolongada exposição ao alumínio (FIEKJA, 1995 *apud* SILVA, 1999; BESSA, 1997 *apud* SILVA, 1999)

Além disso, o elevado consumo da alcalinidade do meio, requer na maioria das vezes, o ajuste do pH de coagulação o que implica em custos adicionais com acidificantes ou alcalinizantes.

O coagulante hidróxi-cloreto de polialumínio é um polímero catiônico desenvolvido no Japão e amplamente aceito no mercado pela sua capacidade de atuar numa amplitude maior de pH e apresentar maior eficiência de clarificação, apesar do seu custo no mercado ser relativamente superior aos demais coagulantes (PRATI; *et al.*, 2005).

Coagulante bastante eficaz para eliminação de substâncias coloidais, o hidróxi-cloreto de polialumínio tem em sua constituição molecular 13 átomos de alumínio pré-polimerizado e básico. Em função desta basicidade, durante a hidrólise libera em igualdade de íons metálicos, uma quantidade de ácido consideravelmente menor do que o cloreto férrico. Devido ao estado pré-polimerizado e a sua estrutura molecular condensada com pontes de oxigênio entre os átomos de alumínio, este

coagulante apresenta vantagens na floculação devido à grande quantidade de elementos ativos de alumina (PAVANELLI, 2001).

### **3.2.2.1.2 Coagulantes orgânicos**

Os coagulantes de origem orgânica, naturais ou sintéticos, considerados ambientalmente mais compatíveis, são constituídos de grandes cadeias moleculares e dotados de sítios com cargas positivas ou negativas (BORBA, 2001). Os coagulantes orgânicos mais difundidos são o tanino, a moringa oleífera e a quitosana.

A maioria dos trabalhos são aplicados ao tratamento de águas para fins potáveis e poucos estudos têm sido realizados acerca da aplicação de polímeros orgânicos no tratamento de diferentes águas residuárias como o lixiviado de aterro sanitário, em especial os de origem vegetal (DA SILVA, *et al.*, 2003).

Embora o custo unitário do coagulante orgânico seja cerca de 10 a 15 vezes maior que o custo do coagulante inorgânico, as reduzidas dosagens requeridas podem minimizar seu custo. Outra vantagem são as características do lodo formado, além de não disponibilizar metais como Al no lodo resulta em geral, relativamente mais denso o que facilita sua desidratação e disposição final.

Para Cruz *et al.* (2005) o uso de agentes coagulantes naturais, tal como os taninos vegetais, apresenta uma menor contribuição de ânions sulfatos no lodo final, menor volume de lodo e obtenção de um lodo orgânico com maior facilidade de disposição final.

Por outro lado, a presença de um polieletrólito orgânico, natural ou sintético no efluente, pode aumentar o teor de matéria orgânica e causar problemas, como o aparecimento de sabores e odores desagradáveis (BORBA, 2001), ou ainda ser precursora da formação de subprodutos da oxidação, caso essa matéria orgânica não seja eliminada até o final do tratamento.

O coagulante orgânico mais utilizado é o tanino, que é definido como uma série de compostos orgânicos extraídos de vegetais ou substâncias fenólicas que possuem uma estrutura molecular complexa. Esses coagulantes reduzem a DQO, sendo que o lodo resultante não é volumoso, mas sim um produto biodegradável, o que facilita sua desidratação e disposição final (SANTOS FILHO e SANTA RITA, 2002).

O coagulante à base de tanino conhecido como Tanfloc SG (TANAC) é um polímero orgânico catiônico obtido por meio de um processo de lixiviação da casca da Acácia negra (*Acácia mearnsii de wild*), constituído basicamente por tanato quartenário de amônio (TANAC, 2015).

A designação de “tanino” refere-se a uma série de compostos orgânicos extraídos de vegetais ou substâncias fenólicas que possuem uma estrutura molecular complexa. O tanino localiza-se nas raízes, no lenho, na casca, nas folhas, nos frutos, nas sementes e na seiva. Estes polímeros orgânicos quando aplicados como coagulantes, reduz a DQO, produzem relativamente pouco volume de lodo, é um produto biodegradável, o que facilita a disposição final.

O tanino atua em sistemas de partículas coloidais, neutralizando cargas e formando pontes entre estas partículas, sendo este processo responsável pela formação de flocos e consequente sedimentação. O tanino não altera o pH da água tratada, por não consumir alcalinidade do meio, ao mesmo tempo em que é efetivo em uma faixa de pH entre 4,5 a 8,0 (TANAC, 2015).

### **3.2.2.2 Floculação**

A floculação, etapa posterior à coagulação, é baseada em um fenômeno físico onde ocorre o choque entre as partículas formadas durante a coagulação com a finalidade de formar flocos cada vez maiores para serem removidas por sedimentação ou flotação e filtração rápida. Para a ocorrência desses choques é necessário aplicar uma agitação moderada e não tão intensa como na coagulação para evitar que ocorra a ruptura dos flocos já formados. (DI BERNARDO, DANTAS, 2005).

Nessa etapa podem ser adicionados substâncias compostas por moléculas orgânicas de cadeia longa que facilitam a aglutinação das partículas. Comumente são denominadas auxiliares de floculação, polímeros ou polieletrólitos que podem ser catiônicos, aniônicos ou não iônicos, conforme a carga da cadeia polimérica.

Os auxiliares de floculação são adicionados logo após a mistura rápida para auxiliar no processo de floculação com a finalidade de aumentar a velocidade de sedimentação dos flocos, reduzir a ação das forças de cisalhamento ou ainda possibilitar a redução da dosagem de coagulante o que pode resultar na redução do volume do lodo no decantador assim como na melhoria da qualidade do efluente final.

### 3.2.2.2.1 Auxiliares de floculação

São adicionados após o coagulação e desestabilização das partículas / impurezas. O tempo a ser adicionado deve ser investigado caso a caso por meio de ensaios em equipamento Jarreste em função da resistência, tamanho e velocidade de sedimentação dos flocos.

Os polímeros são utilizados com eficiência, sob a forma de floculantes ou resinas, em tratamento de efluentes através da introdução de monômeros, tais como metacrilatos e acrilaminas, de cadeia longa e alto peso molecular. A classificação dos polímeros varia de acordo com a sua carga elétrica: podendo ser catiônicos, aniônicos ou não iônicos.

No caso de dosagem inadequada do auxiliar de floculação ou filtração, bolas de lodo podem ser formadas e retidas nos filtros. Alguns auxiliares estão sendo investigados mais intensamente que outros, como é o caso da *Moringa oleifera* Lam (DA SILVA *et al.*, 2003) e da Quitosana (MORAES *et al.*, 2005). Alguns biopolímeros naturais podem ser utilizadas como auxiliares de coagulação, floculação, bem como coagulantes, podendo-se destacar o quiabo (*Abelmoschus esculentus*), usado na forma de solução feita a partir do pó seco da vagem pulverizada, a *Moringa oleifera* Lam, a mutamba (*Guazuma ulmifolia*), usada também na forma de solução da casca, do fruto e do caule, o cacau (*Theobroma cacao*), usado na forma e solução do pó da casca, o amido de milho e mandioca, entre outros. São apresentados a seguir as características dos principais auxiliares de floculação.

- *Abelmoschus esculentus* – Quiabo

Parte utilizada: folhas e frutos.

Componentes químicos: vitamina A, vitamina B2 e B6, cálcio, alanina, alfa-tocoferol, arginina, ácido ascórbico (vitamina C), ácido aspártico, glicosídeos, ácido glutâmico, gossipetina, gossipol, histidina, isoleucina, leucina, ácido linolênico, ácido mirístico, ácido oléico, ácido palmítico, ácido pantotênico, pectina, quercetina, riboflavina, amido, ácido esteárico, enxofre.

A mucilagem está presente nas raízes e nos frutos, que quando imaturos, são consumidos como legumes. De acordo com Tomoda *et al.* (1985), *apud* Camciuc, Vilarem e Gasec (1997), “as propriedades coloidais do pó das sementes, permitem a retenção de impurezas, com substituição do sulfato de alumínio na purificação de águas”.

A mucilagem encontrada no quiabo é classificada como polissacarídeo aniônico, associado com proteínas, que é usado como auxiliar flocculante, além de ser um polímero natural e virtualmente biodegradável. A mucilagem bruta usada no tratamento de efluentes poderia formar complexos entre os grupos galacturonato e cátions como os ferrosos/férricos, formando uma rede tridimensional muito extensa. O uso do quiabo no tratamento de efluentes como auxiliar de floculação tem apelo compatível com o ambiente, especialmente quando associado ao uso de material renovável, ao baixo potencial tóxico e ao potencial de sustentabilidade da agricultura familiar.

- *Moringa oleífera* Lam

A espécie *Moringa oleífera* Lam é uma árvore de tronco único, de pequeno porte, com crescimento rápido de 1,5 cm por dia, podendo atingir até 12 m de altura. Na sua casca há presença de látex. As folhas são verdes pálidas, decíduas alternadas, pecioladas e compostas, podendo, ou não, apresentar estípula, mucilagem epidérmica, estômatos ou pêlos. As flores são diclamídeas, ou seja, o perianto dividiu-se em cálice e corola, podendo ser de cor branca ou creme. As vagens contêm entre 10 a 20 sementes. As sementes globóides, são escuras por fora e contêm no seu interior uma massa branca e oleosa. O núcleo é encoberto por uma concha sendo trialadas, oleaginosas, e medindo até 1 cm de diâmetro (LORENZI e MATOS, 2002).

A *Moringa oleífera* Lam, assim como outros polímeros orgânicos, oriundos da extração vegetal, contém em suas estruturas grandes moléculas proteicas carregadas de forma a interagir com o material orgânico do efluente destruindo a estabilidade coloidal local (NDABIGENGESERE e NARASIAH, 1998).

Quando comparada com coagulantes químicos, a *Moringa oleífera* Lam apresenta uma série de vantagens, dentre elas: não requer ajustes de pH e alcalinidade, não causa problemas de corrosão, é de baixo custo, não altera o pH da água e produz baixo volume de lodo (GHEBREMICHAEL, 2004).

Para Ndabigengesere e Narasiah (1998) o agente ativo de coagulação na *Moringa oleífera* Lam deve-se à presença de uma proteína catiônica de alto peso molecular, que desestabiliza as partículas contidas na água e flocculam os colóides.

Segundo Davino (1976) *apud* Cardoso (2007) o mecanismo de coagulação/floculação causado pela proteína da *Moringa oleífera* Lam se assemelha ao mecanismo provocado por polieletrólitos (polímeros orgânicos de proteínas e polissacarídeos de origem sintética ou natural). Para Borba (2001) quando a

coagulação é realizada por polieletrólitos, não há reações de neutralização entre o coagulante e o efluente para formar complexos gelatinosos, como ocorre com coagulantes derivados de sais de alumínio e ferro. Este tipo de coagulação independe da alcalinidade da água, podendo ocorrer numa grande faixa de pH entre 4,0 a 12,0. Quando se utiliza sementes de *Moringa oleifera* Lam no tratamento de água, além da remoção de cor e turbidez, também ocorre grande remoção de bactérias, acima de 90% (CARDOSO, 2007).

- Polímero catiônico

Desde a década de 1970, os polímeros sintéticos têm sido muito utilizados como auxiliares de floculação no tratamento de água e efluentes. Segundo Di Bernardo & Dantas (2005), o uso de polímeros em estações de tratamento de água pode reduzir o consumo de coagulantes primários, bem como os gastos com produtos químicos e o volume de lodo gerado no decantador. Vantagens potenciais também podem ser citadas com relação a maior densidade do lodo, e facilidade de ser desidratado, melhorando o manuseio e disposição (ANDREOLI *et al.*, 2001).

De acordo com Matsumoto *et al.* (2004), a adição de polímeros ainda aumenta a velocidade de sedimentação dos flocos e a resistência as forças de cisalhamento. Como as impurezas tem seu tamanho e densidade aumentados, as velocidades de sedimentação aumentam e, em consequência, menores períodos de retenção e maiores cargas superficiais nos decantadores se tornam possíveis.

A preparação da solução de polímeros pode ser feita em um dispositivo único de preparação e dosagem de polímero: partindo-se do produto em pó e /ou emulsão, a solução de polímeros é preparada em dosagens variando de 0,1 % a 1,0% ( $m\ v^{-1}$ ).

Os polímeros catiônicos neutralizam as cargas elétricas superficiais dos sólidos em suspensão, incrementando o tamanho dos flocos formados. Entretanto, quando são utilizados polímeros catiônicos de massa molecular muito elevada, além de reduzir a carga superficial das partículas, esses polímeros também formam pontes poliméricas.

Para desestabilizarem coloides, essas substancias devem conter grupos químicos capazes de interagir com sítios na superfície da partícula coloidal. Assim, quando uma molécula polimérica entra em contato com um coloide, alguns desses grupos adsorvem à superfície da partícula, deixando o restante da molécula na solução. Se uma segunda partícula com algum sítio adsorvente vago entrar em contato com este segmento estendido, pode haver a adesão, formando-se um complexo partícula-polímero-partícula no qual o polímero serve como uma “ponte”.

Caso não haja uma segunda partícula disponível o segmento estendido pode adsorver a outros sítios na partícula original, de modo que não poderá mais formar pontes (LA MER e HEALY, 1963 *apud* Castro 2012).

### **3.2.2.3 Sedimentação**

A sedimentação, que ocorre após floculação, é um fenômeno físico resultante da ação da gravidade. Os flocos formados apresentam movimento descendente no meio líquido de menor massa específica o que propicia a clarificação do meio, com a separação das fases sólido-líquido (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

A partir das leis básicas da sedimentação, Di Bernardo e Dantas (2005) concluem que a velocidade de sedimentação depende do tipo de coagulante, características das partículas / impurezas, das dimensões, forma e da massa específica dos flocos.

Na Tabela 2, é apresentada uma compilação dos resultados de vários trabalhos que utilizaram o tratamento ou pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação – CFS de lixiviados.

Tabela 2– Característica inicial, condição de coagulação e eficiência de remoção de matéria orgânica após tratamento ou pós–tratamento por coagulação–floculação–sedimentação – CFS de lixiviados

Características Iniciais	Coagulante	Dosagem	pH	Eficiências de remoção e residual	Referência
DQO: 5800 mg L <sup>-1</sup> DBO <sub>5</sub> : 430 mg.L <sup>-1</sup> pH 7,6	Cloreto férrico	207 mg L <sup>-1</sup> Fe	5,0	25% DQO: 4176 mg L <sup>-1</sup>	Wang <i>et al.</i> (2002)
Cor*: 2430 e 8180 Pt–Co; pH: 7,8 e 9,4	Cloreto Férrico	800 mg L <sup>-1</sup> de FeCl <sub>3</sub> produto comercial	4,0	94% de cor*: 146 – 491 u Pt–Co;	Aziz <i>et al.</i> (2007)
DQO 1408 mg L <sup>-1</sup> Cor*: 4864 u Pt–Co L <sup>-1</sup> pH: 8	Tanfloc SG	1800 mg L <sup>-1</sup> Tanfloc SG	8,0	38% DQO: 875 mg L <sup>-1</sup> 52% cor*: 2343 u Pt–Co L <sup>-1</sup>	Máximo (2007)
DQO 2920 mg L <sup>-1</sup> Cor*: 6500 u Pt–Co L <sup>-1</sup> pH: 8	Cloreto férrico	1200 mg L <sup>-1</sup> Fe.	8,0	35% DQO: 1892 mg L <sup>-1</sup> 68% cor*: 2090 u Pt–Co L <sup>-1</sup>	Máximo (2007)
DQO 1408 mg L <sup>-1</sup> Cor*: 4864 u Pt–Co L <sup>-1</sup> pH: 8	Sulfato de alumínio	1200 mg L <sup>-1</sup> Al	7,5	28% DQO: 1012 mg L <sup>-1</sup> 42% cor*: 2803 u Pt–Co L <sup>-1</sup>	Máximo (2007)
DQO:18500 – 20000 mg L <sup>-1</sup> Cor*: 2800 – 3000 uH pH: 8,3	Cloreto Férrico	400 mg L <sup>-1</sup> Fe	3,8	28% DQO: 13320 – 14400 mg L <sup>-1</sup> 78% de cor*: 616 – 660 uH	Maranõn <i>et al.</i> (2008)
DQO 2708 mg L <sup>-1</sup> Cor*: 6380 u Pt–Co L <sup>-1</sup> pH: 8	Tanfloc SG	2700 mg L <sup>-1</sup> Tanfloc SG	7,4	40% DQO: 1624 mg L <sup>-1</sup> 75,1% cor*: 1590 u Pt–Co L <sup>-1</sup>	Nagashima (2009)
DQO: 4814 mg L <sup>-1</sup> Cor*: 5537 Pt–Co	Cloreto férrico	1700 mg L <sup>-1</sup> FeCl <sub>3</sub>	5,2	73% DQO: 1300 mg L <sup>-1</sup> 97% cor*: 166 Pt–Co	Castrillón <i>et al.</i> (2010)
DQO: 18.352 mg L <sup>-1</sup> DBO <sub>5</sub> : 10.600 mg.L <sup>-1</sup> Cor*: 2900 Pt–Co	Cloreto férrico	1200 mg L <sup>-1</sup> FeCl <sub>3</sub>	3,8	28% DQO: 5138 mg L <sup>-1</sup> 78% cor*: 638	Castrillón <i>et al.</i> (2010)
DQO 2973 mg L <sup>-1</sup> DBO: 159 mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> Cor verdadeira: 5041 uH pH: 8,45	Cloreto férrico	400 mg L <sup>-1</sup> Fe	3,0	81%DQO: 433 mg L <sup>-1</sup> 98% cor verdadeira 96 uH	Felici (2010)
DQO 2973 mg L <sup>-1</sup> DBO: 159 mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> Cor verdadeira 5041 uH pH: 8,45	PAC	470,7 mg L <sup>-1</sup> Al	4,9	73% DQO; 610 433 mg L <sup>-1</sup> 97% cor verdadeira: 134 uH	Felici (2010)

DQO 2450 mg L <sup>-1</sup> DBO: 110 mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> Cor verdadeira: 4245 uH pH: 8,30	Cloreto férico	300 mg L <sup>-1</sup> Fe.e 2,0 mg L <sup>-1</sup> de polieletrólito catiônico	4,0	84% DQO: 354 mg L <sup>-1</sup> 98,5% cor verdadeira: 57uH	Castro (2012)
DQO 2022 mg L <sup>-1</sup> DBO: 57 mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> Cor verdadeira: 3386 uH pH: 9,7	Cloreto férico	250 mg L <sup>-1</sup> Fe	4,0	85% DQO: 303 mg L <sup>-1</sup> 96% cor verdadeira: 140 uH	Kawahigashi (2012)
DQO 3670 mg L <sup>-1</sup> Cor* 4480 mg Pt-Co L <sup>-1</sup> pH: 7,51	Tanfloc SG	1500 mg L <sup>-1</sup> Tanfloc SG	9,0	Não apresenta valores para DQO 59,97% cor* 1793 mg Pt-Co L <sup>-1</sup>	Pedroso (2012)
DQO 1144 mg L <sup>-1</sup> Cor verdadeira: 3393 uH pH: 8,50	Cloreto férico	400 mg L <sup>-1</sup> Fe	4,0	74% DQO: 292 mg L <sup>-1</sup> 99% cor verdadeira: 38uH	Pozzetti (2014)
* Na referência não há indicações se o parâmetro corresponde à cor aparente ou verdadeira					

### 3.3 ASPECTOS LEGAIS RELACIONADOS AO LIXIVIADO

O tratamento adequado do lixiviado é necessário devido às suas características como elevada carga orgânica recalcitrante, toxicidade e cor, altas concentrações de nitrogênio e à eventual presença de metais, uma vez que se estes forem lançados nos corpos receptores sem nenhum tratamento podem causar a alteração da qualidade do corpo d'água ocasionando o desequilíbrio da vida aquática local.

A Resolução CONAMA 357/2005 em seu Artigo 34 estabelece que os efluentes de qualquer fonte poluidora só poderão ser lançados diretamente ou indiretamente no corpo d'água, desde que obedeçam as condições e padrões previstos nesse artigo:

- O efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos do corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente;
- O pH do efluente deve estar entre 5 – 9 com temperatura inferior a 40° C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3° C na zona de mistura;
- A concentração de materiais sedimentáveis deve ser de até 1 mg.L<sup>-1</sup> em teste de 1 hora em cone Imhoff;
- Obedecer aos padrões de lançamentos do efluente preconizados pela Resolução CONAMA 357/2005 e que foram alterados na Resolução 430/2011, onde no § 1 do Artigo 16, os efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem devem atender às condições e padrões definidos no referido artigo. Os limites máximos permitidos para o lançamento de efluentes estão relacionados na Tabela 3.

Tabela 3 – Valores máximos de lançamento permitidos para alguns compostos de acordo com CONAMA 430/2011

Parâmetro	Valor máximo
Arsênio total	0,5 mg.L <sup>-1</sup> As
Bário total	5,0 mg.L <sup>-1</sup> Ba
Boro total	5,0 mg.L <sup>-1</sup> B
Cádmio total	0,2 mg.L <sup>-1</sup> Cd
Chumbo total	0,5 mg.L <sup>-1</sup> Pb
Cianeto livre (destilável por ácidos fracos)	0,2 mg.L <sup>-1</sup> CN
Cobre dissolvido	1,0 mg.L <sup>-1</sup> Cu
Cromo hexavalente	0,1 mg.L <sup>-1</sup> Cr <sup>6+</sup>
Cromo trivalente	1,0 mg.L <sup>-1</sup> Cr <sup>3+</sup>
Estanho total	4,0 mg.L <sup>-1</sup> Sn
Ferro dissolvido	15,0 mg.L <sup>-1</sup> Fe
Fluoreto total	10 mg.L <sup>-1</sup> F
Manganês dissolvido	1,0 mg.L <sup>-1</sup> Mn
Mercurio total	0,01 mg.L <sup>-1</sup> Hg
Níquel total	2,0 mg.L <sup>-1</sup> Ni
N- amoniacal total	20,0 mg.L <sup>-1</sup> N
Prata total	0,1 mg.L <sup>-1</sup> Ag
Selênio total	0,30 mg.L <sup>-1</sup> Se
Sulfeto	1,0 mg.L <sup>-1</sup> S
Zinco total	5,0 mg.L <sup>-1</sup> Zn

Fonte: CONAMA 430/2011

O Artigo 42 do CONAMA 357/2005 diz que enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas Classe 2 e as águas salobras e salinas como Classe 1. A Tabela 4 apresenta os valores limites dos parâmetros de lançamento para um corpo receptor Classe 2.

Tabela 4 – Valores limites permitidos para corpo receptor Classe 2

Parâmetro	Valor limite
Cor verdadeira	Até 75 mg Pt.L <sup>-1</sup>
Turbidez	Até 100 UNT
DBO 5 dias a 20° C	Até 5 mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>
OD	Não inferior a 5 mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>
Fósforo total	Até 0,030 mg.L <sup>-1</sup> em ambientes lênticos e até 0,050 mg.L <sup>-1</sup> em ambientes intermediários com tempo de residência entre 2 e 40 dias e tributários diretos de ambiente lêntico
N-amoniacal total	3,7 mg.L <sup>-1</sup> N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg.L <sup>-1</sup> N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg.L <sup>-1</sup> N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg.L <sup>-1</sup> N, para pH > 8,5
Nitrito	1,0 mg.L <sup>-1</sup> N
Nitrato	10 mg.L <sup>-1</sup> N

Fonte: CONAMA 357/2005

Diante da preocupação relacionada à preservação dos mananciais e da saúde pública, os órgãos ambientais estaduais e locais fazem recomendações quanto ao tratamento e disposição adequada do lixiviado. No entanto, ainda não foi

estabelecida uma legislação nacional específica no que se refere aos padrões de lançamento desse tipo de efluente.

Para o estado do Paraná, o padrão de lançamento é estabelecido pela Resolução CEMA 0086/2013, que especifica, em seu anexo X, diretrizes e critérios para monitoramento de lixiviado de aterro sanitário, define como valor limite máximo permitido para DQO e DBO de saída, o correspondente a 80% de redução do valor de entrada. Vale ressaltar que a Resolução CEMA 0070/2009 era mais restritiva pois limitava o valor de DQO em  $200 \text{ mg L}^{-1}$  e de DBO em  $50 \text{ mg L}^{-1}$  para efluentes provenientes de outras atividades quando não enquadradas às especificadas na referida resolução, podendo ser mais efetiva no controle da poluição, contaminação e minimização de impactos ambientais, especialmente para efluentes com elevada carga de matéria orgânica.

### **3.4 ECOTOXICIDADE**

A toxicologia ambiental é o termo usado para descrever o estudo dos efeitos adversos causados aos organismos vivos por substâncias químicas presentes no ambiente (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Dentro do contexto da toxicologia ambiental encontra-se a ecotoxicologia, um termo que foi sugerido pela primeira vez em junho de 1969, durante uma reunião do *Committee of the International Council of Scientific Unions (ICSU)*, em Estocolmo, pelo toxicologista francês René Truhaut. Este autor define a ecotoxicologia como a ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos, populações e comunidades, animais ou vegetais, terrestres ou aquáticos, que constituem a biosfera, incluindo assim a interação das substâncias com o meio nos quais os organismos vivem num contexto integrado (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

Segundo Zagatto e Bertolletti (2006) a ecotoxicologia pode ser definida como a ciência que estuda os impactos deletérios de poluentes ambientais sobre populações de organismos vivos ou ecossistemas, considerando a interação dos poluentes com o meio ambiente, bem como, mobilidade, degradabilidade, bioacumulação e biomagnificação.

De acordo com Magalhães e Ferrão Filho (2008) os Ensaio de Toxicidade, Ensaio Ecotoxicológico ou Testes de Toxicidade são sinônimos para denominar a

principal ferramenta da Ecotoxicologia para avaliar a toxicidade de efluentes e consideram como objetivos da ecotoxicologia a avaliação da toxicidade de poluentes em laboratório e no meio ambiente; a compreensão dos mecanismos de ação de substâncias tóxicas e a avaliação do risco que substâncias ou compostos químicos tóxicos apresentam para o meio ambiente. Partindo-se do pressuposto de que se um agente é tóxico para uma ou mais espécies em um sistema de teste, é provável que seja para importantes componentes do ecossistema e, portanto, pode causar impacto ambiental negativo.

Os testes ecotoxicológicos empregando bioensaios realizados para o monitoramento e avaliação da qualidade da água, têm se tornado bastante comuns nos últimos anos no Brasil. A primeira iniciativa se deu em 1975, num programa internacional de padronização de testes de toxicidade aguda com peixes, desenvolvido pelo Comitê Técnico de Qualidade das Águas da International Organization for Standardization (ISO), com participação da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) a convite da ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2006). A aplicação de testes ecotoxicológicos é uma ferramenta capaz de auxiliar o monitoramento de lançamento de efluentes nos corpos receptores de modo que não haja alteração na biota aquática decorrente da toxicidade de determinados compostos.

Os organismos-teste, assim como quaisquer outros organismos do ambiente, podem apresentar diferenças em sua sensibilidade às substâncias presentes nos efluentes. É possível, então, que os organismos teste de diferentes níveis tróficos respondam diferentemente ao grau de toxicidade para um mesmo efluente. Da mesma forma, também não é possível eleger um nível trófico que, genericamente, será sempre o mais afetado pela toxicidade dos efluentes (KNIE E LOPES, 2004).

Os bioensaios têm como vantagem abranger uma grande variedade de substâncias biologicamente disponíveis em uma amostra ambiental através de um ensaio, e detectam a capacidade inerente de um agente tóxico ou uma mistura em produzir efeitos deletérios nos organismos vivos (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). Em geral, o princípio do método de avaliação de toxicidade ambiental consiste na exposição de organismos-teste a várias diluições da amostra a ser testada, por um período determinado de tempo.

Segundo Knie e Lopes (2004), são inúmeras as substâncias químicas que apresentam potencial de efeito tóxico, cuja ação varia em função da concentração. Em termos biológicos, o sistema imunológico dos seres vivos desencadeia uma série de etapas para elevar sua capacidade de proteção, que consiste, principalmente, na metabolização e excreção dos agentes agressores. Sendo assim, a toxicidade é definida como a habilidade de uma substância, sob certas condições, de exercer algum efeito danoso sobre organismos ou biosensores, devido às suas propriedades químicas e à sua concentração (KNIE E LOPES, 2004).

Os ensaios ecotoxicológicos são tidos como métodos capazes de avaliar os efeitos combinados de vários produtos químicos complexos sobre os organismos. Os teste ecotoxicológicos integram os efeitos biológicos de todos os compostos presentes e fatores como a biodisponibilidade, o sinergismo ou antagonismo também se refletem diretamente nos resultados dos testes (PIVATO e GASPARI, 2006).

Uma vantagem de se utilizar testes ecotoxicológicos é que muitas vezes os sistemas biológicos reagem a concentrações de substâncias bem abaixo dos limites detectados por análise química. Além disso, em função da resposta integral da matéria viva a todos os fatores perturbadores, a reação dos organismos inclui também os efeitos produzidos por substâncias presentes na água, formadas através de interações entre diferentes moléculas, que não são considerados nos métodos utilizados para as análises químicas. Assim, os testes ecotoxicológicos permitem, geralmente, uma avaliação bastante segura do potencial tóxico de substâncias ou de meios contaminados, permitindo também deduções indiretas do seu risco para o meio ambiente e, com muita cautela, do seu perigo para o ser humano (KNIE e LOPES, 2004).

A aplicação desses testes na análise ambiental é bastante abrangente e sua importância aumenta na proporção que cresce a complexidade das transformações químicas do meio ambiente. A partir disso, o potencial tóxico das substâncias químicas é colocado contra o sistema de autoproteção dos organismos–teste, que reagem ao efeito das substâncias presentes no meio, indicando os efeitos destas, mostrando assim as informações sobre a qualidade deste meio e sobre o possível impacto que ele pode causar no meio ambiente (SAAR, 2002). Portanto, eles funcionam como instrumentos capazes de alertar os problemas ambientais

causados pela introdução de substâncias tóxicas no ambiente (SANTOS NETO *et al.*, 2006).

De acordo com Cesar, Silva, Santos (1997), um ensaio de ecotoxicidade é realizado em duas etapas: um teste preliminar e o teste definitivo. O teste preliminar é realizado nas mesmas condições que o teste definitivo, no entanto é feito com concentrações estabelecidas com limites de grande amplitude, para assim determinar o intervalo de concentrações, delimitado à concentração mais elevada na qual não é observado efeito algum (CENO – concentração de efeito não observado) e pela menor concentração que cause a imobilidade / mortalidade a 100% dos organismos. Já o teste definitivo é realizado com o intervalo de concentrações estabelecido no teste preliminar, e assim, preparada uma série de concentrações intermediárias, nas quais são expostos os organismos–teste.

Estes tipos de testes apresentam uma série de normas e procedimentos que devem ser seguidos para que as respostas obtidas sejam validadas. Um teste ecotoxicológico deve ser constituído por uma série de diluições, um controle negativo e um controle positivo. As séries de diluições são utilizadas para se medir em qual concentração o material a ser testado apresenta efeitos ou não sobre um determinado número de organismos, permitindo assim, uma estimativa da proximidade dos limites de tolerância de toxicidade. O controle negativo é uma população exatamente igual à que se encontra nos testes, porém sem o contaminante a ser testado, o que permite avaliar até que ponto os efeitos podem ter acontecido por outro fator qualquer. E por fim, no controle positivo é utilizado um agente tóxico de efeito conhecido para assegurar que o organismo testado responde apropriadamente ao teste aplicado (MAGALHÃES, FERRÃO FILHO, 2008).

Os tipos de testes ecotoxicológicos em meio aquático são classificados basicamente em agudo ou crônico, de acordo com o tempo de exposição dos organismos à substância testada. Os testes de toxicidade aguda detectam efeitos imediatos, normalmente a mortalidade, de uma amostra testada, sendo os organismos expostos a altas concentrações do contaminante em um curto período de tempo, não superior a um terço do tempo médio necessário para o nascimento e a maturação sexual do indivíduo. Esses estudos frequentemente envolvem a determinação de uma concentração letal à 50% dos organismos testados (CL50). Devido à dificuldade de se determinar a morte para alguns invertebrados considera-se a imobilidade como um critério de efeito, sendo os resultados expressos como

concentração efetiva a 50% dos organismos (CE50). Devido a facilidade de execução, curta duração e baixo custo, os ensaios de toxicidade agudos foram os primeiros a ser desenvolvidos e, portanto, formam uma grande base de dados ecotoxicológicos (BIRGE *et al.*, 1985 *apud* MENDONÇA, 2009).

Os testes de toxicidade crônica consistem na exposição dos organismos a diferentes concentrações subletais do contaminante por um longo período; a exposição pode ser feita durante um ciclo de vida completo do organismo ou incluir fases dos períodos mais sensíveis da vida do organismo teste, como a reprodução, por exemplo (ARAGÃO e ARAÚJO, 2006). São observados, além da mortalidade dos indivíduos, o crescimento, o grau de sucesso reprodutivo, e também eventuais mudanças de comportamento. Os resultados são geralmente expressos em CENO (maior concentração onde não foi observado efeito), CEO (menor concentração onde houve efeito observável), e VC (valor crônico), que é a média geométrica entre CENO e CEO. O efeito crônico deve ser objeto de verificação quando os testes de toxicidade aguda não forem suficientes para caracterizar um efeito tóxico mensurável (SILVA, 2002; MACHADO, 2005).

Sendo assim, o conhecimento da toxicidade de agentes químicos a diferentes organismos aquáticos possibilita, além do estabelecimento de limites permissíveis de várias substâncias químicas para a proteção da vida aquática, avaliar o impacto momentâneo que esses poluentes causam à biota dos corpos hídricos (ARAGÃO e ARAÚJO, 2006).

### **3.4.1 Algas**

As algas em um ecossistema aquático fazem parte do grupo de produtores primários, os seja, são à base do ciclo de vida aquático. Participam da manutenção do equilíbrio destes ambientes através de suas funções em ciclagem de nutrientes dos ciclos biogeoquímicos, em especial nos do carbono, oxigênio, nitrogênio, fósforo e silício. Também fazem parte da dieta de vários outros tipos de organismos, tanto aquáticos quanto terrestres. Apresentam rápida resposta fisiológica, devido ao seu ciclo de vida curto, facilitando os estudos de exposição com várias gerações e, dessa forma, os efeitos provocados por substâncias tóxicas podem ser detectados num curto espaço de tempo. Outras características como facilidade de manutenção das culturas e capacidade de crescimento em meios sintéticos definidos tornam as algas úteis como organismos teste (RODRIGUES, 2003)

O teste ecotoxicológico com algas constitui em ensaio para a avaliação da toxicidade crônica de amostras de efluentes líquidos, águas continentais superficiais ou subterrâneas e substâncias químicas solúveis ou dispersas em águas para as microalgas *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus subspicatus* e *Pseudokirchneriella subcapitata*, anteriormente denominada de *Selenastrum capricornutum*. Este método permite também determinar se a amostra exerce um efeito algicida ou algistático sobre as células.

O método de ensaio ecotoxicológico com algas consiste na exposição de organismos–teste a várias diluições da amostra, por um período de 72–96h. O efeito tóxico é determinado pela inibição do crescimento da biomassa de algas nos recipientes – teste comparado com o controle, sob as mesmas condições de ensaio (ABNT, 2011).

Segundo Vidotti e Rollemberg (2004), os ensaios com algas abrem a possibilidade de uma combinação de medidas físicas, químicas e biológicas, que resultam em informações importantes, as quais permitem identificar materiais que afetam o crescimento, bem como avaliar a disponibilidade biológica de nutrientes e determinar curvas dose–resposta para substâncias limitantes ou estimulantes do crescimento.

A alga *Pseudokirchneriella subcapitata* (anteriormente denominada *Selenastrum capricornutum* e *Rhaphidocelis subcapitata*) é considerada um organismo modelo padrão para testes de toxicidade e é amplamente usada em testes de inibição de multiplicação celular algal pela US Environmental Protection Agency (USEPA). Esta espécie também tem demonstrado ser bastante sensível a metais pesados (BLINOVA, 2004; KAHRU *et al.*, 2005), e amostras ambientais assim como descargas industriais (KALLQVIST *et al.*, 2008). Devido a sua alta sensibilidade, e compatibilidade com diferentes técnicas de amostragem ambiental, bioensaios com algas são frequentemente incluídos em baterias de teste para medir toxicidade de amostras de água de rios e sedimentos (AHLF e HEISE, 2005; BLINOVA, 2000; DE VLAMING *et al.*, 2000; LATIF e LICEK, 2004; WEI *et al.*, 2006).

### 3.4.2 Microcrustáceos

A comunidade zooplanctônica possui expressiva importância em ambientes aquáticos, pois os diversos tipos de organismos que a compõe fazem parte da cadeia trófica destes ambientes, sendo a principal ligação entre os produtores

primários e os consumidores de níveis mais altos na cadeia trófica aquática como peixes, aves e até mesmo a espécie humana.

Outra importância do zooplâncton reside no fato de que diversas espécies apresentam maior sensibilidade as variações das condições ambientais (como temperatura, salinidade, pH, nutrientes, entre outras) e a presença de diversas substâncias químicas. Desta forma, muitas espécies zooplanctônicas são indicadoras das alterações ambientais e, conseqüentemente da saúde do ecossistema. Além da importância ecológica, as vantagens do uso de cladóceros incluem seu curto ciclo de vida, a facilidade de cultivo em laboratório, e a necessidade de pouco espaço e pouco volume de água (PARKHURST *et al.*, 1981; PRESING, 1981; ADEMA *et al.*, 1982; BAUDO, 1987; MUNZINGER e MONICELLI, 1991).

Os microcrustáceos de água doce da ordem Cladocera e do gênero *Daphnia* e *Ceriodaphnia* são conhecidos como pulgas d'água, medem de 0,1 a 5,0 mm de comprimento e possuem carapaça transparente bivalve. São muito utilizados em ensaios de ecotoxicidade, pois são amplamente distribuídos nos corpos de água doce, possuem um ciclo de vida relativamente curto e são facilmente cultivados em laboratórios. Sua reprodução em condições naturais ocorre por partenogênese, ou seja, assexuadamente. Os ovos diplóides eclodem dando origem às fêmeas, podendo uma única fêmea produzir uma sucessão de gerações (CESAR; SILVA, SANTOS, 1997).

Os cladóceros do gênero *Ceriodaphnia* são mais representativos de águas continentais no território brasileiro quando comparados a *Daphnia sp*, sendo possível a coexistência de diversas espécies (ROCHA *et al.*, 1995). Ensaio com *Ceriodaphnia dubia* geralmente permitem duas leituras de resultado (toxicidade aguda e crônica). Estes organismos são empregados internacionalmente pelas agências ambientais, especialmente da Comunidade Européia, Estados Unidos, Canadá, Japão e Austrália, para o controle das descargas de efluentes líquidos industriais em ambiente aquático (NASCIMENTO *et al.*, 2002).

Já o organismo *Artemia salina*, da ordem Anostraca, é um microcrustáceo de água salgada e também é uma espécie bastante utilizada nos ensaios de ecotoxicidade. A utilização desta espécie apresenta a vantagem de seus ovos resistirem à secagem e estocagem por longos períodos de tempo. Os ovos podem ser facilmente adquiridos e estes eclodem em um período de 1 a 2 dias, estando

prontos para a sua utilização. O uso da *Artemia salina* nos ensaios de ecotoxicidade é interessante quando se pretende avaliar a toxicidade de efluentes que apresentam alta salinidade, uma vez que este parâmetro é um fator crítico para as espécies de água doce (COSTA *et al.*, 2008). Atuam como consumidores primários, alimentando-se por filtração de material orgânico particulado, principalmente algas unicelulares.

### **3.4.3 Ensaio de ecotoxicidade**

Muitas pesquisas têm sido realizadas para os lixiviados de aterro sanitário em relação à ecotoxicidade em organismos aquáticos.

A Tabela 5 apresenta um resumo de estudos ecotoxicológicos com organismos-teste em lixiviados.

Tabela 5 – Resumo de estudos ecotoxicológicos com organismos–teste em lixiviados

Tipos de tratamento	Características do Lixiviado bruto	Características do lixiviado após tratamento	Organismo – teste	Principais resultados (% v v <sup>-1</sup> )	Referências		
Lixiviado bruto	N–amoniacal: 671 mg N–NH <sub>4</sub> L <sup>-1</sup> Cor Verdadeira: 2751 uH Cloreto: 844 mg L <sup>-1</sup> DQO: 2025 mg L <sup>-1</sup>	Sem tratamento	P. subcapitata	CI50 72h: 0,5	Silva, 2015		
			C. dubia	CE50 24h: 5,8			
				CE50 48h: 20,0			
			D. magna	CE50 24h: 11,0			
A. salina		CE50 48h: 42,5					
Sequência de lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação		N–amoniacal: 671 mg N–NH <sub>4</sub> L <sup>-1</sup> Cor Verdadeira: 2751 uH Cloreto: 844 mg L <sup>-1</sup> DQO: 2025 mg L <sup>-1</sup>	Cor Verdadeira: 658 uH Cloreto: 1012mg L <sup>-1</sup> DQO: 666 mg L <sup>-1</sup>	P. subcapitata		CI50 72h: 27,4	
				C. dubia		CE50 24h: 4,3	
						CE50 48h: 19,1	
				D. magna		CE50 24h: 10,4	
A. salina			CE50 48h: 35,2				
Sequência de lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação / filtração ascendente em pedregulho – FAP (dosagem de cloreto férrico 100 mg L <sup>-1</sup> )			N–amoniacal: 671 mg N–NH <sub>4</sub> L <sup>-1</sup> Cor Verdadeira: 2751 uH Cloreto: 844 mg L <sup>-1</sup> DQO: 2025 mg L <sup>-1</sup>	Cor Verdadeira: menor que o limite de quantificação – LQ Cloreto: 1770 mg L <sup>-1</sup> DQO: 107 mg L <sup>-1</sup>		P. subcapitata	CI50 72h: 61,2
						C. dubia	CE50 24h: 87,3
	CE50 48h: 53,1						
	D. magna				CE50 24h: NT		
A. salina	CE50 48h: NT						
Sequência de lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação / filtração ascendente em pedregulho – FAP e adsorção em carvão ativado granular – CAG (dosagem de cloreto férrico 100 mg L <sup>-1</sup> )	N–amoniacal: 671 mg N–NH <sub>4</sub> L <sup>-1</sup> Cor Verdadeira: 2751 uH Cloreto: 844 mg L <sup>-1</sup> DQO: 2025 mg L <sup>-1</sup>			Cor Verdadeira: menor que o LQ Cloreto: 1753 mg L <sup>-1</sup> DQO: 67 mg L <sup>-1</sup>	P. subcapitata	CI50 72h: 14,4	
					C. dubia	CE50 24h: 72,4	
		CE50 48h: 28,5					
		D. magna			CE50 24h: NT		
A. salina		CE50 48h: NT					
Sequência de lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação / filtração ascendente em pedregulho – FAP e adsorção em carvão ativado pulverizado – CAP (dosagem de cloreto férrico 100 mg L <sup>-1</sup> e de 0,5 g L <sup>-1</sup> de CAP)		N–amoniacal: 671 mg N–NH <sub>4</sub> L <sup>-1</sup> Cor Verdadeira: 2751 uH Cloreto: 844 mg L <sup>-1</sup> DQO: 2025 mg L <sup>-1</sup>		Cor Verdadeira: menor que o LQ Cloreto: 1181 mg L <sup>-1</sup> DQO: 65 mg L <sup>-1</sup>	P. subcapitata	CI50 72h: 66,5	
					C. dubia	CE50 24h: 50,3	
			CE50 48h: 42,9				
			D. magna		CE50 24h: NT		
A. salina			CE50 48h: 73,6				
					A. salina	CL50 24h: NT	

Continuação da Tabela 5

Lixiviado bruto	Sem tratamento	P. subcapitata	CI50 72h: 3,3
		C. dubia	CE50 24h: 1,6 CE50 48h: 15,1
Lodos ativados precedido de <i>stripping</i> de amônia	Cor Verdadeira: 3968 uH Cloreto: 2393 mg L <sup>-1</sup> DQO: 1101 mg L <sup>-1</sup>	D. magna	CE50 24h: 2,5 CE50 48h: 77,7
		A. salina	CL50 24h: 16,2
		P. subcapitata	CI50 72h: 23,4
		C. dubia	CE50 24h: 1,4 CE50 48h: 15,5
Lodos ativados precedido de <i>stripping</i> de amônia / filtração ascendente em pedregulho – FAP (dosagem de cloreto férrico 400 mg L <sup>-1</sup> )	N-amoniacoal: 1164 mg N-NH <sub>4</sub> L <sup>-1</sup> Cor Verdadeira: 4078 uH Cloreto: 2153 mg L <sup>-1</sup> DQO: 1466 mg L <sup>-1</sup>	D. magna	CE50 24h: 2,5 CE50 48h: 84,9
		A. salina	CL50 24h: 57,8
		P. subcapitata	CI50 72h: 52,7
		C. dubia	CE50 24h: 27,2 CE50 48h: 16,1
Lodos ativados precedido de <i>stripping</i> de amônia / filtração ascendente em pedregulho – FAP e adsorção em carvão ativado granular – CAG (dosagem de cloreto férrico 400 mg L <sup>-1</sup> )	Cor Verdadeira: 49 uH Cloreto: 3988 mg L <sup>-1</sup> DQO: 194 mg L <sup>-1</sup>	D. magna	CE50 24h: 66,1 CE50 48h: 55,1
		A. salina	CL50 24h: 47,3
		P. subcapitata	CI50 72h: NT
		C. dubia	CE50 24h: 64,4 CE50 48h: 62,1
Lodos ativados precedido de <i>stripping</i> de amônia / filtração ascendente em pedregulho – FAP e adsorção em carvão ativado pulverizado CAP (dosagem de cloreto férrico de 200 mg L <sup>-1</sup> e de 0,5 g L <sup>-1</sup> CAP	Cor Verdadeira: menor que o LQ Cloreto: 3269 mg L <sup>-1</sup> DQO: menor que o LQ	D. magna	CE50 24h: NT CE50 48h: NT
		A. salina	CL50 24h: 76,3
		P. subcapitata	CI50 72h: 62,9
		C. dubia	CE50 24h: 33,3 CE50 48h: 18,8
Lodos ativados precedido de <i>stripping</i> de amônia / filtração ascendente em pedregulho – FAP e adsorção em carvão ativado pulverizado CAP (dosagem de cloreto férrico de 200 mg L <sup>-1</sup> e de 0,5 g L <sup>-1</sup> CAP	Cor Verdadeira: menor que o LQ Cloreto: 3876 mg L <sup>-1</sup> DQO: menor que o LQ	D. magna	CE50 24h: 82,3 CE50 48h: 79,2
		A. salina	CL50 24h: 71,9

Silva, 2015

Continuação da Tabela 5

Lixiviado bruto		Sem tratamento	P. subcapitata	CI50 <sub>72h</sub> : 4,1	Pozzetti, 2014	
Lodos ativados precedido de <i>stripping</i> de amônia		N-amoniacoal: 5 mg N-NH <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> Cor Verdadeira: 3393 uH DQO: 1144 mg L <sup>-1</sup> COD: 672 mg L <sup>-1</sup> .	C. dubia	CE50 <sub>24h</sub> : 2,8		
				CE50 <sub>48h</sub> : 1,3		
			D. magna	CE50 <sub>24h</sub> : 10,7		
				CE50 <sub>48h</sub> : 8,1		
			A. salina	CL50 <sub>48h</sub> : 63,7		
Lodos ativados precedido de <i>stripping</i> de amônia / coagulação química – floculação – sedimentação (dosagem de cloreto férrico: 200 mg L <sup>-1</sup> )	N-amoniacoal: 236 mg N-NH <sub>4</sub> L <sup>-1</sup> Cor Verdadeira: 3598 uH Cloreto: 1828 mg L <sup>-1</sup> DQO: 1344 mg L <sup>-1</sup>	N-amoniacoal: 2 mg N-NH <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> Cor Verdadeira: 38 uH DQO: 292 mg L <sup>-1</sup> COD: 23 mg L <sup>-1</sup> .	P. subcapitata	CI50 <sub>72h</sub> : 24,5		
			C. dubia	CE50 <sub>24h</sub> : 17,9		
				CE50 <sub>48h</sub> : 13,0		
			D. magna	CE50 <sub>24h</sub> : NT		
				CE50 <sub>48h</sub> : NT		
Lodos ativados precedido de <i>stripping</i> de amônia / coagulação química – floculação – sedimentação / adsorção em carvão ativado pulverizado – (dosagem de cloreto férrico: 200 mg L <sup>-1</sup> e de CAP7: 0,5 mg L <sup>-1</sup> )		Cor Verdadeira: 210 uH DQO: 183 mg L <sup>-1</sup> COD: 32 mg L <sup>-1</sup>	P. subcapitata	CI50 <sub>72h</sub> : 7,2		
			C. dubia	CE50 <sub>24h</sub> : 7,2		
				CE50 <sub>48h</sub> : 4,6		
			D. magna	CE50 <sub>24h</sub> : 44,5		
				CE50 <sub>48h</sub> : 41,5		
			A. salina	CL50 <sub>48h</sub> : 73,8		
			P. subcapitata	CI50 <sub>72h</sub> : 13,6		
			C. dubia	CE50 <sub>24h</sub> : 5,2		
				CE50 <sub>48h</sub> : 4,8		
			D. magna	CE50 <sub>24h</sub> : 43,9		
				CE50 <sub>48h</sub> : 43,8		
			A. salina	CL50 <sub>48h</sub> : 79,2		

Continuação da Tabela 5

Lixiviado bruto		Sem tratamento	P. subcapitata	CI50 72h: 4,7	Kawahigashi, 2012
			C. dubia	CE50 24h: 2,6	
				CE50 48h: 0,9	
			D. magna	CE50 24h: 3,0	
A. salina	CL50 24h: 8,0				
Lodos ativados precedido de <i>stripping</i> de amônia		Cor Verdadeira: 3386 uH Cloreto: 2744 mg L <sup>-1</sup> DQO: 2022 mg L <sup>-1</sup> COT: 76 mg L <sup>-1</sup>	P. subcapitata	CI50 72h: 30,1	
			C. dubia	CE50 24h: 24,3	
				CE50 48h: 21,5	
			D. magna	CE50 24h: 25,5	
A. salina	CE50 48h: 20,6				
Lodos ativados precedido de <i>stripping</i> de amônia / coagulação química – flocculação – sedimentação (dosagem de cloreto férrico: 250 mg L <sup>-1</sup> )	N-amoniacoal: 859 mg N-NH <sub>4</sub> L <sup>-1</sup> Cor verdadeira: 4180 uH DQO: 1819 mg L <sup>-1</sup> COT: 127 mg L <sup>-1</sup>	Cor verdadeira: 140 uH DQO: 303 mg L <sup>-1</sup> COT: 122 mg L <sup>-1</sup> Cloreto: 4041 mg L <sup>-1</sup>	P. subcapitata	CI50 <sub>72h</sub> : 41,3	
			C. dubia	CE50 <sub>24h</sub> : 4,7	
				CE50 <sub>48h</sub> : 2,1	
			D. magna	CE50 <sub>24h</sub> : 5,7 CE50 <sub>48h</sub> : 4,4	
A. salina	CL50 <sub>48h</sub> : 45,8				
Lodos ativados precedido de <i>stripping</i> de amônia / coagulação química – flocculação – sedimentação / adsorção em carvão ativado granular (dosagem de cloreto férrico: 250 mg L <sup>-1</sup> )		Cor verdadeira: 0 uH DQO: 71 mg L <sup>-1</sup> COT: 39 mg L <sup>-1</sup> Cloreto: 4125 mg L <sup>-1</sup>	P. subcapitata	CI50 <sub>72h</sub> : 38,4	
			C. dubia	CE50 <sub>24h</sub> : 8,6	
				CE50 <sub>48h</sub> : 5,0	
			D. magna	CE50 <sub>24h</sub> : 12,3 CE50 <sub>48h</sub> : 9,6	
A. salina	CL50 <sub>48h</sub> : 58,6				

Continuação da Tabela 5

Lixiviado bruto	DQO: 3455 mg L <sup>-1</sup> COT: 815 mg L <sup>-1</sup> N-amoniacoal: 802 mg N-NH <sub>4</sub> L <sup>-1</sup> Cor: 5250 mg PtCo L <sup>-1</sup> Cloreto: 4129 mg L <sup>-1</sup>	Sem tratamento	D. simillis	CE50 <sub>24-48h</sub> : 2,26	Silva, 2002
				A. salina	
Coagulação – floculação (dosagem de sulfato de alumínio: 700 mg L <sup>-1</sup> )		Cor: 1550 uH DQO: 2670 mg L <sup>-1</sup> COT: 690 mg L <sup>-1</sup> .	D. simillis	CE50 <sub>24-48h</sub> : 6,42	
			A. salina	CL50 <sub>24-48h</sub> : 17,44	
Coagulação – floculação / ozonização (dosagem de sulfato de alumínio: 700 mg L <sup>-1</sup> e ozônio: 3 g L <sup>-1</sup> )		Cor: 250 uH DQO: 1970 mg L <sup>-1</sup> COT: 762 mg L <sup>-1</sup> .	D. simillis	CE50 <sub>24-48h</sub> : 6,3	
			A. salina	CL50 <sub>24-48h</sub> : 43,04	

NT: não tóxico

LQ: limite de quantificação

Fonte: Adaptado de Silva (2015)

### 3.5 ASPECTOS LEGAIS RELACIONADOS À ECOTOXICIDADE

A ecotoxicidade, no Brasil, passa a ser citada na legislação a partir de 1986, desde a publicação da Resolução CONAMA 20/1986, que menciona estes ensaios, de forma implícita, embora ainda não os apresente como obrigatórios. Com o passar dos anos foi verificada a necessidade da realização dos ensaios de ecotoxicidade, por meio dos órgãos ambientais competentes, visando a preservação dos ecossistemas. Sendo assim, foi publicada a Resolução CONAMA 357/2005, que menciona o uso dos ensaios de forma direta e explícita. Da mesma forma, outras resoluções nacionais indicam o uso dos ensaios ecotoxicológicos, como a CONAMA 344/2004, a 393/2007 e a 430/2011. Devido ao reconhecimento da importância e necessidade de realização desses ensaios, a passar do tempo, estes foram sendo inseridos nas legislações ambientais pelos órgãos pertinentes.

Portanto, torna-se claro que as análises físicas, químicas, biológicas e os ensaios de ecotoxicidade são técnicas complementares que atuam como instrumentos para caracterização da qualidade das águas, isto é, a legislação e as análises químicas recomendadas, não garantem que esses compostos podem ou não ser nocivos ao meio aquático. Deve-se reconhecer que esses instrumentos são válidos no contexto genérico, mas ao mesmo tempo é fundamental entender que possuem limitações para detectar os efeitos adversos interativos das substâncias presentes, bem como o efeito tóxico de agentes químicos não limitados nas legislações.

Os ensaios de ecotoxicidade devem ser realizados sob condições experimentais específicas e controladas, sendo assim, visando o controle destes ensaios foram elaboradas várias normas técnicas padronizadas, as quais são específicas para cada uma das situações em que são empregados os ensaios. Estas normas técnicas são elaboradas, no Brasil, desde 1988, junto a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), onde especialistas discutem os procedimentos e emitem normas de ensaio que podem ser reproduzidas em qualquer estado brasileiro, com a garantia de qualidade necessária.

Os órgãos ambientais de alguns estados brasileiros desenvolvem estudos e realizam monitoramentos ecotoxicológicos e trazem diretrizes relacionadas às características dos efluentes e os ensaios de ecotoxicidade recomendados como é o

caso dos estados Rio Grande do Sul (CONSEMA 129/2006, CONSEMA 251/2010), Minas Gerais (COPAM/CERH–MG 01/2008), Santa Catarina (FATMA 17/2002), Paraná (IAP 19/2006, CEMA 70/2009 e Cema 81/2010), São Paulo (SMA 03/2000), entre outros.

No que se refere às condições de qualidade das águas, doces e marinhas, vários artigos da Resolução CONAMA 357/2005 mencionam a utilização obrigatória dos ensaios ecotoxicológicos, independentemente dos resultados da caracterização físico-química. Assim, nas alíneas a, inciso I, dos Artigos 14, 16, 18, 19, 21 e 22 consta o seguinte texto básico: “Não verificação de efeito tóxico crônico/agudo a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido”. Nesse texto, o efeito tóxico crônico corresponde às águas superficiais de classe 1 e 2 (doces) e classe 1 (salinas ou salobras), enquanto o efeito agudo diz respeito às águas superficiais de classe 3 (doces) e classe 2 (salinas ou salobras). Logo, para corpos d’água onde não está prevista a proteção das comunidades aquáticas (isto é, classe 4 de água doce e classe 3 de água salina ou salobra) não há qualquer exigência quanto à ocorrência de efeitos tóxicos, visto que esses recursos hídricos já se encontram em condições precárias. Outro aspecto relevante é que a maioria das águas superficiais brasileiras está legalmente enquadrada nas classes que contemplam a proteção das comunidades aquáticas (conforme Artigo 42 da Resolução CONAMA 357/2005) e, portanto, requerem o uso dos ensaios ecotoxicológicos para monitoramento de sua qualidade.

No estado de Paraná o controle ecotoxicológico de efluentes líquidos é estabelecido pela Portaria IAP (Instituto Ambiental do Paraná) 19/2006 e pelas legislações do Conselho Estadual do Meio Ambiente – CEMA 70/2009 e 81/2010.

A Portaria do IAP 019/2006 estabelece os critérios para a apresentação da DECLARAÇÃO DE CARGA POLUIDORA, de acordo com o estabelecido no artigo 46 da RESOLUÇÃO CONAMA nº 357/2005 em relação aos ensaios ecotoxicológicos, através do SISTEMA DE AUTOMONITORAMENTO das atividades poluidoras instaladas ou que venham a ser instaladas no Estado do Paraná. Este sistema consiste no controle e acompanhamento periódico, por parte da atividade poluidora, dos sistemas de tratamento de efluentes líquidos em operação, através de

coleta, medição e análise do efluente final. A critério do IAP, poderão ser exigidas coletas no corpo receptor para avaliação das suas características, em função do lançamento do efluente da atividade poluidora. As atividades poluidoras para fins de automonitoramento são classificadas de acordo com a vazão ( $\text{m}^3 \text{dia}^{-1}$ ) ou a carga orgânica de lançamento dos efluentes líquidos ( $\text{Kg de DBO dia}^{-1}$ ), considerando-se o parâmetro mais conservador, de acordo com a atividade.

A Resolução CEMA 81/2010 considera a necessidade de rever e esclarecer os critérios ecotoxicológicos estabelecidos na Resolução CEMA 070/2009 (que dispõe sobre o licenciamento ambiental, condições, critérios e dá outras providências, para atividades industriais), trata-se de critérios e padrões de ecotoxicidade para o Controle de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Paraná.

Observa-se que apesar da ecotoxicidade ser tratada na legislação de alguns estados, ainda existem grandes lacunas associadas. Assim como a legislação federal, a maior parte das legislações estaduais não estabelecem quais os organismos que devem ser utilizados nos testes de toxicidade, fazendo com que as sensibilidades dos ensaios variem de um local para o outro em função do organismo-teste selecionado. Logo, como a resposta biológica depende do tipo de organismo utilizado, cada um possui uma resposta a um determinado contaminante, ou matriz de contaminantes, apresentando diferentes sensibilidades.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 LIXIVIADOS DE ESTUDO

O lixiviado bruto, denominado neste trabalho como lixiviado de estudo A – LIX A, foi coletado na Central de Tratamento de Resíduos – CTR da cidade de Londrina – PR (474.495 E; 7.406.009 S) (Figura 5), cuja operação teve início em 2010, com características de lixiviado em fase intermediária de estabilização biológica. A coleta do lixiviado foi realizada em uma única vez, sendo transportados 14 m<sup>3</sup> de lixiviado e armazenados em reservatório fechado de polietileno reforçado com fibra de vidro com capacidade volumétrica de 15 m<sup>3</sup>, no Laboratório de Hidráulica e Saneamento da UEL.

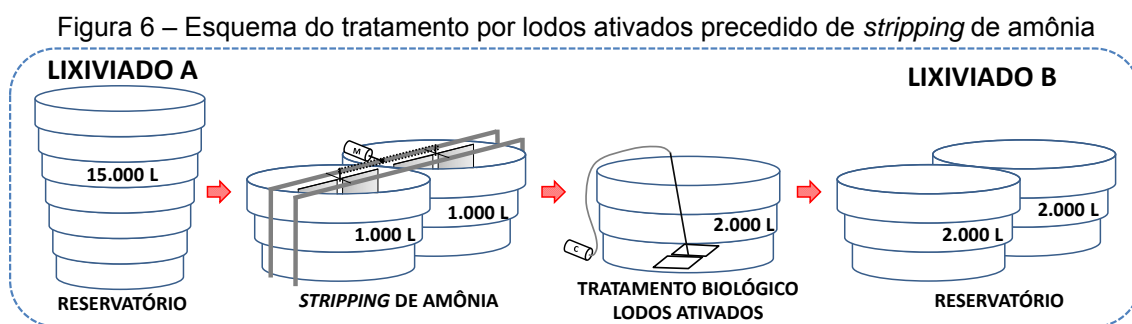
Figura 5 – Localização da coleta do lixiviado (Central de tratamento de Resíduos de Londrina-PR)



Fonte: o próprio autor

O LIX A foi submetido ao tratamento preliminar por *stripping* de amônia, que teve como objetivo a remoção parcial do nitrogênio amoniacal, seguido do tratamento biológico por lodos ativados para nitrificação/desnitrificação por via curta e remoção da série nitrogenada, gerando o lixiviado de estudo B – LIX B.

O tratamento por lodos ativados precedido de *stripping* de amônia (Figura 6) foi realizado em instalação piloto de 2 m<sup>3</sup> de capacidade volumétrica em bateladas sequenciais (Figura 6), segundo metodologias descritas por Hossaka (2008), Alvim (2010), Felici (2010), Castro (2012), Kawahigashi (2012) e Maler (2012).



Fonte: o próprio autor

A duração de cada etapa do tratamento, por *stripping* de amônia e por processos biológicos, foram dependentes dos processos de oxi-redução do nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos. Durante o período de setembro – novembro de 2015 foram produzidas duas bateladas deste tratamento, obtendo-se assim, volume de aproximadamente 3 m<sup>3</sup> de lixiviado de estudo B, suficiente para a realização dos ensaios de pós-tratamento.

## 4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS

O LIX A foi caracterizado no início da série de tratamento, enquanto o LIX B foi caracterizado no início e ao final da série de pós-tratamento, com e sem adição de auxiliares de floculação, segundo os métodos físicos e químicos e equipamentos apresentados na Tabela 6.

Tabela 6– Métodos e equipamentos para caracterização física e química dos lixiviados

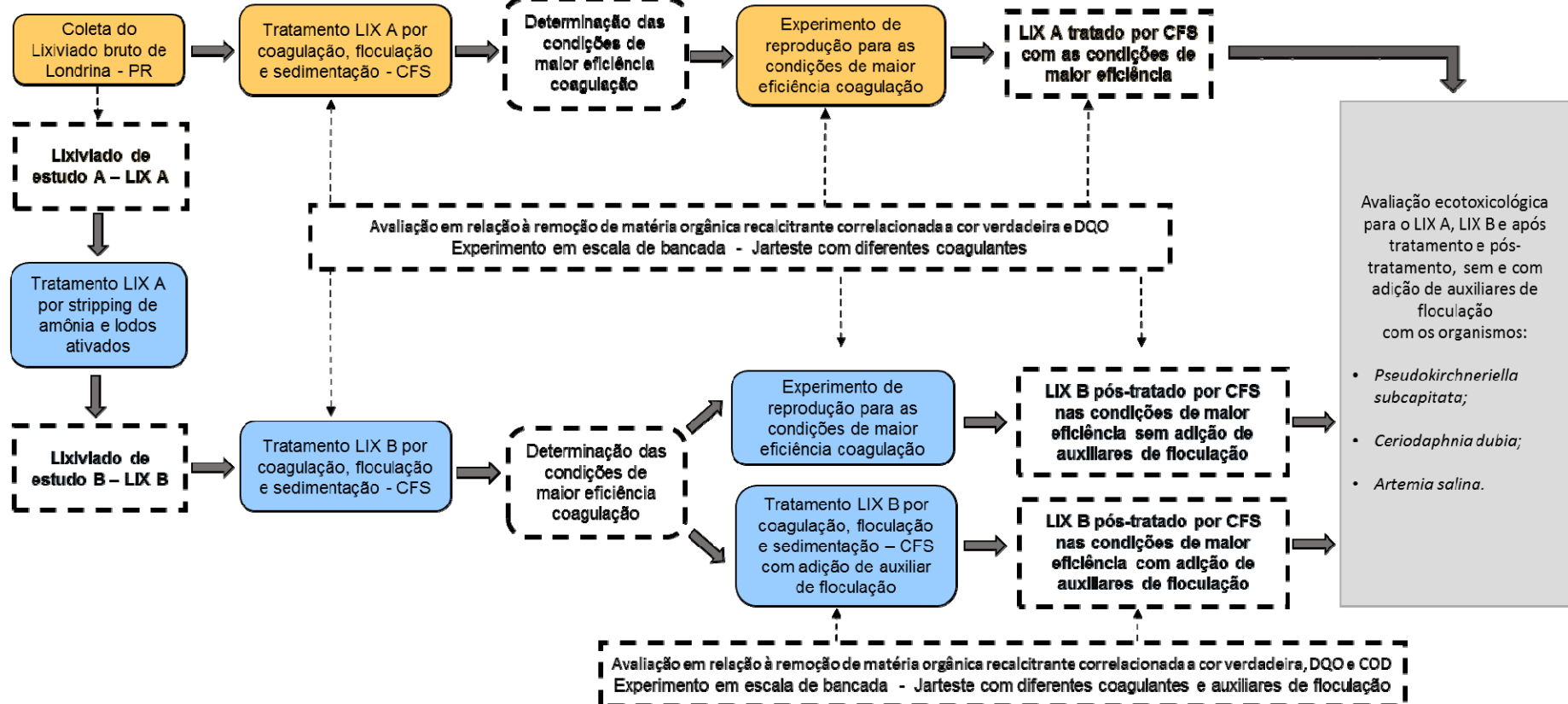
Parâmetro	Ref. APHA, AWWA, WEF (2012)	Método	Equipamento (modelo/marca)
pH	Potenciométrico 4500	Método potenciométrico	pHmetro: Digimed DM-2P Agitador: FISATOM 761
Temperatura (°C)	–	Termômetro de Hg	–
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	2320 B	Método titulométrico	pHmetro: Digimed DM-2P Agitador: FISATOM 761 Titulador: METROHM 20 mL
Cor aparente e verdadeira (uH)	2120 C	Método espectrofotométrico e para cor verdadeira filtrar em membrana 0,45 µm	Espectrofotômetro MN Nanocolor Vis
Série de sólidos (mg L <sup>-1</sup> )	2540 B, C,D e E	Sólidos totais secos a 103–105°C, Sólidos totais dissolvidos secos a 180°C, Sólidos totais suspensos secos a 103–105°C.	Membranas 1,2 µm Mufla 550° C: Marconi MA383/3 Estufa 103° C: LUFERCO
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	5210 B	Teste DBO 5 dias a 20° C	Incubadora BOD Tecnal TE371 Oxímetro: HACH HQ30D
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	5220 D e adição de padrão	Método do refluxo fechado	Bloco digestor COD Reactor HACH Espectrofotômetro MN Nanocolor Vis
COD (mg L <sup>-1</sup> )	5310 B	Método da combustão a alta temperatura com filtração em membrana 0,45 µm	Analizador de COT e N: Vario TOC Select / Elementar
Cloreto (mg L <sup>-1</sup> )	4500 – Cl <sup>-</sup> B	Método de Mohr	Agitador: FISATOM 761 Bureta de 25 mL
NKT (mg L <sup>-1</sup> )	4500 – N <sub>org</sub> B e C	Micro-Kjeldhal	pHmetro: Digimed DM-2P Agitador: FISATOM 761 Titulador: METROHM 20 mL Destilador: BUCHI K-355 Bloco Digestor BUCHI K-435 Lavador de gases BUCHI B-414
N-amoniacoal (mg L <sup>-1</sup> )	4500 – NH <sub>3</sub> B e C	Destilação e titulação	pHmetro: Digimed DM-2P Agitador: FISATOM 761 Titulador: METROHM 20 mL Destilador BUCHI K-355
Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	4500 – NO <sub>2</sub> B	Método colorimétrico	Espectrofotômetro MN Nanocolor Vis
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	–	Cataldo (1975)	Espectrofotômetro MN Nanocolor Vis

Fonte: o próprio autor

### 4.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Na Figura 7 é apresentado o fluxograma que representa o delineamento experimental do trabalho.

Figura 7 – Delineamento experimental do trabalho: tratamento, pós-tratamento com e sem auxiliares de floculação e avaliação ecotoxicológica



#### 4.4 TRATAMENTO E PÓS-TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO – CFS

Os experimentos de coagulação-floculação-sedimentação para o LIX A e LIX B foram realizados para determinação da condição de maior eficiência da coagulação em relação à remoção de matéria orgânica, correlacionada à cor verdadeira e à DQO.

Nos estudos realizados por Felici (2010), foi verificado que tanto o gradiente médio de velocidade de mistura rápida –  $G_{mr}$  como o gradiente médio de velocidade de floculação –  $G_{floc}$  não apresentaram influência sobre os parâmetros de desempenho (DQO e cor verdadeira).

Considerando as condições operacionais de um sistema de tratamento em escala real e em bateladas sequenciais foram adotados como parâmetros de controle operacional os valores apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Valor e parâmetro de controle operacional empregados no tratamento e pós-tratamento dos lixiviados de estudo

Parâmetro de controle operacional	Valor
Tempo médio de mistura rápida ( $T_{mr}$ )	1 min
Gradiente de velocidade médio de mistura rápida ( $G_{mr}$ )	$600 \text{ s}^{-1}$
Tempo médio de floculação ( $T_{floc}$ )	20 min
Gradiente de velocidade médio de floculação ( $G_{floc}$ )	$20 \text{ s}^{-1}$
Velocidade de sedimentação ( $V_{sed}$ )	$0,117 \text{ cm min}^{-1}$
Tempo de sedimentação ( $T_{sed}$ )	60 min

Fonte: adaptado de Felici (2010)

O experimento foi realizado em escala de bancada em equipamento Jarteste (Nova Ética – 218/6LDBE) (Figura 8). Este é composto de 6 jarros de acrílico transparente de 2 L, tacômetro digital para visualização da rotação (até  $600 \text{ rpm} \pm 2\%$ ), o que confere gradiente de velocidade de até  $1.200 \text{ s}^{-1}$ , dispositivo para aplicação de produtos químicos e coleta simultânea de amostra nos 6 jarros.

Figura 8 – Foto do equipamento Jarsteste com o lixiviado de estudo A



Fonte: o próprio autor

Para realização dos experimentos foram utilizados os produtos químicos:

- **Coagulante:** Solução comercial de cloreto férrico com 38,94% de  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , massa específica =  $1,42 \text{ kg L}^{-1}$  e cor amarela para preparo de solução com concentração de  $100 \text{ g Fe L}^{-1}$ ;
- **Coagulante:** Solução comercial de sulfato férrico com 17,78% de  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  massa específica =  $1,57 \text{ kg L}^{-1}$  e cor castanha, usado nessa concentração;
- **Coagulante:** Solução comercial de hidróxi–cloreto de polialumínio com 17,76% de  $\text{Al}_2\text{O}_3$  massa específica =  $1,39 \text{ kg L}^{-1}$  e cor levemente laranja, usado nessa concentração;
- **Coagulante:** Solução comercial de sulfato de alumínio com 8,20% de  $\text{Al}_2\text{O}_3$  massa específica =  $1,33 \text{ kg L}^{-1}$  e cor incolor, usado nessa concentração;
- **Coagulante:** Tanfloc SG pó marrom, preparado na concentração de  $200 \text{ g.L}^{-1}$ ;
- **Acidificante:** Solução comercial de ácido clorídrico com 37% em massa e massa específica =  $1,187 \text{ kg L}^{-1}$ , para preparo de solução com concentração de  $200 \text{ g L}^{-1}$ ;
- **Alcalinizante:** Hidróxido de sódio (sólido) com massa específica =  $1,013 \text{ kg L}^{-1}$  para preparo de solução com concentração de  $200 \text{ g L}^{-1}$ ;

A faixa de dosagem de cada coagulante a ser aplicada foi condicionada ao fato de que o aumento ou decréscimo dessa dosagem acarretasse em prejuízos na qualidade do efluente em relação a cor verdadeira e DQO.

A determinação das condições de maior eficiência de coagulação para cada coagulante foi realizada analisando-se os valores residuais de cor verdadeira e DQO do sobrenadante, após 1h de sedimentação, filtrado previamente em membrana de éster de celulose com porosidade média de 0,45  $\mu\text{m}$ , obtido mediante variação das dosagens de coagulante e valores de pH.

Após seleção da condição de maior eficiência de coagulação para cada coagulante foram realizados experimentos de reprodução para a caracterização física e química complementar do sobrenadante em relação aos parâmetros: cor verdadeira, DQO, cloretos, série nitrogenada e ecotoxicidade. Adicionalmente foram monitorados a altura e volume de lodo gerado durante a etapa de sedimentação.

#### 4.5 PÓS-TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO COM ADIÇÃO DE AUXILIARES DE FLOCULAÇÃO

Os experimentos foram realizados em escala de bancada e em reatores estáticos – Jarteste, seguindo metodologia apresentada no item 4.4, com adição dos auxiliares de floculação orgânicos sintéticos (polímeros catiônicos 1 e 2) e naturais (moringa e quiabo). Os auxiliares de floculação foram adicionados após 2 minutos do início da mistura lenta.

- **Auxiliar de floculação:** Polímero catiônico 1 – PC1 com carga de 10,0%, pó branco, para o preparo de solução com concentração de 0,1% ( $\text{m v}^{-1}$ );
- **Auxiliar de floculação:** Polímero catiônico 2 –PC2 com carga de 10,6%, pó branco, para o preparo de solução com concentração de 0,1% ( $\text{m v}^{-1}$ );
- **Auxiliar de floculação:** *Moringa oleífera lam* (moringa) as sementes de moringa (Doação Prof Edilaine Regina Pereira da Universidade Tecnológica Federal do Paraná / Londrina – PR) foram trituradas para o preparo de solução com concentração de 0,1% ( $\text{m v}^{-1}$ );
- **Auxiliar de floculação:** *Abelmoschus eschulentus* (quiabo): o quiabo pulverizado (Doação Prof. Goro Takata da Kagawa University – JP) foi utilizado para o preparo de solução com concentração de 0,1% ( $\text{m v}^{-1}$ ).

Devido à elevada eficiência do pós-tratamento por coagulação–floculação–sedimentação em relação à remoção de matéria orgânica correlacionada a cor verdadeira e DQO e testes preliminares, optou-se pela aplicação dos auxiliares de floculação somente para as condições de maior eficiência de coagulação (dosagem coagulante e pH) para cada coagulante.

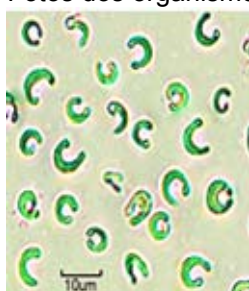
Foram realizados ensaios preliminares para definição das dosagens dos auxiliares de floculação. Para todos os coagulantes foram utilizados os auxiliares de floculação orgânicos sintéticos (polímeros catiônicos 1 e 2) nas dosagens de 2 e 4 mg.L<sup>-1</sup> e naturais (moringa e quiabo) nas dosagens de 4 e 8 mg L<sup>-1</sup>.

#### 4.6 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE

Foram realizados ensaios de ecotoxicidade crônicos de inibição da multiplicação das células algáceas em *Pseudokirchneriella subcapitata* e ensaios agudos em *Artemia salina* e *Ceriodaphnia dubia*. Os ensaios de ecotoxicidade foram realizados com os lixiviados de estudo A e B e para os lixiviados correspondentes às condições de maior eficiência para cada coagulante durante o tratamento, pós-tratamento e pós-tratamento com adição de auxiliares de floculação por coagulação–floculação–sedimentação. As amostras foram mantidas refrigeradas até a realização dos ensaios.

Os organismos–teste utilizados para os ensaios de ecotoxicidade foram: *A. salina* (Petrobrás N–2588/1996–adaptado), *C. dubia* (ABNT, 2010) e *P. subcapitata* (ABNT, 2011) e são ilustrados na Figura 9.

Figura 9 – Fotos dos organismos–teste utilizados para realização dos ensaios de ecotoxicidade



*Pseudokirchneriella subcapitata*  
Fonte: Pozzetti (2014)



*Artemia salina*



*Ceriodaphnia dubia*  
Fonte: o próprio autor

As cepas de *P. subcapitata* e *C. dubia* foram doadas pelo Laboratório de Ecotoxicologia do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos – UFSCar e pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA da Universidade de São Paulo – USP.

#### 4.6.1 *Pseudokirchneriella subcapitata*

##### 4.6.1.1 Manutenção e cultivo de *P. subcapitata* (ABNT, 2011)

A cepa de *P. subcapitata* foi mantida por inoculações quinzenais (10% v v<sup>-1</sup>) sob o bico de Bunsen em meio ASM–1 estéril, autoclavado a 121° C durante 20 minutos. A Tabela 8 apresenta o meio ASM–1 utilizado como meio de cultivo e diluição para *P. subcapitata*.

Tabela 8 – Composição do meio de cultivo e diluição (ASM–1) para

Solução estoque	Produto químico	Peso (g) para 100 L
A Vol completo = 2000 mL	NaNO <sub>3</sub>	17
	MgCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	4,1
	MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	4,9
	CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	2,9
B Vol completo = 200 mL	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> ou	1,74
	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> .3H <sub>2</sub> O	2,28
	Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> .12H <sub>2</sub> O ou	3,56
	Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	2,66
C Vol completo = 10 mL	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0,248
	MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	0,139
	FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	0,108
	ZnCl <sub>2</sub>	0,0335
	CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	0,0019
	CuCl ou	0,00014
D Vol completo = 40 mL	CuCl.2H <sub>2</sub> O	0,00013
	EDTA.Na <sub>2</sub>	0,744

Para 1 L de ASM–1: 20 mL de A + 2 mL de B + 0,1 mL de C + 0,4 mL D

Fonte: o próprio autor

A cultura foi mantida à temperatura controlada de 25° C e iluminação de 35  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\text{ s}^{-1}$  com fotoperíodo de 16 h d<sup>-1</sup> em incubadora BOD (Tecnal – TE371) e agitação diária ou aeração contínua.

#### **4.6.1.2 Ensaio de ecotoxicidade em *P. subcapitata* (ABNT, 2011)**

Os ensaios de ecotoxicidade utilizando *P. subcapitata* consistiram na exposição de uma concentração celular algácea entre  $10^4$  e  $10^5$  células  $\text{mL}^{-1}$ , essa cultura deve ser iniciada de 3 a 7 dias antes do ensaio. As amostras foram diluídas em água ultrapura e meio ASM-1. Para cada concentração de amostra foram feitas 3 replicatas, cada uma com 2,5 mL da amostra diluída colocadas em frascos de vidro de 5 mL, onde populações estimadas de *P. subcapitata* da ordem de  $1 \times 10^5$  cél  $\text{mL}^{-1}$  foram expostas. Estes frascos permaneceram vedados com filme plástico transparente e incubados sob luz contínua por 72 h e a uma temperatura de 25°C em shaker (Nova Ética) com velocidade de agitação de 150rpm.

A validade dos ensaios está condicionada aos seguintes fatores: o coeficiente de variação do controle, em quintuplicata, com tempo de exposição igual a 72 horas, não pode exceder a 20%; e o aumento da biomassa algácea média no controle deve ser de no mínimo 16 vezes superior à biomassa inicial (ABNT, 2011)

Após este período, foi avaliada a ecotoxicidade por meio da porcentagem de inibição da multiplicação celular algácea realizando a contagem dessas células em microscópio óptico (Motic-BA210) e câmara de Neubauer. Os resultados foram tratados pelo programa estatístico Trimmed Spearman-Kärber (Hamilton *et al.*, 1977) com intervalo de confiança de 95% e expressos em  $\text{CI}_{50_{72h}}$  – concentração de inibição da multiplicação das células algáceas a 50% dos organismos após 72 h de exposição (ABNT,2011).

#### **4.6.2 *Artemia salina***

##### **4.6.2.1 Testes preliminares para determinação das condições de ensaio em *A. salina* (PETROBRÁS N-2588/1996)**

Devido à inexistência de um protocolo padronizado para ensaio de ecotoxicidade em *A. salina* e em função de resultados de testes preliminares, baseado na Petrobrás N-2588/1996 houve a necessidade de investigar o comportamento desse organismo em função da variação de alguns parâmetros e condições e assim implementar um protocolo específico para o ensaio em *A. salina*. Foram realizados testes preliminares para:

- Avaliação da influência da variação do pH das amostras realizada em solução salina com valores de pH ajustados para faixa entre 3,0 – 9,0 utilizando-se soluções de HCl e NaOH.

De acordo com os resultados obtidos foi verificado que ocorreu mortalidade dos organismos para valores de pH entre 3,0 – 7,0, podendo-se estabelecer que o ensaio para este organismo deve ser realizado com o ajuste do pH da amostra para valores entre 8,0 e 9,0.

- Avaliação do efeito da % de amostra e condição de salinidade a ser mantida

De acordo com os resultados obtidos foi observado que não ocorreu mortalidade dos organismos somente nas porcentagens inferiores a 90% de água ultra pura, comprovando que os ensaios com este organismo devem ser realizados mantendo-se pelo menos 10% de solução salina – condição mínima de salinidade para que não haja comprometimento na interpretação dos resultados em relação à ecotoxicidade da amostra testada.

#### 4.6.2.2 Ensaio de ecotoxicidade em *A. salina* (PETROBRÁS N-2588/1996)

Os ovos de *A. salina* (de alta eclosão da Maramar Aquacultura Com. Imp. Exp. Ltda – ME), foram incubados por 48 horas em solução salina artificial com pH entre 8 e 9 e à temperatura de 25° a 30° C com iluminação constante de 60 – 100 w. Para isso, foi utilizada uma caixa plástica compartimentada por divisória contendo orifícios (da ordem de 2 mm) uniformemente distribuídos, de forma a permitir a passagem de náuplios de *A. salina*, por fototropismo, após impedimento de passagem de luz em um dos compartimentos com papel alumínio.

A solução salina para eclosão dos ovos de *A. salina* foi preparada com os compostos relacionados na Tabela 9.

Tabela 9 – Composição da solução salina artificial para <i>A. salina</i>	
Produto químico	Concentração (g.L <sup>-1</sup> )
NaCl	24,0
CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	1,5
KBr	0,1
KCl	0,7
Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4,0
NaHCO <sub>3</sub>	0,2
MgCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	11,0

Fonte: adaptado de PETROBRÁS, 1996

Os ensaios foram realizados em tubos de ensaio de 10 mL em triplicata para cada uma das concentrações das amostras de lixiviado limitados a 90%, controles negativo e positivo para um volume total de 5 mL de amostra em cada tubo. O controle negativo foi realizado com a solução salina e o controle positivo, com solução de dicromato de potássio em meio salino com concentração de  $0,2 \text{ g L}^{-1}$ . Nos controles negativo e positivo, o número de organismos mortos e vivos, respectivamente, não poderia ultrapassar 10% do total.

Após o preparo dos tubos com as concentrações a serem testadas, com o auxílio de uma pipeta Pasteur de diâmetro adequado e ponta arredondada, colocou-se 10 náuplios de *A. salina* por tubo, e estes foram mantidos sob iluminação à temperatura de  $25^\circ$  a  $30^\circ \text{ C}$  por 24 h.

Após a exposição de 24 h, o número de organismos vivos e mortos em cada tubo foi quantificado para determinação da concentração da amostra que causou mortalidade de 50% dos organismos após exposição de 24 h –  $CL_{50_{24h}}$ . A  $CL_{50_{24h}}$  foi obtida por cálculo estatístico usando o programa Trimmed Spearman–Kärber (Hamilton *et al.*, 1977) com intervalo de confiança de 95%.

### **4.6.3 *Ceriodaphnia dubia***

#### **4.6.3.1 Manutenção e cultivo de *C. dubia* (ABNT, 2010)**

A cepa de *C. dubia* foi mantida à temperatura controlada de  $25^\circ\text{C}$ , iluminação de  $35 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  e fotoperíodo de  $16 \text{ h d}^{-1}$  em incubadora BOD (Tecnal – TE371). Seu cultivo foi realizado seguindo normas padronizadas (ABNT, 2010) em água reconstituída com adição de soluções específicas para atender às seguintes características: pH 7,0 – 7,6 e dureza entre 40 e 48  $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ , seguida de aeração por um período de pelo menos 12 h antes da sua utilização, para solubilização dos sais, saturação do oxigênio dissolvido e estabilização do pH. A renovação da água de cultivo das culturas estoque e a alimentação foram realizadas 2 vezes por semana. A manutenção e repique dos microcrustáceos foram realizadas com auxílio de pipetas Pasteur de diâmetro adequado e ponta arredondada, mantendo os organismos na proporção de  $70 \text{ org L}^{-1}$ . A Tabela 10 apresenta a composição da água reconstituída para *C. dubia*.

Tabela 10 – Composição da água reconstituída para cultivo e diluição das amostras no ensaio com *C. dubia*

Solução estoque	Constituinte	Concentração (g.L <sup>-1</sup> )
A	CaSO <sub>4</sub>	1,5
	KCl	0,2
B	NaHCO <sub>3</sub>	4,8
	MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	6,1

Para 1 L de água reconstituída: 20 mL de A + 10 mL B

Fonte: ABNT (2010)

Os organismos foram alimentados com uma suspensão algácea de *P. subcapitata* concentrados na fase exponencial de crescimento considerando a concentração de  $3 \times 10^5$  cél mL<sup>-1</sup> org L<sup>-1</sup> e alimento composto constituído de levedura (fermento biológico seco dissolvido em água deionizada) e ração de peixe Tetramim fermentada (na proporção de 1:1) para uma concentração de 1 mL L<sup>-1</sup>.

#### 4.6.3.2 Ensaios de ecotoxicidade em *C. dubia* (ABNT, 2005)

Os ensaios de ecotoxicidade utilizando *C. dubia* consistiram na exposição de 5 neonatas com idade entre 6 e 24 h, obtidas a partir de fêmea com idade entre 7 e 21 dias, para diferentes diluições das amostras em água reconstituída para volume total de 10 mL em placas de cultivo celular em polipropileno (TPP). Para cada concentração da amostra, controle negativo (água reconstituída) e controle positivo (dicromato de potássio 0,2 g L<sup>-1</sup>) foram feitas 3 réplicas. Os experimentos foram mantidos na temperatura controlada de 25° C, sem iluminação e sem alimentação. No início foram realizadas as medidas dos parâmetros de pH, oxigênio dissolvido – OD e dureza e ao final dos testes pH e OD a fim de garantir as mínimas condições de sobrevivência (pH entre 5,0 e 9,0 e OD não pode ser inferior a 3 mg L<sup>-1</sup>)

Após os períodos de exposição de 24h e 48h foi realizada a contagem dos organismos imóveis e mortos em esteroscópico (Motic – SMZ140 FBLED) e seus resultados foram expressos como concentração efetiva mediana da amostra que causa efeito a 50% da população exposta após 24 h – CE50<sub>24h</sub> e 48 h – CE50<sub>48h</sub> obtidas por cálculo estatístico usando o programa Trimmed Spearman–Kärber com intervalo de confiança de 95% (Hamilton *et al.* 1977). O ensaio foi validado quando a porcentagem de organismos imóveis ou mortos no controle negativo resultou inferior a 10% (ABNT, 2010).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS DE ESTUDO A E B

Os resultados da caracterização dos lixiviados de estudo A – LIX A e B – LIX B são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11– Caracterização dos lixiviados de estudo A e B

Parâmetro	Unidade	LIX A	LIX B (inicial)	LIX B (final)	LIX B (média)	Remoção (%)*
pH	–	8,37	8,75	8,92	8,84	N A
Alcalinidade	mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	3989	2002	2072	2037	N A
Temperatura	°C	27	27,2	26,7	27,0	N A
Cor aparente	uH	5406	2297	2279	2288	57,7
Cor verdadeira	uH	4109	2047	2054	2051	50,1
DQO	mg L <sup>-1</sup>	1475	1023	1007	1015	31,2
COD	mg L <sup>-1</sup>	270	120	120	120	55,6
DBO	mg L <sup>-1</sup>	255	142	140	141	44,7
NKT	mg N-NH <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	467	17	13	15	96,8
N-amoniacal	mg N-NH <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	344	11	8	10	97,2
Nitrito	mg N-NO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	6,6	1	1	1	84,8
Nitrato	mg N-NO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	114	35	32	34	70,6
Cloreto	mg L <sup>-1</sup>	2102	2269	2342	2306	N A
ST	mg L <sup>-1</sup>	7612	8015	8015	8015	N A
SST	mg L <sup>-1</sup>	238	97	97	97	N A
SDT	mg L <sup>-1</sup>	7374	7918	7918	7918	N A

\* Remoção após o tratamento por lodos ativados precedido de *stripping* de amônia

N A: Não apresentou remoção

Fonte: o próprio autor

Houve pouca variação dos parâmetros para o LIX B nas caracterizações inicial e final, sendo assim, as porcentagens de remoção foram calculadas em relação à média dos valores obtidos nas caracterizações.

Com tempo de operação de cinco anos, o LIX A apresentou características de lixiviado em fase intermediária de estabilização biológica, com valores de pH da ordem de 8,4, cor verdadeira de 4109 uH, DBO e DQO de 255 e 1475 mg.L<sup>-1</sup>, resultando em relação DBO/DQO de 0,17.

Pode-se observar que o tratamento por lodos ativados precedido por *stripping* de amônia seguido apresentou elevada eficiência na remoção da série nitrogenada, com 96,8% para NKT, 97,2% para N-amoniacal, 84,8% para nitrito e 70,6% para nitrato.

O lixiviado após tratamento por lodos ativados precedido por *stripping* de amônia – LIX B apresentou remoções consideráveis de matéria orgânica correlacionada à cor verdadeira, DQO e COD de 50,1, 31,2 e 55,6% respectivamente, superiores aos trabalhos anteriores (FELICI, 2010; CASTRO, 2012; KAWAHIGASHI, 2012; MALER, 2012; POZZETTI, 2014; SILVA, 2015). Este fato pode estar relacionado à condição de maturação do lixiviado uma vez que naqueles trabalhos foram utilizados lixiviados provenientes de aterros sanitários mais antigos, com tempo de operação de 9 e 36 anos.

Para o mesmo lixiviado, o valor residual de cor verdadeira foi de 2051 uH. A Resolução N° 357/2005 – CONAMA não estabelece nenhum valor limite para o padrão de lançamento do parâmetro de cor verdadeira, porém as condições de enquadramento para corpos hídricos de água doce classes 2 e 3 são limitadas ao valor de 75 uH. Assim, o valor residual de cor verdadeira do LIX B não atendeu a este limite. No entanto deve-se considerar o fator de diluição do efluente após seu lançamento no corpo hídrico.

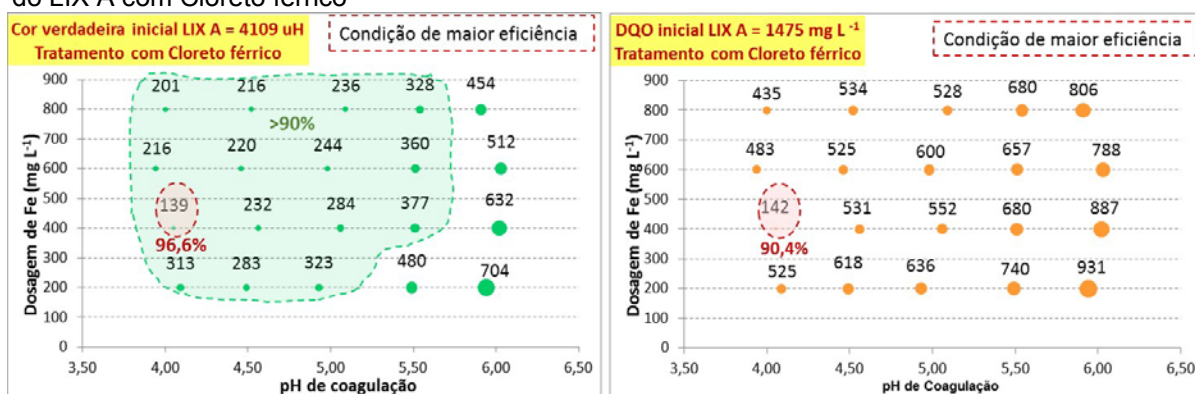
Em relação à DQO e DBO, os valores residuais para o LIX B foram de 1015 e 141 mg L<sup>-1</sup>, superiores aos limites definidos na Resolução nº 0086/2013 – CEMA, que estabelece, em seu anexo X, diretrizes e critérios para monitoramento de lixiviado de aterro sanitário, como valor limite máximo permitido para DQO e DBO de saída, o correspondente a 80% de redução do valor de entrada, resultando neste caso em 295 e 51 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Vale ressaltar que a Resolução CEMA 0070/2009 era mais restritiva pois limitava os valores de DQO e DBO em 200 e 50 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, para efluentes provenientes de outras atividades quando não enquadradas às especificadas na referida resolução, podendo ser mais efetiva no controle da poluição, contaminação e minimização de impactos ambientais, especialmente para efluentes com elevada carga de matéria orgânica. Estes dados

confirmam a limitada eficiência do tratamento biológico empregado neste trabalho para remoção de compostos orgânicos recalcitrantes e coloridos (PACHECO E PERALTA, 2004; FELICI, 2010; CASTRO, 2012, KAWAHIGASHI, 2012; MALER, 2012; POZZETTI, 2014; SILVA, 2015), indicando a necessidade de tratamento complementar para adequar a qualidade do efluente por processos específicos de tratamento como os físico-químicos antes do seu lançamento.

## 5.2 LIXIVIADO TRATADO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO – CFS

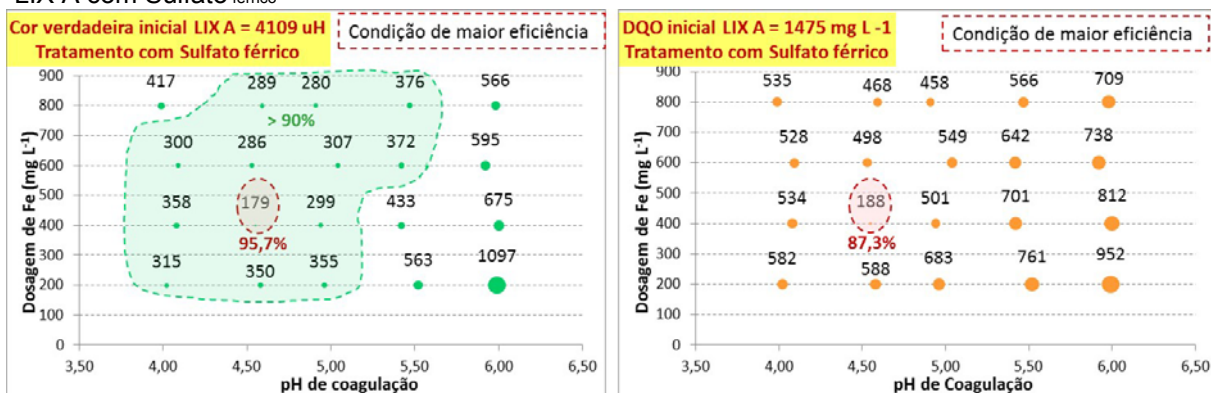
As Figuras 10 a 14 representam os valores residuais de cor verdadeira e DQO no sobrenadante, após 1h de sedimentação, para variados valores de pH e dosagens dos diferentes coagulantes utilizados para o LIX A.

Figura 10 – Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Fe e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Tratamento por CFS do LIX A com Cloreto férrico



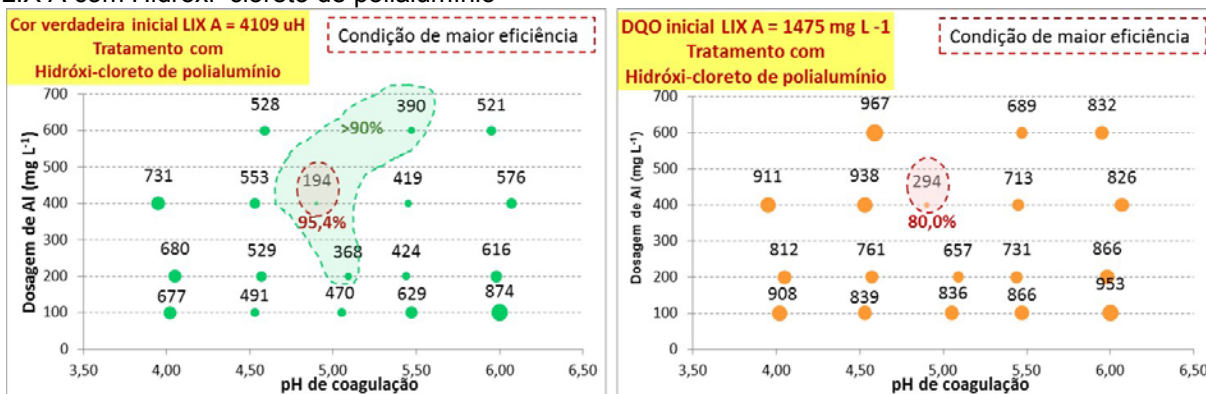
Fonte: o próprio autor

Figura 11 – Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Fe e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Tratamento por CFS do LIX A com Sulfato férrico



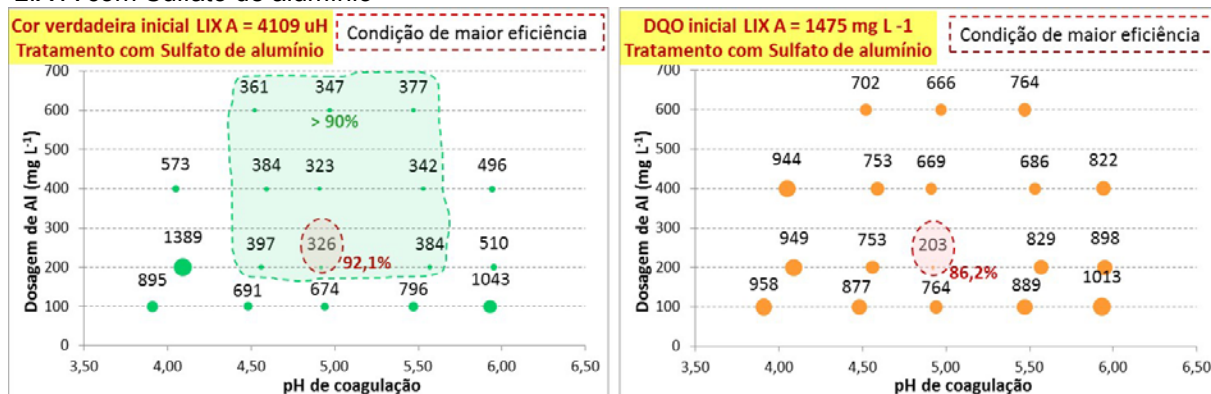
Fonte: o próprio autor

Figura 12 – Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Al e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Tratamento por CFS do LIX A com Hidróxi-cloreto de polialumínio



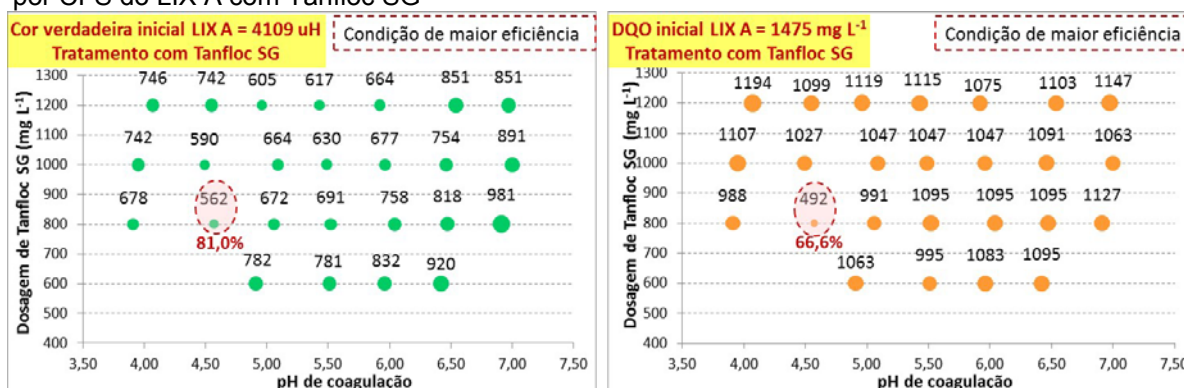
Fonte: o próprio autor

Figura 13 – Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Al e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Tratamento por CFS do LIX A com Sulfato de alumínio



Fonte: o próprio autor

Figura 14 – Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Tanfloc SG e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Tratamento por CFS do LIX A com Tanfloc SG



Fonte: o próprio autor

De acordo com as Figuras 10 a 14 apresentadas e a Tabela 12, as dosagens aplicadas foram diferentes para cada coagulante, uma vez que a determinação da condição de maior eficiência foi condicionada ao fato de que o aumento ou decréscimo dessa dosagem acarretasse em prejuízos na qualidade do efluente em relação a cor verdadeira e DQO.

Assim, as dosagens variaram de 200 a 800 mg L<sup>-1</sup> para os coagulantes à base de Ferro, de 100 a 600 mg L<sup>-1</sup> para os coagulantes à base de Alumínio e de 600 a 1200 mg L<sup>-1</sup> para o Tanfloc SG.

Na Tabela 12 são apresentados os valores residuais mínimos e máximos de cor verdadeira e DQO nos sobrenadantes, após 1h de sedimentação para os diferentes coagulantes utilizados e porcentagens de remoção em relação ao LIX A.

Tabela 12 – Valor e concentração residual de cor verdadeira e de DQO nos sobrenadantes, após 1h de sedimentação, para diferentes coagulantes utilizados e porcentagem de remoção (%) / Tratamento por CFS do LIX A

Coagulante	Faixa de dosagem	Valor residual (% remoção) de cor verdadeira		Valor residual (% remoção) de DQO	
	(mg L <sup>-1</sup> )	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
Cloreto Férrico	200 a 800 de Fe	139 (96,6%)	704 (82,9%)	142 (90,4%)	931 (36,8%)
Sulfato Férrico	200 a 800 de Fe	179 (95,7%)	1097 (73,3%)	188 (87,3%)	952 (35,4%)
Hidróxi-cloreto polialumínio	100 a 600 de Al	194 (95,4%)	874 (78,7%)	294 (80,0%)	967 (34,4%)
Sulfato de Alumínio	100 a 600 de Al	323 (92,2%)	1389 (66,2%)	203 (86,2%)	1013 (31,3%)
Tanfloc SG	600 a 1200 de Tanfloc SG	562 (86,3%)	981(86,1%)	492 (66,6%)	1194 (19,0%)

Fonte: o próprio autor.

Para os coagulantes inorgânicos, as porcentagens de remoção de cor verdadeira e DQO variaram respectivamente, entre 73,3 e 96,6% e 35,4 e 90,4% para os coagulantes à base de Fe, e entre 66,2 e 95,4% e 31,3 e 86,2%, para os coagulantes à base de Al.

Para o coagulante orgânico Tanfloc SG, não foi possível obter valores de remoção da mesma magnitude que os observados para os coagulantes inorgânicos, tendo apresentado porcentagens máximas de remoção de cor verdadeira e DQO de 86,3% e 66,6%, respectivamente.

No APÊNDICE A são apresentados os valores de altura e volume de lodo gerado após 1h de sedimentação, para variados valores de pH e dosagens dos diferentes coagulantes utilizados no tratamento por CFS do LIX A.

De uma forma geral pôde-se observar que, com exceção do Hidróxi-cloreto de polialumínio e do Tanfloc SG, o aumento da dosagem de coagulante correspondeu aos maiores volumes de lodo produzido. Isso deve-se, provavelmente, às características intrínsecas destes coagulantes, que contêm polímeros em suas composições.

Os resultados dos ensaios de reprodução para as condições de coagulação de maior eficiência e a caracterização complementar do sobrenadante após 1h de sedimentação, em relação ao LIX A, são apresentados na Tabela 13 e na Figura 15.

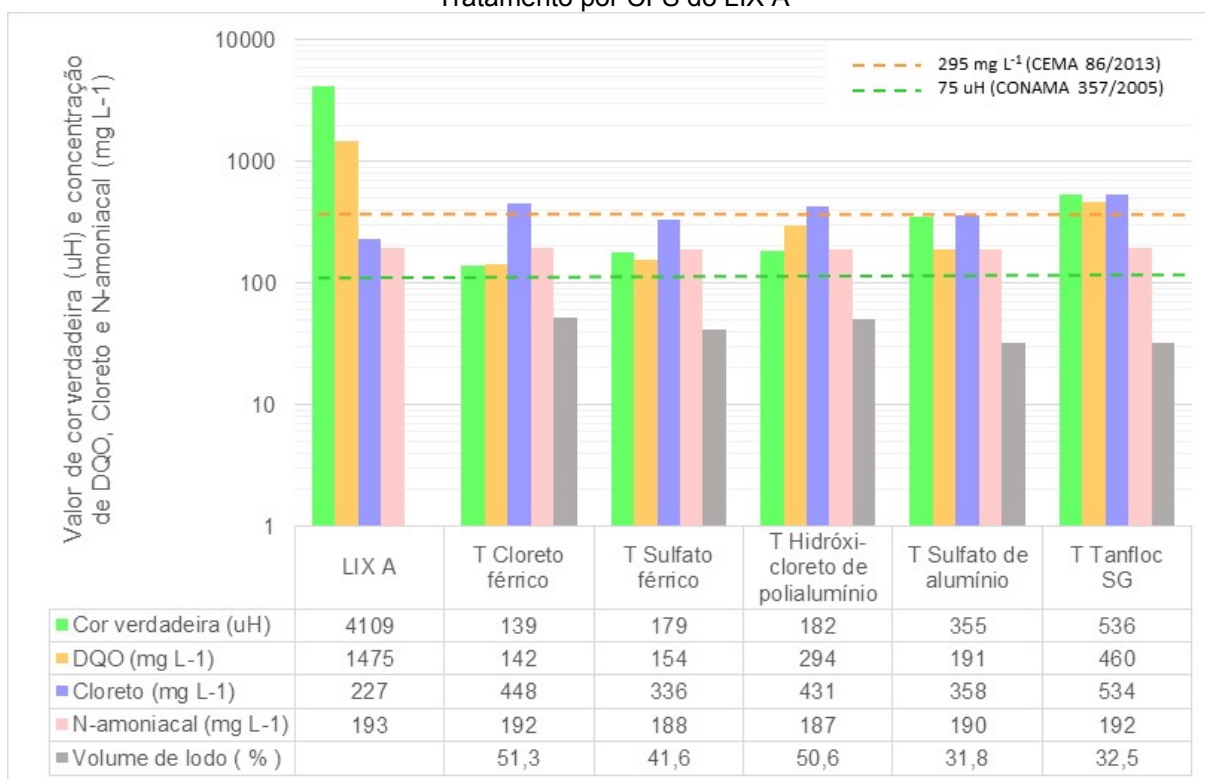
Tabela 13 – Condição de coagulação de maior eficiência para cada coagulante e caracterização complementar do sobrenadante após 1h de sedimentação / Experimentos de reprodução do Tratamento por CFS do LIX A

Parâmetro	Coagulantes				
	Cloreto Férrico	Sulfato Férrico	Hidróxi-cloreto de polialumínio	Sulfato de Alumínio	Tanfloc SG
Condição de coagulação de maior eficiência	400 mg L <sup>-1</sup> de Fe; pH 4,0	400 mg L <sup>-1</sup> de Fe; pH 4,5	400 mg L <sup>-1</sup> de Al; pH 5,0	200 mg L <sup>-1</sup> de Al; pH 5,0	800 mg L <sup>-1</sup> de Tanfloc SG; pH 4,5
Cor verdadeira (uH)	139 (96,6%*)	178 (95,7%)	182 (95,6%)	355 (91,4%)	536 (87,0%)
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	142 (90,3%)	154 (89,5%)	294 (80,1%)	191 (87,1%)	460 (68,8%)
Cloretos (mg L <sup>-1</sup> )	4480 (N A)	3360 (N A)	4307 (N A)	3575 (N A)	5340 (N A)
NKT (mg L <sup>-1</sup> )	257 (N A)	232 (10%)	248 (4%)	233 (10%)	257 (0%)
N-amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	192 (1%)	188 (3%)	187 (3%)	190 (2%)	192 (1%)
Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	6,4 (3%)	6,3 (5%)	6,3 (5%)	6,5 (2%)	6,8 (N A)
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	75,1 (34%)	76,5 (33%)	85,9 (25%)	75,1 (34%)	86,3 (24%)
Altura de Lodo (cm)	7,9	6,4	7,8	4,9	5
% do Volume de Lodo*	51,3	41,6	50,6	31,8	32,5

\*: % do volume de lodo produzido em relação ao volume útil do jarro  
(N A): Não apresentou remoção

Fonte: o próprio autor

Figura 15 – Valor residual de cor verdadeira, DQO, cloreto e N–amoniacal após 1h de sedimentação para as condições de maior eficiência de cada coagulante / Experimentos de reprodução do Tratamento por CFS do LIX A



Fonte: o próprio autor

De uma forma geral, pode-se constatar que para o LIX A, o tratamento por CFS:

- Como esperado, não apresentou remoções suficientes para produção de efluente com qualidade compatível aos padrões de enquadramento para corpos receptores de água doce Classe 2, que limita o N–amoniacal a  $3,7 \text{ mg N L}^{-1}$  para efluentes com pH menor que 7,5, o nitrito a  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  e o nitrato a  $10 \text{ mg L}^{-1}$ ;
- Gerou um efluente com elevado teor de cloreto, especialmente para os coagulantes que continham cloreto em sua composição (Cloreto férrico e Hidróxi–cloreto de polialumínio) e o Tanfloc SG, que necessitou de um grande volume de acidificante (ácido clorídrico) para o ajuste do pH de coagulação;
- Apresentou eficiências em ordem decrescente, em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante correlacionada à cor verdadeira e DQO para os coagulantes a base de Fe, Al, e Tanfloc SG;
- Apresentou valores de remoção de cor verdadeira (87,0 a 96,6%) levemente inferiores aos observados em trabalhos anteriores (FELICI, 2010; CASTRO,

2012, KAWAHIGASHI, 2012; POZZETTI, 2014; SILVA, 2015). Isto pode ser justificado pelo fato do LIX A apresentar maiores valores iniciais de cor verdadeira;

- Por outro lado, foram observados valores elevados de remoção de DQO (68,8 a 90,3%) em relação aos referidos trabalhos, provavelmente devido ao LIX A ser proveniente de um aterro com características de lixiviado de intermediário a estabilizado, e por consequência, conter uma parcela de matéria orgânica biodegradável maior, o que pôde ser comprovado observando-se o resultado da caracterização do LIX A.

Para os coagulantes inorgânicos à base de Fe, foram observados os menores valores residuais de cor verdadeira e DQO, sendo o cloreto férrico o mais eficiente, com valores de 139 e 142 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, que corresponderam a 96,6 e 90,3% de remoção. Para esta condição, o volume de lodo produzido correspondeu a 51% do volume total.

Para os coagulantes inorgânicos à base de Al, foram observados comportamentos diferentes para os parâmetros cor verdadeira e DQO, tendo o hidróxi-cloreto de polialumínio apresentado maior eficiência para remoção de cor verdadeira e menor para DQO, em relação ao sulfato de alumínio.

Contrariando os resultados obtidos por Máximo (2007), que obteve, para lixiviado proveniente do Aterro Metropolitano de Grande Florianópolis, situado em Biguaçu, SC, desempenhos semelhantes para o cloreto férrico e o tanino, o Tanfloc SG apresentou as menores remoções de cor verdadeira e DQO, dentre os coagulantes testados.

Assim, de acordo com os dados obtidos na caracterização realizada após o tratamento por CFS para as condições de maior eficiência, pode-se observar que nenhum dos coagulantes e condições testadas foram capazes de produzir efluente com cor verdadeira de acordo com o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de água doce classes 2 e 3, limitado ao valor de 75 uH.

Por outro lado, os efluentes tratados com os coagulantes cloreto férrico, sulfato férrico e sulfato de alumínio atenderam ao padrão de lançamento da DQO, com valores residuais de DQO de 142, 154 e 191 mg L<sup>-1</sup>, inferiores tanto ao valor de 200

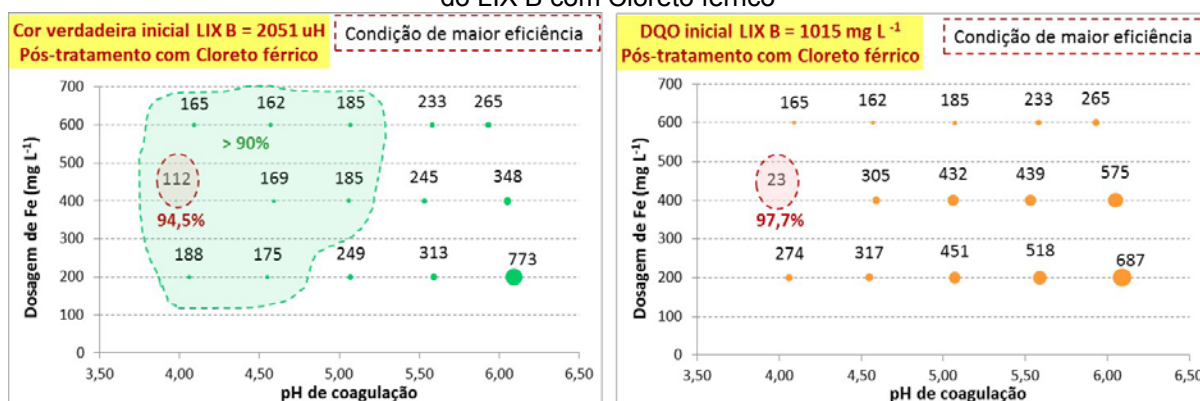
mg L<sup>-1</sup> exigido na Resolução CEMA 0070/2009 quanto ao valor de 295 mg L<sup>-1</sup>, calculado com base na Resolução CEMA 0086/2013.

Finalmente, pode-se constatar que o tratamento do LIX A por CFS não foi suficiente para produção de efluente com qualidade compatível às legislações citadas especialmente em relação à remoção de cor verdadeira e série nitrogenada, o que indica a necessidade de tratamento complementar, por processos biológicos ou outros processos específicos, para a garantia de atendimento às legislações e de preservação e qualidade do ambiente aquático.

### 5.3 PÓS-TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO

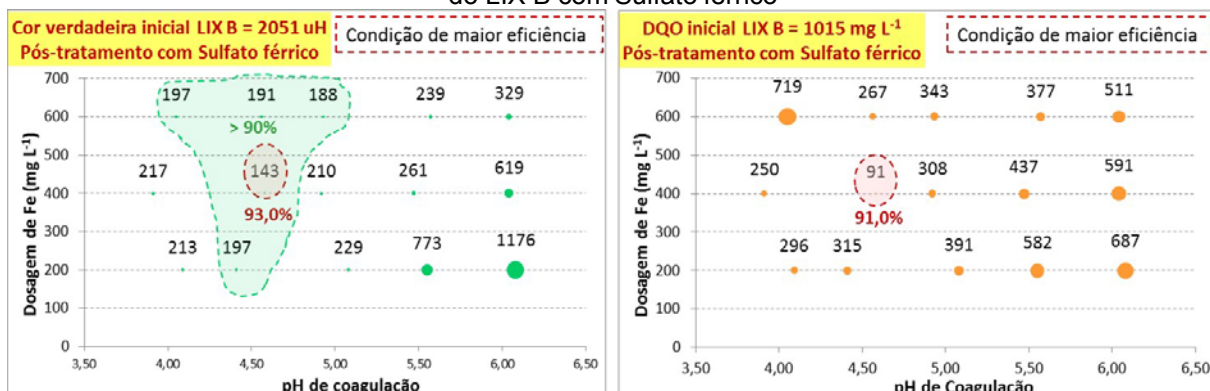
As Figuras 16 a 20 apresentam os valores residuais de cor verdadeira e DQO no sobrenadante para o pós-tratamento, após 1h de sedimentação, para variados valores de pH e dosagens dos coagulantes utilizados no pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação do LIX B.

Figura 16 – Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Fe e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Pós-tratamento por CFS do LIX B com Cloreto férrico



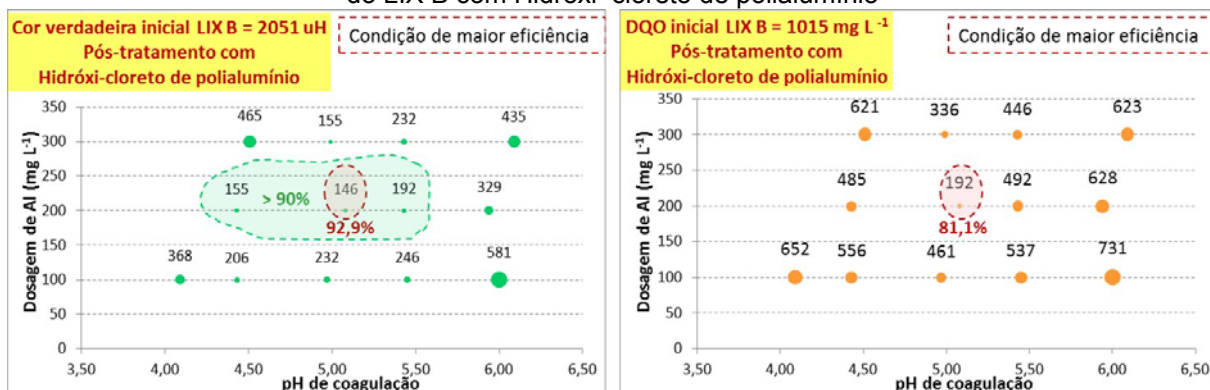
Fonte: o próprio autor

Figura 17 – Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Fe e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Pós-tratamento por CFS do LIX B com Sulfato férrico



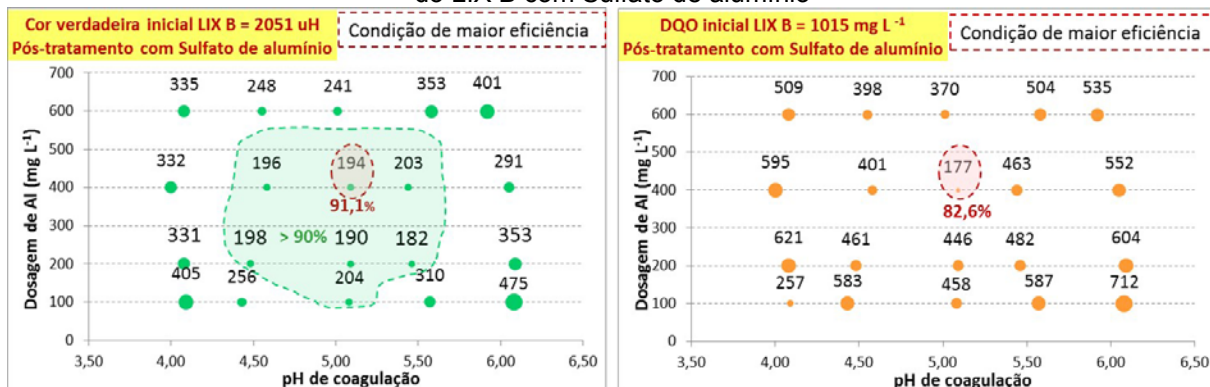
Fonte: o próprio autor

Figura 18 – Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Al e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Pós-tratamento por CFS do LIX B com Hidróxi-cloreto de polialumínio



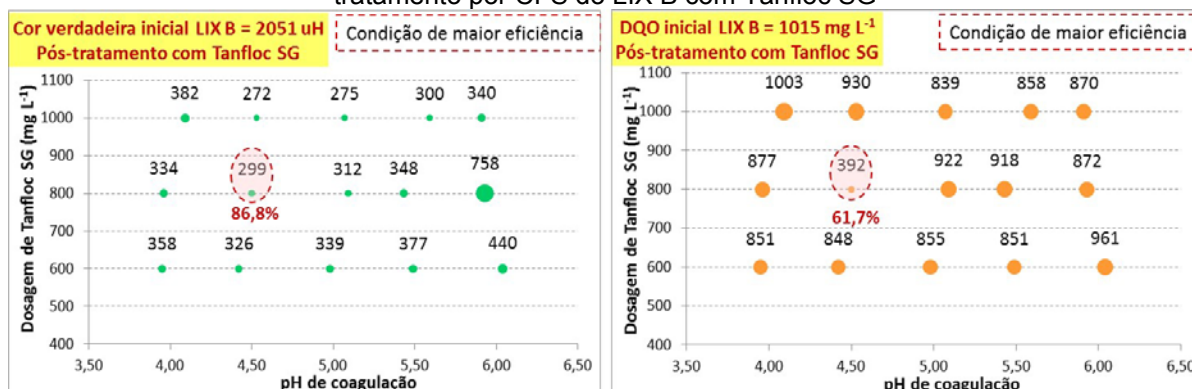
Fonte: o próprio autor

Figura 19 – Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Al e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Pós-tratamento por CFS do LIX B com Sulfato de alumínio



Fonte: o próprio autor

Figura 20 – Valor residual de cor verdadeira e DQO do sobrenadante em relação à variação da dosagem de Tanfloc SG e valores de pH de coagulação após 1 h de sedimentação / Pós-tratamento por CFS do LIX B com Tanfloc SG



Fonte: o próprio autor

De acordo com as Figuras 16 a 20 apresentadas e a Tabela 14, as dosagens aplicadas para o pós-tratamento do LIX B, foram diferentes para cada coagulante e variaram de 200 a 600 mg L<sup>-1</sup> para os coagulantes a base de Ferro, de 100 a 600 mg L<sup>-1</sup> para os coagulantes a base de Alumínio e de 600 a 1000 mg L<sup>-1</sup> para o Tanfloc SG.

Na Tabela 14 são apresentados os valores residuais mínimos e máximos de cor verdadeira e DQO nos sobrenadantes, após 1h de sedimentação para os diferentes coagulantes utilizados e porcentagens de remoção no pós-tratamento por CFS do LIX B.

Tabela 14 – Valor e concentração residual de cor verdadeira e de DQO nos sobrenadantes, após 1h de sedimentação, para diferentes coagulantes utilizados e porcentagem de remoção (%) / Pós-tratamento por CFS do LIX B

Coagulante	Faixa de dosagem (mg L <sup>-1</sup> )	Valor residual (% remoção) de cor verdadeira		Valor residual (% remoção) de DQO	
		Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
Cloreto Férrico	200 a 600 de Fe	112 (94,5%)	773 (62%)	23 (97,7%)	687 (32%)
Sulfato Férrico	200 a 600 de Fe	143 (93,0%)	1176 (42,7%)	91 (91,0%)	719 (29,2%)
Hidróxi-cloreto polialumínio	100 a 300 de Al	146 (92,9%)	581 (71,7%)	192 (81,1%)	731 (28,0%)
Sulfato de Alumínio	100 a 600 de Al	182 (91,1%)	475 (76,8%)	177 (82,6%)	712 (29,9%)
Tanfloc SG	600 a 1000 de Tanfloc SG	299 (86,8%)	758 (63,1%)	392 (61,7%)	1003 (1,2%)

Fonte: o próprio autor.

Para os coagulantes inorgânicos à base de Fe, as porcentagens de remoção de cor verdadeira e DQO variaram entre 42,7 e 94,5% e 29,2 e 97,7%, respectivamente; à base de Al, as porcentagens de remoção variaram entre 71,7 e 92,9% e 28,0 e 82,6%.

No APÊNDICE B, são apresentados os valores de altura e volume de lodo gerado após 1h de sedimentação, para variados valores de pH e dosagens dos diferentes coagulantes utilizados no pós-tratamento por CFS do LIX B.

Para o Tanfloc SG, coagulante orgânico, novamente não foi possível obter valores de remoção da mesma magnitude que os observados nos coagulantes inorgânicos, tendo as maiores porcentagens de remoção de cor verdadeira e DQO de 86,8% e 61,7%, respectivamente.

De uma forma geral pôde-se observar que o aumento da dosagem de coagulante correspondeu aos maiores volumes de lodo produzido.

Os resultados dos experimentos de reprodução para as condições de coagulação de maior eficiência e a caracterização complementar do sobrenadante após 1h de sedimentação, para o pós-tratamento por CFS do LIX B, são apresentados na Tabela 15 e na Figura 21.

Tabela 15 – Condição de coagulação de maior eficiência para cada coagulante e caracterização complementar do sobrenadante após 1h de sedimentação / Experimentos de reprodução do Pós-tratamento por CFS do LIX B

Parâmetro	Cloreto Férrico	Sulfato Férrico	Hidróxi-cloreto de polialumínio	Sulfato de Alumínio	Tanfloc SG
Condições de coagulação de maior eficiência	400 mg L <sup>-1</sup> de Fe; pH 4,0	400 mg L <sup>-1</sup> de Fe; pH 4,5	200 mg L <sup>-1</sup> de Al; pH 5,0	400 mg L <sup>-1</sup> de Al; pH 5,0	800 mg L <sup>-1</sup> de Tanfloc SG; pH 4,5
Cor verdadeira (uH)	112 (94,5%)	137 (93,3%)	142 (93,1%)	182 (91,1%)	280 (86,4%)
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	23 (97,7%)	87 (91,4%)	193 (81,0%)	154 (84,8%)	389 (61,7%)
COD (mg L <sup>-1</sup> )	45 (62,3%)	57 (52,3%)	90,9 (24,2%)	106 (11,6%)	224 (NA)
Cloretos (mg L <sup>-1</sup> )	4680 (NA)	3848 (NA)	4709 (NA)	3905 (NA)	4853(NA)
Altura de Lodo (cm)	8	6,1	7	8,5	5,6
Volume de Lodo (%) <sup>*</sup>	51,9	39,6	45,5	55,2	36,4

NA: Não apresentou remoção  
Fonte: o próprio autor

Figura 21 – Valor residual de cor verdadeira, DQO, COD e cloreto após 1h de sedimentação para as condições de maior eficiência de cada coagulante / Experimentos de reprodução do Pós-tratamento por CFS do LIX B



Fonte: o próprio autor

De uma forma geral, pode-se constatar que o pós-tratamento do LIX B por CFS apresentou comportamento similar ao observado no tratamento do LIX A, em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante.

Para os coagulantes inorgânicos à base de Fe, foram observados os menores valores residuais de cor verdadeira, DQO e COD, sendo o cloreto férrico o mais eficiente, com valores de 112 uH, 23 e 45 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, que corresponderam a 94,5, 97,7 e 62,3% de remoção. Para esta condição, o volume de lodo produzido correspondeu a 51,9% do volume total.

Para os coagulantes inorgânicos à base de Al, foram observados comportamentos diferentes para os parâmetros cor verdadeira e DQO, tendo o hidróxi-cloreto de polialumínio apresentado maior eficiência para remoção de cor verdadeira e menor para DQO, em relação ao sulfato de alumínio.

Para o coagulante inorgânico cloreto férrico, foi obtido valor de remoção de DQO de 97,7%, superior ao observado em trabalhos anteriores, cuja faixa de remoção era de 74,0 a 85,0% (FELICI, 2010; CASTRO, 2012, KAWAHIGASHI, 2012; POZZETTI, 2014; SILVA, 2015). Isto pode ser justificado pelo fato do LIX B ser proveniente de aterro com menor tempo de operação, contendo maior fração de

carga orgânica biodegradável, uma vez que, o mesmo foi observado no tratamento por processos biológicos, tendo apresentado remoção de 31,2% de DQO, superior às encontradas naqueles trabalhos (0 a 26%)

Por outro lado, para o mesmo coagulante, a remoção de cor verdadeira de 94,5% resultou inferior ao observado naqueles trabalhos (96,0 a 99,0%). Isto pode estar relacionado à composição da matéria orgânica recalcitrante, mais especificamente relacionadas às substâncias húmicas, responsáveis por conferir cor ao lixiviado. Por apresentar características de estabilização biológica ainda em fase intermediária, pode conter fração considerável de ácidos fúlvicos (HUO, 2008), de difícil remoção em relação aos ácidos húmicos, insolúveis em meio ácido e, portanto, mais fáceis de serem removidos por tratamento físico-químico (MORAVIA, 2010).

Para todas as condições testadas e parâmetros físico-químicos analisados pode-se constatar que a condição de maior eficiência do pós-tratamento por CFS do LIX B foi obtida para o cloreto férrico com dosagem de 400 mg L<sup>-1</sup> de Fe em pH 4,0, tendo resultado em valores residuais de 112 uH de cor verdadeira, 23 mg L<sup>-1</sup> de DQO, 45 mg L<sup>-1</sup> de COD, 4680 mg L<sup>-1</sup> de cloreto e volume de lodo de 51,9%.

De acordo com os dados obtidos na caracterização realizada após o pós-tratamento por CFS para as condições de maior eficiência, pode-se observar que apesar do LIX B ter apresentado valor de cor verdadeira 50,1% inferior ao LIX A, nenhum dos coagulantes e condições testadas foram capazes de produzir efluente com cor verdadeira de acordo com o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de água doce classes 2 e 3, limitado ao valor de 75 uH, podendo-se inferir que o seu tratamento pode prejudicar a qualidade do corpo hídrico considerado sob este aspecto.

Por outro lado, os efluentes pós-tratados com os coagulantes inorgânicos: cloreto férrico, sulfato férrico, hidróxi-cloreto de polialumínio e sulfato de alumínio atenderam ao padrão de lançamento de DQO, com valores residuais de DQO de 23, 87, 193 e 154 mg L<sup>-1</sup>, inferiores tanto ao valor de 200 mg L<sup>-1</sup> exigido na Resolução CEMA 0070/2009 quanto ao valor de 295 mg L<sup>-1</sup>, calculado com base na Resolução CEMA 0086/2013.

Finalmente, pode-se constatar que o pós-tratamento do LIX B por CFS precedido de tratamento por lodos ativados precedido de *stripping* de amônia não foi suficiente para produção de efluente com qualidade compatível à Resolução

CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de água doce classes 2 e 3 em relação ao valor residual de cor verdadeira, limitado ao valor de 75 uH, o que indica a necessidade de tratamento complementar específico para a garantia de atendimento às legislações e de preservação e qualidade do ambiente aquático.

Ressalta-se que, além da avaliação do desempenho do pós-tratamento por CFS em relação à matéria orgânica recalcitrante, deve-se considerar ainda os resultados da avaliação ecotoxicológica para os organismos-teste.

#### **5.4 PÓS-TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO- SEDIMENTAÇÃO COM ADIÇÃO DE AUXILIARES DE FLOCULAÇÃO**

Como para o coagulante orgânico Tanfloc SG, não foi possível obter valores de remoção da mesma magnitude que os observados para os coagulantes inorgânicos, os experimentos de pós-tratamento com adição dos auxiliares de floculação foram realizados para os demais coagulantes.

No APÊNDICE C, são apresentados os valores de altura (cm), volume e redução do volume de lodo (%) calculado em relação ao volume observado no pós-tratamento sem adição dos auxiliares de floculação, após 1h de sedimentação, para os valores de pH e dosagens selecionados para os diferentes coagulantes utilizados no pós-tratamento por CFS do LIX B com adição dos auxiliares de floculação.

As Tabelas 16 a 19 apresentam resultados dos experimentos de pós-tratamento do LIX B com adição dos auxiliares de floculação em relação aos valores residuais de cor verdadeira e DQO no sobrenadante após 1h de sedimentação, volume de lodo gerado em % e redução do volume de lodo calculado em relação ao volume observado no pós-tratamento sem adição dos auxiliares de floculação em %.

Tabela 16 – Resultado do experimento de pós-tratamento do LIX B com o coagulante cloreto férrico (dosagem de  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Fe em pH 4,0) e os auxiliares de floculação em relação aos valores residuais de cor verdadeira e DQO no sobrenadante após 1h de sedimentação, volume de lodo gerado em % e redução do volume de lodo em %

Cloreto férrico (dosagem de $400 \text{ mg L}^{-1}$ de Fe em pH 4,0)									
Auxiliar de floculação	sem auxiliar floculação	PC 1		PC 2		Moringa		Quiabo	
Dosagem do auxiliar de floculação ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0	2	4	2	4	4	8	4	8
Cor verdadeira (uH)	112	116	120	136	129	118	123	120	123
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	23	21	16	27	25	22	36	31	35
Volume de lodo ( % )	51,9	28,6	29,2	31,2	32,5	45,5	45,5	45,5	45,5
Redução do volume de lodo ( % ) *	N A	45	43,8	40	37,5	12,5	12,5	12,5	12,5

\*: Redução do volume de lodo calculado em relação ao volume observado no pós-tratamento sem adição dos auxiliares de floculação

N A: Não apresentou remoção

Fonte: o próprio autor

Tabela 17 – Resultado do experimento de pós-tratamento do LIX B com o coagulante sulfato férrico (dosagem de  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Fe em pH 4,5) e os auxiliares de floculação em relação aos valores residuais de cor verdadeira e DQO no sobrenadante após 1h de sedimentação, volume de lodo gerado em % e redução do volume de lodo em %

Sulfato férrico (dosagem de $400 \text{ mg L}^{-1}$ de Fe em pH 4,5)									
Auxiliar de floculação	sem auxiliar floculação	PC 1		PC 2		Moringa		Quiabo	
Dosagem do auxiliar de floculação ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0	2	4	2	4	4	8	4	8
Cor verdadeira (uH)	137	137	158	147	145	140	144	150	152
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	88	83	93	115	118	124	144	131	134
Volume de lodo ( % )	39,0	26,0	32,5	29,2	26,0	42,2	39,0	39,0	35,7
Redução do volume de lodo ( % ) *	N A	33,3	16,7	25	33,3	N A	N A	N A	8,3

\*: Redução do volume de lodo calculado em relação ao volume observado no pós-tratamento sem adição dos auxiliares de floculação

N A: Não apresentou remoção

Fonte: o próprio autor

Tabela 18 – Resultado do experimento de pós-tratamento do LIX B com o coagulante hidróxi-cloreto de polialumínio (dosagem de 200 mg L<sup>-1</sup> de Al em pH 5,0) e os auxiliares de floculação em relação aos valores residuais de cor verdadeira e DQO no sobrenadante após 1h de sedimentação, volume de lodo gerado em % e redução do volume de lodo em %

Hidróxi-cloreto de polialumínio (dosagem de 200 mg L <sup>-1</sup> de Al em pH 5,0)									
Auxiliar de floculação	sem auxiliar floculação	PC 1		PC 2		Moringa		Quiabo	
Dosagem do auxiliar de floculação (mg L <sup>-1</sup> )	0	2	4	2	4	4	8	4	8
Cor verdadeira (uH)	142	195	190	187	211	209	209	212	198
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	193	213	191	184	190	225	263	219	245
Volume de lodo ( % )	45,5	45,5	45,5	44,2	46,8	48,1	44,2	46,8	45,5
Redução do volume de lodo ( % ) *	N A	N A	N A	2,9	N A	N A	2,9	N A	N A

\*: Redução do volume de lodo calculado em relação ao volume observado no pós-tratamento sem adição dos auxiliares de floculação

N A: Não apresentou remoção

Fonte: o próprio autor

Tabela 19 – Resultado do experimento de pós-tratamento do LIX B com o coagulante sulfato de alumínio (dosagem de 400 mg L<sup>-1</sup> de Al em pH 5,0) e os auxiliares de floculação em relação aos valores residuais de cor verdadeira e DQO no sobrenadante após 1h de sedimentação, volume de lodo gerado em % e redução do volume de lodo em %

Sulfato de alumínio (dosagem de 400 mg L <sup>-1</sup> de Al em pH 5,0)									
Auxiliar de floculação	sem auxiliar floculação	PC 1		PC 2		Moringa		Quiabo	
Dosagem do auxiliar de floculação (mg L <sup>-1</sup> )	0	2	4	2	4	4	8	4	8
Cor verdadeira (uH)	182	252	232	233	232	262	249	254	240
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	154	156	167	153	188	204	212	202	209
Volume de lodo ( % )	55,2	48,7	48,7	35,7	35,7	56,6	55,2	51,9	48,1
Redução do volume de lodo ( % ) *	N A	11,8	11,8	35,3	35,3	N A	N A	5,9	12,9

\*: Redução do volume de lodo calculado em relação ao volume observado no pós-tratamento sem adição dos auxiliares de floculação

N A: Não apresentou remoção

Fonte: o próprio autor

Comparando-se os resultados obtidos com os do pós-tratamento por CFS, pode-se observar que, de forma geral, a adição de auxiliares de floculação não contribuiu significativamente para o aumento da remoção de matéria orgânica recalcitrante, correlacionada à cor verdadeira e DQO.

Por outro lado, em relação ao volume de lodo produzido após 1h de sedimentação, houve considerável redução com adição dos auxiliares de floculação orgânicos sintéticos (polímeros catiônicos 1 e 2), para todos os coagulantes, com

exceção do hidróxi-cloreto de polialumínio, que sofreu menor influência sobre à adição dos auxiliares de floculação.

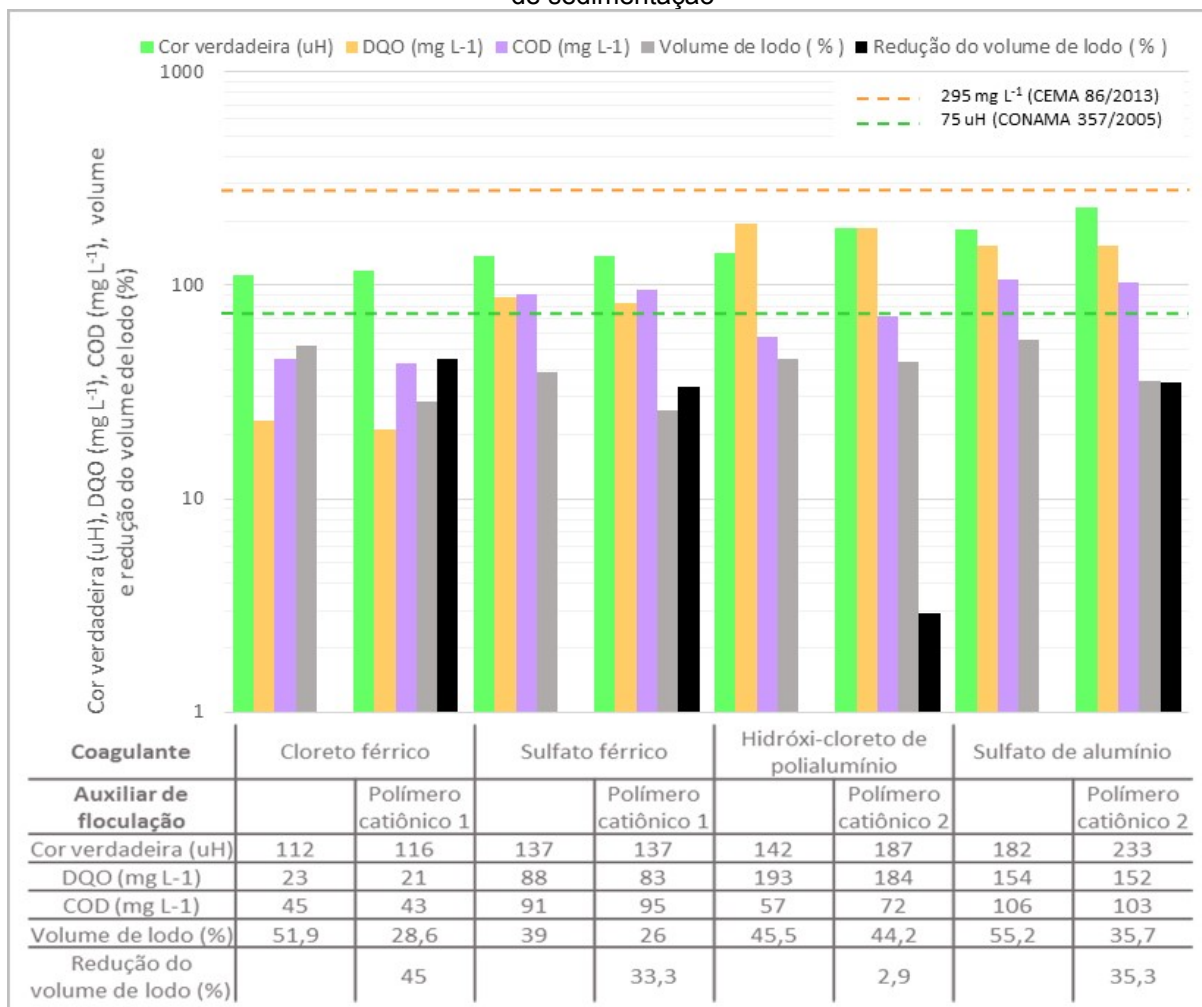
Para os coagulantes inorgânicos à base de Fe, as maiores reduções de volume de lodo foram observadas com o uso do auxiliar de floculação orgânico sintético PC 1 (45,0% para o cloreto férrico e 33,3% para o sulfato férrico). Já para os coagulantes inorgânicos à base de Al, as maiores reduções de volume de lodo foram observadas com o uso do auxiliar de floculação orgânico sintético PC 2 (2,9% para o hidróxi-cloreto de polialumínio e 35,3% para o sulfato de alumínio).

Para os coagulantes inorgânicos à base de Fe, o uso das dosagens de 2 e 4 mg L<sup>-1</sup> do auxiliar de floculação PC 1 resultou em volumes similares de lodo. No entanto, a dosagem de 4 mg L<sup>-1</sup> ocasionou a flotação de parte do volume de lodo gerado, provavelmente, devido à conformação dos flocos formados pela combinação do coagulante cloreto férrico e o polímero. Esta hipótese é reforçada pelo fato de que o mesmo não foi observado para nenhuma das demais combinações entre coagulante e auxiliar de floculação.

De forma geral, os auxiliares de floculação orgânicos naturais (moringa e quiabo), não apresentaram bom desempenho em relação à redução do volume de lodo gerado, tendo resultado em volumes da mesma ordem de grandeza ou ainda maiores, quando comparados à condição sem adição de auxiliares de floculação.

Os resultados para as condições de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B para cada coagulante com adição de auxiliares de floculação, após 1h de sedimentação, são apresentados na Figura 22.

Figura 22 – Valor e resultado obtido para as condições de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B para cada coagulante com adição de auxiliares de floculação, após 1h de sedimentação



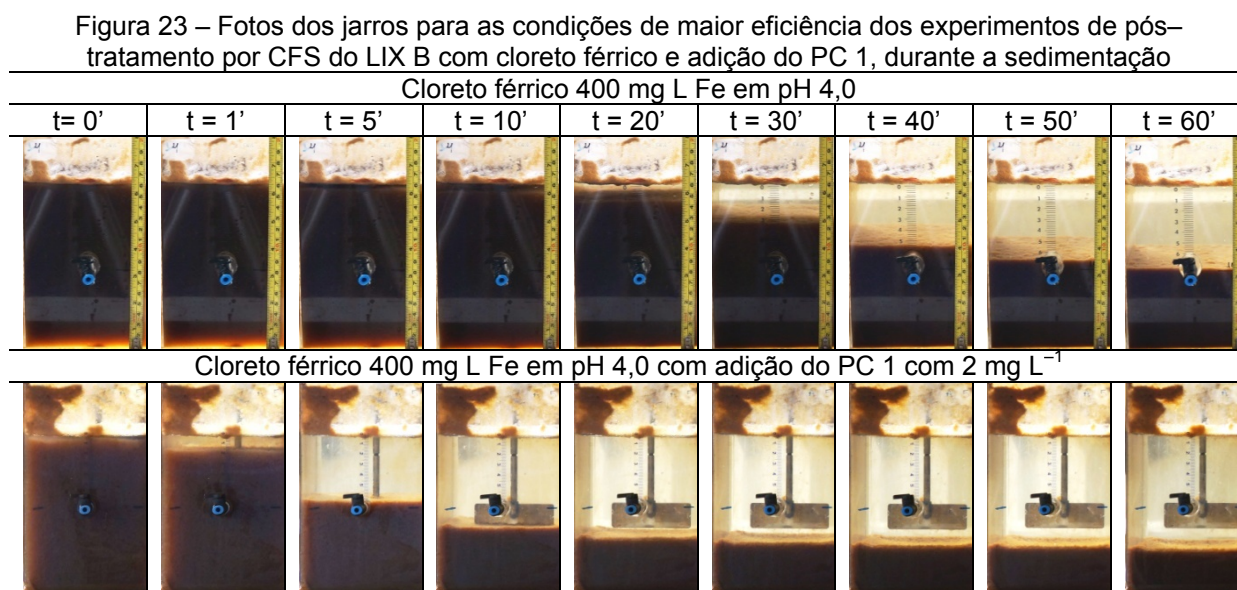
Fonte: o próprio autor

Para todas as condições testadas e parâmetros físico-químicos analisados pode-se constatar que a condição de maior eficiência para remoção de matéria orgânica recalcitrante do pós-tratamento por CFS do LIX B com adição de auxiliar de floculação foi obtida para a combinação de cloreto férrico com o auxiliar de floculação PC 1 com dosagens de  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Fe em pH 4,0 e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de polímero, tendo resultado em valores residuais de 116 uH de cor verdadeira,  $21 \text{ mg L}^{-1}$  de DQO,  $43 \text{ mg L}^{-1}$  de COD, volume do lodo de 28,6% e redução do volume do lodo 45%.

Além da redução do volume de lodo, foi observada para aquela condição o aumento da velocidade de sedimentação em relação à condição em que não foi adicionado auxiliar de floculação (Figura 23). Sem adição do auxiliar, o volume de 51,9% (altura de lodo de 8,0 cm) correspondeu à velocidade de sedimentação de

0,117 cm min<sup>-1</sup> (60 minutos de sedimentação), enquanto que após a adição do PC 1, para o mesmo volume de lodo, a velocidade de sedimentação foi aumentada de aproximadamente 10 vezes, para 1,40 cm min<sup>-1</sup> (5 minutos).

A Figura 23 apresenta as fotos dos jarros para as condições de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B com cloreto férrico e adição do PC 1, durante a sedimentação.



Fonte: o próprio autor

Considerando a influência da adição dos diferentes auxiliares de floculação na velocidade de sedimentação após coagulação com cloreto férrico (dosagem de 400 mg L<sup>-1</sup> em pH 4,0), foi possível constatar pelos dados do APÊNDICE C e fotos do APÊNDICE D que as velocidades de sedimentação foram aumentadas de 0,117 cm min<sup>-1</sup> (60 minutos de sedimentação) sem adição de auxiliar de floculação, para 0,70 cm min<sup>-1</sup> (dosagem de 2 mg L<sup>-1</sup> de PC 2) e 0,175 cm min<sup>-1</sup> para os auxiliares de floculação moringa e quiabo (dosagens de 4 e 8 mg L<sup>-1</sup>), o que comprova a baixa eficiência dos auxiliares de floculação orgânicos naturais.

Castro (2012) estudou a influência da adição de polieletrólitos no processo de floculação como pós-tratamento de lixiviado visando a remoção de compostos orgânicos recalcitrantes. Os ensaios foram realizados com a utilização do cloreto férrico como coagulante químico e polieletrólitos de cargas catiônica, aniônica e não iônica. A maior eficiência em relação à remoção de cor verdadeira e DQO foi encontrada com a utilização de 300 mg L<sup>-1</sup> de Fe em pH 4,0 e adição de 2,0 mg L<sup>-1</sup> de polieletrólito catiônico, o que resultou em remoções de 84% de DQO e 98,5% de

cor verdadeira, o que corresponde aos residuais de 354 mg L<sup>-1</sup> e 57 uH, respectivamente. Para esta condição, a velocidade de sedimentação passou de 0,0214 para 0,064 cm min<sup>-1</sup>.

Infere-se assim, que a adição dos auxiliares de floculação em escalas piloto e real pode reduzir o tempo necessário para a sedimentação, aumentando a viabilidade do pós-tratamento por CFS, além de resultar em produção de menores volumes de lodo e em aumento de produtividade.

Ressalta-se que, além da avaliação do desempenho do pós-tratamento por CFS com adição dos auxiliares de floculação em relação à matéria orgânica recalcitrante, deve-se considerar ainda os resultados da avaliação ecotoxicológica para os organismos-teste.

## 5.5 AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE

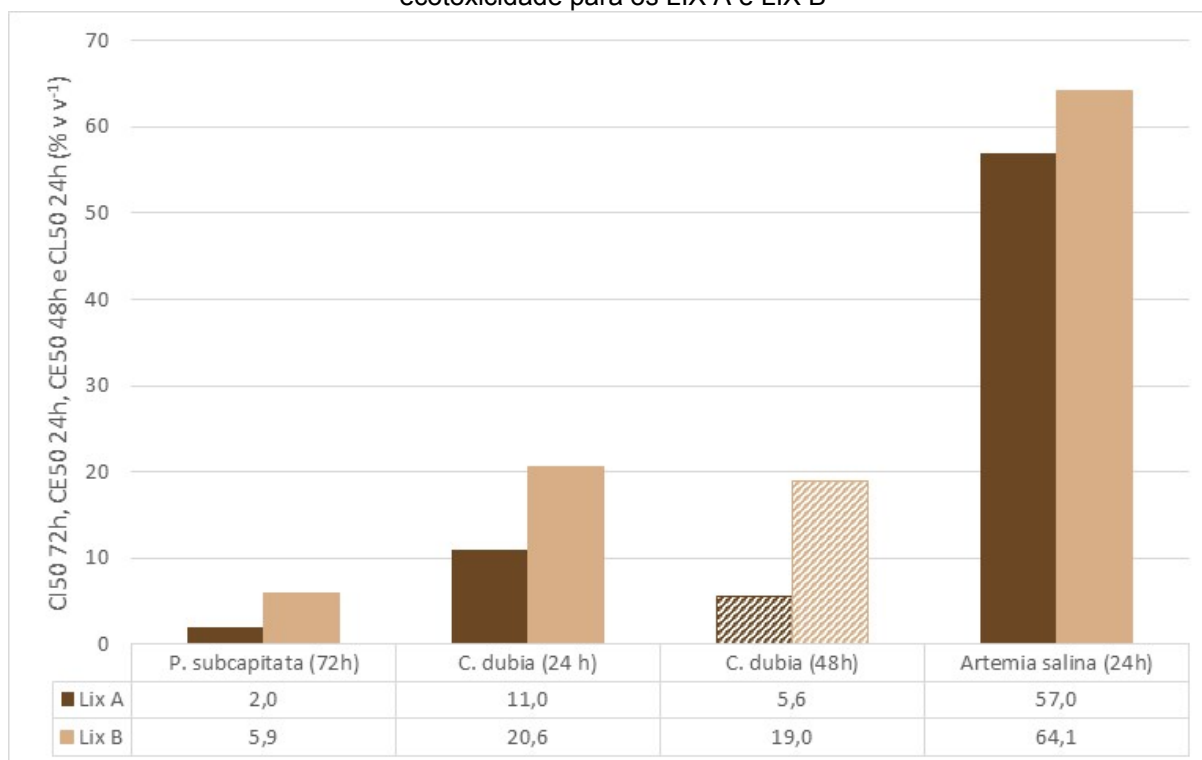
Todos os ensaios de ecotoxicidade foram validados para os controles positivo (dicromato de potássio) e negativo (meio específico para cada organismo). Os valores expressos em CI50 72h, CE50 24, CE50 48h e CL50 24h foram calculados para intervalos de confiança de 95%.

### 5.5.1 Ecotoxicidade dos lixiviados de estudo A e B

Nos ensaios de ecotoxicidade foram avaliados efeitos crônicos e agudos em organismos aquáticos. Para *P. subcapitata* avaliou-se o efeito crônico de inibição da multiplicação celular algácea após 72h de exposição (CI50 72h). Nos ensaios de ecotoxicidade aguda em *C. dubia* foi avaliada a imobilidade/letalidade dos organismos após 24 e 48h de exposição (CE50 24 e 48h). Para o organismo *A. salina* foi avaliado o efeito agudo de letalidade após 24h de exposição (CL50 24h).

A Figura 24 apresenta os valores de CI50 72h, CE50 24h, CE50 48h e CL50 24h realizados para os lixiviados de estudo A e B – LIX A e LIX B.

Figura 24 – Valores de CI50 72h, CE50 24h, CE50 48h e CL50 24h (% v v<sup>-1</sup>) obtidos nos ensaios de ecotoxicidade para os LIX A e LIX B



Fonte: o próprio autor

Comparando os resultados obtidos para os LIX A e LIX B nos ensaios de ecotoxicidade pode-se observar, sistematicamente, a diminuição da toxicidade para todos os organismos-teste, provavelmente devido à remoção de nitrogênio amoniacal pelo tratamento biológico precedido de *stripping* de amônia que está presente em concentrações de 344 mg.L<sup>-1</sup> no LIX A e de 9 mg L<sup>-1</sup> no LIX B. Resultados similares foram obtidos por Kawahigashi (2012), Pozzetti (2014) e Silva (2015), evidenciando assim a eficiência e importância da realização do tratamento biológico precedido de *stripping* de amônia para redução da toxicidade aos organismos aquáticos.

Para o organismo *P. subcapitata* foi observada redução da toxicidade com valores de CI50 72h de 2,0 para 5,9 (% v v<sup>-1</sup>) para os LIX A e LIX B, respectivamente. Utilizando o mesmo tipo de tratamento biológico (lodos ativados precedido de *stripping* de amônia), foi observado comportamento similar por: Kawahigashi (2012) com lixiviado de Rolândia-PR e tempo de maturação de 9 anos (redução da CI50 72h de 4,7 para 30,1 (% v v<sup>-1</sup>)), Pozzetti (2014) com lixiviado de Londrina – PR e tempo de maturação de 38 anos (redução da CI50 72h de 4,1 para

24,5 (% v v<sup>-1</sup>) e Silva (2015) com lixiviado de Londrina – PR e tempo de maturação de 41 anos (redução da CI50 72h de 3,3 para 23,4 (% v v<sup>-1</sup>)).

Silva (2015) com lixiviado de Cianorte – PR e tempo de maturação de 13 anos utilizou lixiviado submetido a outro tipo de tratamento biológico composto por sequência de lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação e também obteve comportamento similar com redução da CI50 72h de 0,5 para 27,4 (% v v<sup>-1</sup>) para *P. subcapitata*.

Para os lixiviados de estudo LIX A e LIX B utilizando o organismo *C. dubia* foram obtidos valores de CE50 48h de 5,6 e 19,0 (% v v<sup>-1</sup>) [CE50 24h de 11,0 e 20,6 (% v v<sup>-1</sup>)], respectivamente. Complementando as observações apresentadas para os lixiviados bruto e tratado biológico, foram obtidas reduções dos valores de CE50 48h (% v v<sup>-1</sup>) de 0,9 para 21,2 [CE50 24h de 2,6 e 24,9 (% v v<sup>-1</sup>)] por: Kawahigashi (2012), de 1,3 para 13,0 [CE50 24h de 2,8 e 17,9 (% v v<sup>-1</sup>)] por Pozzetti (2014) de 1,4 para 15,5 [CE50 24h de 1,6 e 15,1 (% v v<sup>-1</sup>)] (para o lixiviado de Londrina –PR) e de 4,3 para 19,1 [CE50 24h de 5,8 e 20,0 (% v v<sup>-1</sup>)] (para o lixiviado de Cianorte – PR) por Silva (2015).

Comparando-se os valores de CE50 24 e 48h pode-se constatar que o LIX A apresentou a menor toxicidade dentre os lixiviados brutos relacionados. Este fato pode ser atribuído às características dos resíduos depositados, cuja análise é dificultada pela falta de informação e controle e principalmente, ao menor tempo de operação do aterro e conseqüentemente, de maturação do lixiviado, uma vez que, as características relacionadas à matéria orgânica recalcitrante (cor verdadeira com valores entre 2651 e 4180 uH e DQO com valores entre 1344 e 2025mg L<sup>-1</sup>) e cloreto (com valores entre 1828 e 2153) não apresentaram variações relevantes para os trabalhos considerados.

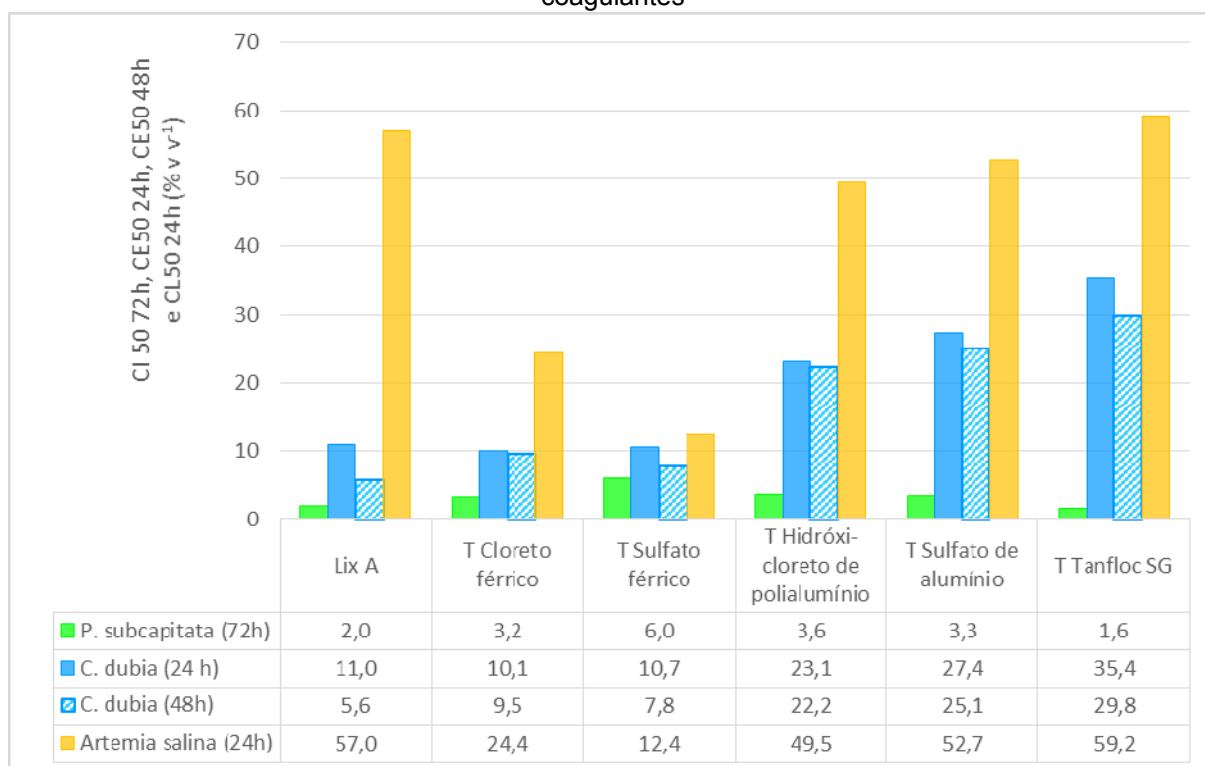
Para o organismo *Artemia salina* a toxicidade do LIX A foi reduzida após tratamento biológico com valores de CL50 24h de 57,0 para 64,1 (% v v<sup>-1</sup>) para o LIX A e LIX B, respectivamente. Reduções de toxicidade também foram observadas por: Kawahigashi (2012) com valores de CL50 24h (% v v<sup>-1</sup>) de 8,0 para 17,4, Pozzetti (2014) de 63,7 para 66,7 (% v v<sup>-1</sup>) e Silva (2015). de 16,2 para 57,8 (% v v<sup>-1</sup>) [para o lixiviado de Londrina –PR) e de 34,5 para 80,8 (para o lixiviado de Cianorte – PR).

### 5.5.2 Ecotoxicidade dos efluentes produzidos no tratamento por coagulação–floculação–sedimentação do lixiviado de estudo A com os diferentes coagulantes

Os ensaios de ecotoxicidade foram realizados com organismos: *P. subcapitata*, *C. dubia* e *A. salina* para o LIX A e para os lixiviados produzidos para as condições de maior eficiência de coagulação no tratamento por coagulação–floculação–sedimentação – CFS para os diferentes coagulantes utilizados.

A Figura 25 apresenta os resultados obtidos para os ensaios de ecotoxicidade em *P.subcapitata*, *C. dubia* e *A. salina*, respectivamente.

Figura 25 – Valor de CI50 72h, CE50 24h, CE5048h e CL5024h (% v v<sup>-1</sup>) obtido nos ensaios de ecotoxicidade com os organismos *P. subcapitata*, *Ceriodaphnia dubia* e *Artemia salina* para o LIX A e os lixiviados produzidos para as condições de maior eficiência no tratamento por CFS com diferentes coagulantes



Fonte: o próprio autor

Para o organismo *P. subcapitata* pode-se observar que não houve redução relevante da toxicidade após tratamento com os diferentes coagulantes testados. A maior toxicidade foi observada para o lixiviado tratado por CFS com Tanfloc SG, com valor de CI50 72h de 1,6 (% v v<sup>-1</sup>) e a menor toxicidade foi obtida com a utilização do sulfato férrico, com valor de CI50 72h de 6,0 (% v v<sup>-1</sup>).

Apesar do coagulante Tanfloc SG ser constituído basicamente de tanato quartenário de amônio, o lixiviado produzido no tratamento por CFS utilizando este coagulante não apresentou aumento da concentração de nitrogênio amoniacal e sim de cloreto, passando de 2269 mg L<sup>-1</sup> no LIX A para 5340 mg L<sup>-1</sup> no LIX B.

Assim aquelas toxicidades podem estar relacionadas às concentrações de cloreto, uma vez que, com o uso do Tanfloc SG, a concentração de cloreto resultou em 5340 mg L<sup>-1</sup> (valor máximo) e com o sulfato férrico resultou em 3360 mg L<sup>-1</sup> (valor mínimo), evidenciando a sensibilidade do organismo ao cloreto, conforme constatado por Kawahigashi (2012), Pozzetti (2014) e Silva (2015).

De acordo com a Figura 25, houve redução da toxicidade em relação à CE50 48h, para todos lixiviados tratados com os diferentes coagulantes, mesmo com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal (entre 187 e 193 mg L<sup>-1</sup>), o que indica que o organismo-teste não é sensível ao nitrogênio amoniacal nestas concentrações.

A redução da toxicidade em relação à CE50 48h ocorreu em ordem decrescente para os coagulantes Tanfloc SG, à base de alumínio e de ferro.

Contrariando os resultados obtidos com *P. subcapitata*, para o organismo *C. dubia*, o lixiviado tratado por CFS que apresentou a menor toxicidade foi o coagulado com Tanfloc SG com valor de CE50 48h 29,8 (% v v<sup>-1</sup>) [CE50 24h de 35,4 (% v v<sup>-1</sup>)] e a maior toxicidade foi observada para os coagulantes inorgânicos à base de ferro. Para o cloreto férrico o valor de CE50 48h foi de 9,5 (% v v<sup>-1</sup>) [CE50 24h de 10,1 (% v v<sup>-1</sup>)] e para o sulfato férrico a CE50 48h foi de 10,7 (% v v<sup>-1</sup>) [CE50 24h de 7,8 (% v v<sup>-1</sup>)].

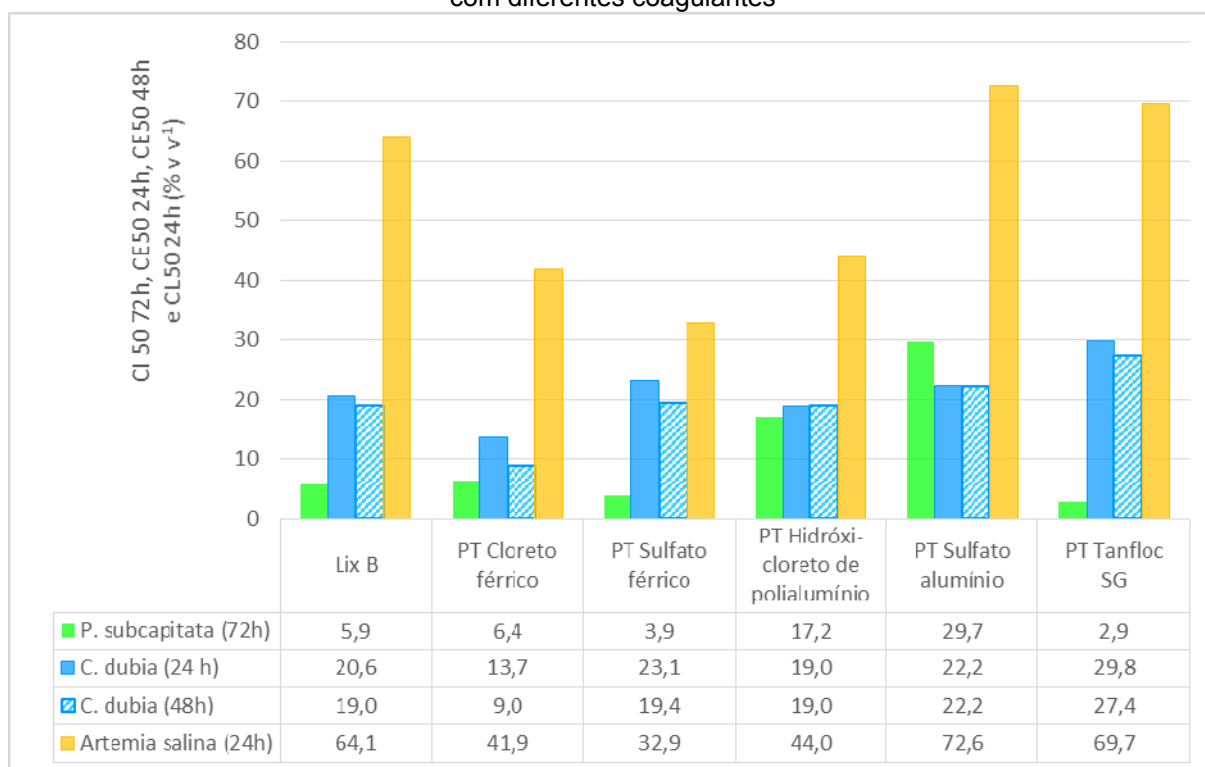
Para o organismo *A. salina*, de forma geral, ocorreu aumento da toxicidade para todos lixiviados tratados com os diferentes coagulantes inorgânicos com ordem decrescente de toxicidade após emprego dos coagulantes: sulfato férrico (CL50 24h de 12,4 (%v v<sup>-1</sup>)), cloreto férrico (CL50 24h de 24,4 (%v v<sup>-1</sup>)), hidróxi-cloreto de polialumínio (CL50 24h de 49,5 (%v v<sup>-1</sup>)), sulfato de alumínio (CL50 24h de 52,7 (%v v<sup>-1</sup>)) e (Tanfloc SG (CL50 24h de 59,2 (%v v<sup>-1</sup>)).

### 5.5.3 Ecotoxicidade do efluentes produzidos no pós-tratamento por coagulação–floculação–sedimentação do lixiviado de estudo B com os diferentes coagulantes

Os ensaios de ecotoxicidade foram realizados com organismos: *P. subcapitata*, *C. dubia* e *A. salina* para o LIX B e para os lixiviados produzidos para as condições de maior eficiência de coagulação no tratamento por coagulação–floculação–sedimentação – CFS para os diferentes coagulantes utilizados.

A Figura 26 apresenta os resultados obtidos para os ensaios de ecotoxicidade em *P. subcapitata*, *C. dubia* e *A. salina*, respectivamente.

Figura 26 – Valor de CI50 72h, CE50 24h, CE5048h e CL5024h (% v v<sup>-1</sup>) obtido nos ensaios de ecotoxicidade com os organismos *P. subcapitata*, *Ceriodaphnia dubia* e *Artemia salina* para o LIX A, LIX B e os lixiviados produzidos para as condições de maior eficiência no pós-tratamento por CFS com diferentes coagulantes



Fonte: o próprio autor

Para o organismo *P. subcapitata* pode-se observar que houve considerável redução da toxicidade no pós-tratamento com os coagulantes inorgânicos à base de alumínio, com valores de CI50 72h de 5,9 (% v v<sup>-1</sup>) para o LIX B, e de 17,2 e 29,7 (% v v<sup>-1</sup>) após o emprego de hidróxi-cloreto de polialumínio e sulfato de alumínio, respectivamente.

Para o mesmo organismo–teste, Kawahigashi (2012) e Pozzetti (2014) observaram aumento da toxicidade para o lixiviado pós–tratado por CFS em relação ao lixiviado tratado biológico, utilizando cloreto férrico como coagulante, com valores de CI50 72h de 30,1 para 3,7 e de 24,5 para 9,7 (% v v<sup>-1</sup>), respectivamente.

Por outro lado, Silva (2015) obteve reduções para os valores de CI50 72h de 27,7 e 23,4 (% v v<sup>-1</sup>) para os lixiviados tratados biologicamente de Cianorte – PR e Londrina – PR e de 61,2 e 52,7 (% v v<sup>-1</sup>) para os pós–tratados por coagulação com cloreto férrico seguida de filtração ascendente em pedregulho – FAP, comportamento semelhante ao observado neste trabalho, porém somente para os coagulantes inorgânicos à base de alumínio.

Os resultados dos ensaios de ecotoxicidade com os lixiviados produzidos durante o pós–tratamento por CFS para o organismo *C. dubia* resultaram, em ordem decrescente de redução de toxicidade para os coagulantes: Tanfloc SG (CE50 48h 27,4(% v v<sup>-1</sup>)) [CE50 24h 29,8 (% v v<sup>-1</sup>)], sulfato de alumínio (CE50 48h 22,2 (% v v<sup>-1</sup>)) [(CE50 24h 22,2 (% v v<sup>-1</sup>)], sulfato férrico [CE50 48h 19,4 (% v v<sup>-1</sup>)] [CE50 24h 23,1 (% v v<sup>-1</sup>)], hidróxi–cloreto de polialumínio (CE50 48h 19,0 (% v v<sup>-1</sup>)) [CE50 24h 19,0 (% v v<sup>-1</sup>)] e cloreto férrico (CE50 48h 9,0 (% v v<sup>-1</sup>))[CE50 24h 13,7 (% v v<sup>-1</sup>)]

Para o mesmo organismo–teste, Kawahigashi (2012) e Pozzetti (2014) observaram aumento da toxicidade para o lixiviado pós–tratado por CFS em relação ao lixiviado tratado biológico, utilizando cloreto férrico como coagulante, com valores de CE50 48h de 21,5 e 13,0 (% v v<sup>-1</sup>) para os lixiviados tratados biologicamente e de 2,1 e 4,6 (% v v<sup>-1</sup>) para os lixiviados pós–tratados.

No entanto, ao contrário do observado pelas referidas autoras e concordando com os resultados obtidos por Silva (2015) para os lixiviados de Cianorte – PR e Londrina – PR, o pós–tratamento físico–químico por CFS, ocasionou diminuição da toxicidade para todos os coagulantes utilizados em relação ao LIX B.

Para o organismo *A. salina* pode–se observar que houve redução da toxicidade no pós–tratamento apenas quando utilizados os coagulantes inorgânicos à base de alumínio, com valores de CL50 24h de 64,1 (% v v<sup>-1</sup>) para o LIX B e de 69,7 e 72,6 (% v v<sup>-1</sup>) após o emprego de sulfato de alumínio e hidróxi–cloreto de polialumínio, respectivamente.

Para o organismo *A. salina*, contrariando os resultados obtidos por Kawahigashi (2012), Pozzetti (2014) e Silva (2015) houve aumento da toxicidade

para os lixiviados pós-tratados por CFS, comparando os resultados para o coagulante cloreto férrico.

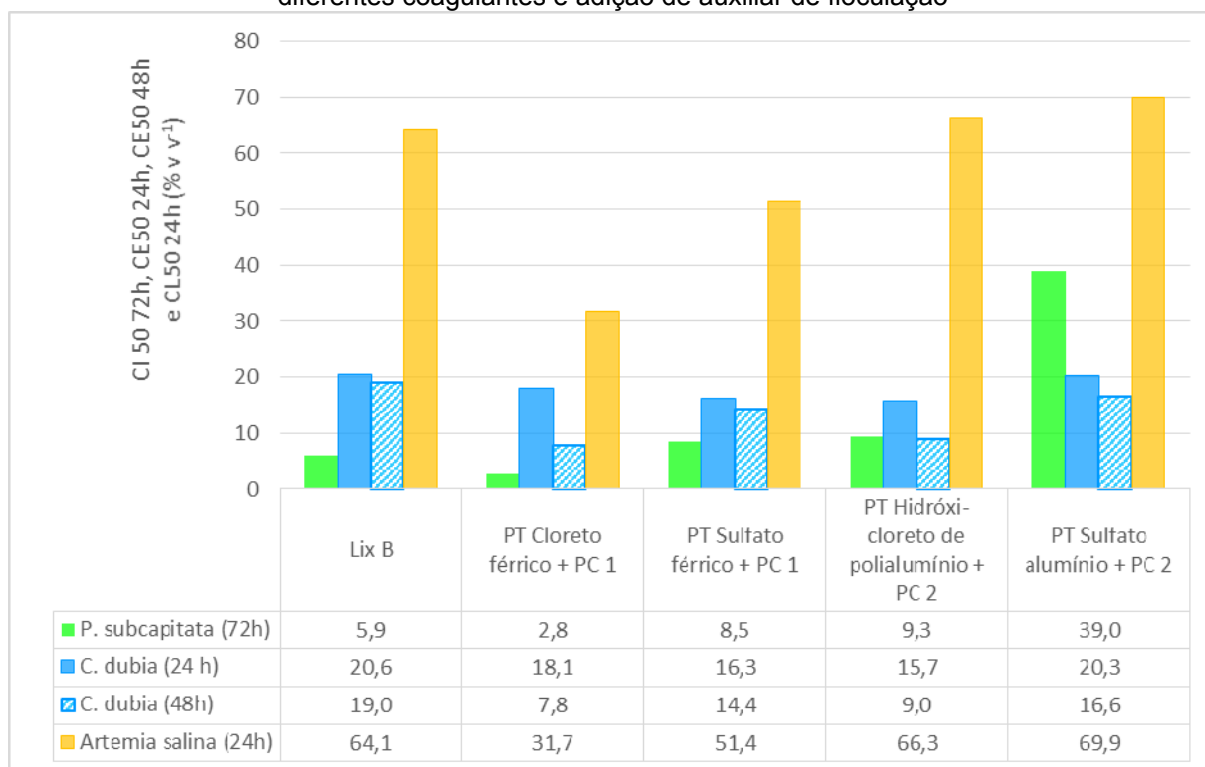
Assim como observado para o tratamento por CFS os resultados obtidos para o pós-tratamento, mesmo com elevadas remoções de matéria orgânica recalcitrante, apresentaram aumento da toxicidade dos lixiviados para os microcrustáceos *C. dubia* e *A. salina*, exceto para os coagulantes sulfato de alumínio e Tanfloc SG.

#### **5.5.4 Ecotoxicidade dos efluentes produzidos no pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação do lixiviado de estudo B com os diferentes coagulantes e adição de auxiliar de floculação**

Os ensaios de ecotoxicidade foram realizados com os organismos: *P. subcapitata*, *C. dubia* e *A. salina* para o LIX B e para os lixiviados produzidos para as condições de maior eficiência de coagulação no pós-tratamento por CFS para cada coagulante e respectivo auxiliar de floculação, relacionados a seguir: cloreto férrico com adição do PC 1, sulfato férrico com adição do PC 1, hidróxi-cloreto de polialumínio com adição do PC 2 e sulfato de alumínio com adição do PC 2.

A Figura 27 apresenta os resultados obtidos para os ensaios de ecotoxicidade em *P. subcapitata*, *C. dubia* e *A. salina*, respectivamente.

Figura 27 – Valor de CI50 72h, CE50 24, CE5048h e CL5024h (% v<sup>-1</sup>) obtido nos ensaios de ecotoxicidade com os organismos *P. subcapitata*, *Ceriodaphnia dubia* e *Artemia salina* para o LIX B e os lixiviados produzidos para as condições de maior eficiência no pós-tratamento por CFS com diferentes coagulantes e adição de auxiliar de floculação



Fonte: o próprio autor

Para o organismo *P. subcapitata* pode-se observar que houve considerável redução da toxicidade no pós-tratamento por CFS com adição de auxiliar de floculação com os coagulantes inorgânicos à base de alumínio, com valores de CI50 72h de 5,9 (% v<sup>-1</sup>) para o LIX B, que passaram para 9,3 e 39,0 (% v<sup>-1</sup>) após o com adição do PC 2 para os coagulantes hidróxi-cloreto de polialumínio e sulfato de alumínio, respectivamente.

Quando comparados aos resultados do pós-tratamento sem adição de auxiliar de floculação observa-se uma diminuição da toxicidade apenas para os coagulantes sulfato férrico e sulfato de alumínio que apresentaram valores de CI50 72h sem e com adição de auxiliar de floculação de 3,1 e 8,5 (% v<sup>-1</sup>) para o sulfato férrico e de 29,7 e 39,0 (% v<sup>-1</sup>) para o sulfato de alumínio, respectivamente.

De forma geral, os resultados dos ensaios de ecotoxicidade com os lixiviados produzidos durante o pós-tratamento por CFS e adição de auxiliar de floculação para o organismo *C. dubia* ocasionaram aumento da toxicidade e resultaram, em ordem decrescente de toxicidade para os coagulantes e auxiliares de floculação: cloreto férrico e PC 1 (CE50 48h 7,8 (% v<sup>-1</sup>))[CE50 24h 18,1 (% v<sup>-1</sup>)], hidróxi-

cloreto de polialumínio e PC 2 (CE50 48h 9,0 (% v v<sup>-1</sup>)) [CE50 24h 15,7 (% v v<sup>-1</sup>)], sulfato férrico e PC 1 [CE50 48h 14,4 (% v v<sup>-1</sup>)] [CE50 24h 16,3 (% v v<sup>-1</sup>)] e sulfato de alumínio e PC 2 (CE50 48h 16,6 (% v v<sup>-1</sup>)) [(CE50 24h 20,3 (% v v<sup>-1</sup>))].

Assim como observado para o organismo *P. subcapitata*, para a *A. salina*, o pós-tratamento com adição do PC 2 como auxiliar de floculação com os coagulantes inorgânicos à base de alumínio, resultaram na menor toxicidade com valores de CL50 24h de 66,3 e de 69,9 (% v v<sup>-1</sup>), para os coagulantes hidróxi-cloreto de polialumínio e sulfato de alumínio, respectivamente.

Assim como observado para o tratamento e pós-tratamento por CFS os resultados obtidos para o pós-tratamento com adição de auxiliar de floculação, mesmo com elevadas remoções de matéria orgânica recalcitrante, apresentaram aumento da toxicidade dos lixiviados para os microcrustáceos *C. dubia* e *A. salina*, exceto para o coagulante sulfato de alumínio com adição de PC 2.

Dos ensaios de ecotoxicidade realizados para os lixiviados produzidos nas condições de maior eficiência no pós-tratamento do LIX B por CFS para os diferentes coagulantes e auxiliares de floculação, pode-se constatar que a condição de maior eficiência do pós-tratamento por CFS do LIX B para remoção de toxicidade para todos os organismos-teste ocorreu para a combinação de sulfato de alumínio com o auxiliar de floculação PC2 com dosagens de 400 mg L<sup>-1</sup> de Al em pH 5,0 e 2 mg L<sup>-1</sup> de polímero, tendo resultado em CI50 72h de 39 (% v v<sup>-1</sup>) para *P. subcapitata*, CE50 48h de 16,6 (% v v<sup>-1</sup>) para *C. dubia* e CL50 24h de 69,9 (% v v<sup>-1</sup>) para *Artemia salina*.

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho, o tratamento biológico por lodos ativados (nitrificação/desnitrificação por via curta) precedido de *stripping* de amônia em bateladas sequenciais apresentou elevada eficiência na remoção da série nitrogenada (com 96,8% para NKT, 97,2% para N-amoniacal, 84,8% para nitrito e 70,6% para nitrato). Diferentemente do observado nos trabalhos anteriores que utilizaram o mesmo tipo de tratamento (FELICI, 2010; CASTRO, 2012, KAWAHIGASHI, 2012; MALER, 2012; POZZETTI, 2014; SILVA, 2015), este apresentou remoções consideráveis de matéria orgânica (com 50,1% para cor verdadeira, 31,2% para DQO e 55,6% para COD). Este fato pode estar relacionado às características intrínsecas do lixiviado de estudo LIX A (bruto) que se encontrava em fase intermediária de estabilização biológica. Apesar das remoções observadas, este tratamento não foi capaz de remover compostos orgânicos recalcitrantes e coloridos de forma a atender as legislações pertinentes em relação à disposição em corpo hídrico, indicando a necessidade de tratamento complementar por diferentes processos como os físico-químicos.

O tratamento por coagulação-floculação-sedimentação – CFS do LIX A apresentou eficiências em ordem decrescente em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante correlacionada à cor verdadeira e DQO, para os coagulantes a base de Fe (cloreto férrico e sulfato férrico), Al (hidróxi-cloreto de polialumínio e sulfato de alumínio) e Tanfloc SG.

No entanto, nenhum dos coagulantes e condições testadas neste tratamento foi suficiente para produção de efluente com qualidade compatível às legislações pertinentes especialmente em relação à cor verdadeira (com remoção máxima de 96,6% e valor residual de 139 uH para o cloreto férrico) e série nitrogenada (N-amoniacal com remoção máxima de 3% e valor residual de 188 mg N L<sup>-1</sup>; nitrito e nitrato com remoções máximas de 5 e 33% e valores residuais de 6,3 e 76,5 mg N L<sup>-1</sup> para o sulfato férrico), o que comprova a necessidade de tratamento específico complementar por processos biológicos e/ou outros físico-químicos.

O pós-tratamento do lixiviado de estudo LIX B (tratado biológico) por CFS apresentou comportamento similar ao observado no tratamento do LIX A, em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante. A condição de maior eficiência do pós-tratamento por CFS do LIX B foi obtida para o cloreto férrico com dosagem

de 400 mg L<sup>-1</sup> de Fe em pH 4,0, tendo resultado em valores residuais de 112 uH para cor verdadeira, de 23 mg L<sup>-1</sup> para DQO, de 45 mg L<sup>-1</sup> para COD e de 4680 mg L<sup>-1</sup> para cloreto e de volume de lodo de 51,9% em relação ao volume de lixiviado (altura de lodo de 8,0 cm).

No entanto, o pós-tratamento do LIX B (tratado por lodos ativados precedido por *stripping* de amônia) por CFS, também não foi suficiente para produção de efluente com qualidade compatível à Resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de água doce classes 2 e 3 em relação à cor verdadeira. Assim, o lançamento deste efluente pode causar prejuízos à qualidade do corpo hídrico considerado sob este aspecto.

Comparando-se os resultados obtidos com o pós-tratamento por CFS, pode-se observar que, de forma geral, a adição de auxiliares de floculação orgânicos sintéticos (polímeros catiônicos 1 e 2) e naturais (moringa e quiabo) não contribuiu significativamente para o aumento da remoção de matéria orgânica recalcitrante, correlacionada à cor verdadeira e DQO. Os auxiliares de floculação orgânicos naturais não apresentaram bom desempenho em relação à redução do volume de lodo gerado após 1h de sedimentação, em contraposição aos sintéticos.

A condição de maior eficiência deste pós-tratamento foi obtida para dosagens de 400 mg L<sup>-1</sup> de Fe em pH 4,0 e de 2 mg L<sup>-1</sup> de polímero, tendo resultado em valores residuais de 116 uH de cor verdadeira, 21 mg L<sup>-1</sup> de DQO, 43 mg L<sup>-1</sup> de COD e volume do lodo de 28,6% em relação ao volume de lixiviado (altura de lodo de 4,4 cm), com redução do volume do lodo de 45% em relação ao pós-tratamento sem adição de auxiliar de floculação. Para esta condição, a velocidade de sedimentação foi aumentada de aproximadamente 10 vezes, de 0,117 cm min<sup>-1</sup> (60 minutos de sedimentação) sem adição do auxiliar, para 1,40 cm min<sup>-1</sup> (5 minutos) com adição de auxiliar, o que reduz o tempo necessário para a sedimentação, aumentando a viabilidade de aplicação do pós-tratamento por CFS em escala real, com produção de menores volumes de lodo e aumento da produtividade do efluente pós-tratado.

Em relação aos ensaios de ecotoxicidade foram avaliados os efeitos crônico de inibição da multiplicação celular algácea em *P. subcapitata* (CI50 72h) e agudos em microcrustáceos, de imobilidade em *C. dubia* (CE50 24 e 48h) e de letalidade em *A. salina* (CL50 24h) para os lixiviados de estudo LIX A, LIX B e após cada tratamento ou pós-tratamento por CFS.

Comparando os resultados obtidos para os LIX A e LIX B nos ensaios de ecotoxicidade pode-se observar, sistematicamente, a diminuição da toxicidade para todos os organismos-teste, provavelmente devido à remoção de nitrogênio amoniacal pelo tratamento biológico precedido de *stripping* de amônia.

Dos ensaios de ecotoxicidade realizados para os lixiviados produzidos nas condições de maior eficiência no tratamento do LIX A e pós-tratamento do LIX B por CFS para os diferentes coagulantes e auxiliares de floculação, pode-se observar de forma geral:

- Redução discreta da toxicidade em *P. subcapitata*, manutenção da toxicidade em *A. salina* com o uso do Tanfloc SG e aumento da toxicidade para os demais lixiviados tratados por CFS, especialmente com os coagulantes à base de ferro;
- Redução da toxicidade em *C. dubia* (CE50 48h) somente para os lixiviados tratados por CFS e em ordem decrescente com os coagulantes Tanfloc SG e à base de alumínio;
- Redução da toxicidade em *P. subcapitata*, somente para os lixiviados pós-tratados por CFS com os coagulantes à base de alumínio;
- Redução da toxicidade em *C. dubia* (CE50 48h) e em *A. salina* somente para os lixiviados pós-tratados por CFS com o emprego dos coagulantes Tanfloc SG e Sulfato de alumínio;
- Aumento da toxicidade em *C. dubia* (CE50 48h) para todos os lixiviados pós-tratados por CFS com adição de auxiliar de floculação e leve redução da toxicidade em *P. subcapitata* e em *A. salina* somente para os lixiviados pós-tratados com Sulfato de alumínio e adição de PC2;
- Aumento gradativo da toxicidade para todos os organismos-teste para os lixiviados pós-tratados por CFS com Cloreto férrico e adição de PC1;
- Redução da toxicidade para todos os organismos-teste para os lixiviados pós-tratados por CFS com Sulfato de alumínio e adição de PC2;
- Maior toxicidade para os lixiviados tratados e pós-tratados por CFS com os coagulantes à base de ferro e menor com os coagulantes à base de alumínio.

A Tabela 20/Figura 27 apresenta todos os resultados obtidos para os ensaios de ecotoxicidade em *P. subcapitata*, *C. dubia* e *A. salina*, respectivamente.

Tabela 20– Tabela–resumo dos valores de CI50 72h, CE50 24, CE5048h e CL5024h (% v v<sup>-1</sup>) obtidos nos ensaios de ecotoxicidade com os organismos *P. subcapitata*, *Ceriodaphnia dubia* e *Artemia salina* para o LIX A, LIX B e os lixiviados produzidos para as condições de maior eficiência no tratamento e pós–tratamentos realizados por CFS com diferentes coagulantes

Coagulante utilizado	Tipo de tratamento	CI50 72h* <i>P. subcapitata</i>	CE50 24h* <i>C. dubia</i>	CE50 48h* <i>C. dubia</i>	CL50 24h* <i>A. salina</i>
LIX A	(bruto)	2,0	11,0	5,6	57,0
LIX B	(tratado biológico)	5,9	20,6	19,0	64,1
Cloreto férrico	T	3,2	10,1	9,5	24,4
	PT	6,4	13,7	9,0	41,9
	<b>PT+AUX</b>	<b>2,8</b>	<b>18,1</b>	<b>7,8</b>	<b>31,7</b>
Sulfato férrico	T	6,0	10,7	7,8	12,4
	PT	3,9	23,1	19,4	32,9
	PT+AUX	8,5	16,3	14,4	51,4
Hidróxi–cloreto de polialumínio	T	3,6	23,1	22,2	49,5
	PT	17,2	19,0	19,0	44,0
	PT+AUX	9,3	15,7	9,0	66,3
Sulfato de alumínio	T	3,3	27,4	25,1	52,7
	PT	29,7	22,2	22,2	72,6
	<b>PT+AUX</b>	<b>39,0</b>	<b>20,3</b>	<b>16,6</b>	<b>69,9</b>
Tanfloc SG	T	1,6	35,4	29,8	59,2
	PT	2,9	29,8	27,4	69,7

T: Tratamento por CFS

PT: Pós–tratamento por CFS

PT+AUX: Pós–tratamento por CFS com adição de auxiliar de floculação

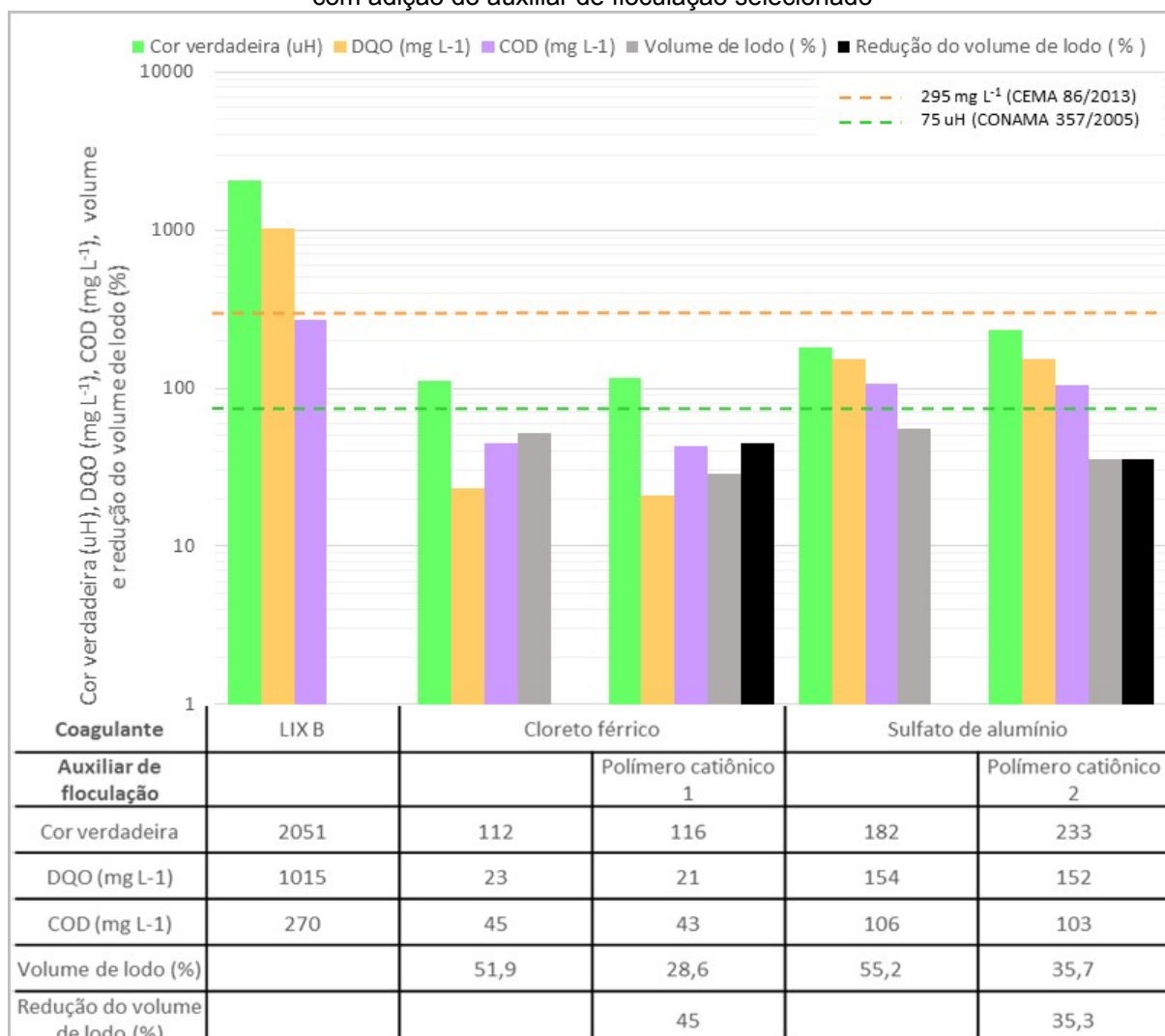
**: Maior toxicidade observada**

**: Menor toxicidade observada**

Fonte: o próprio autor

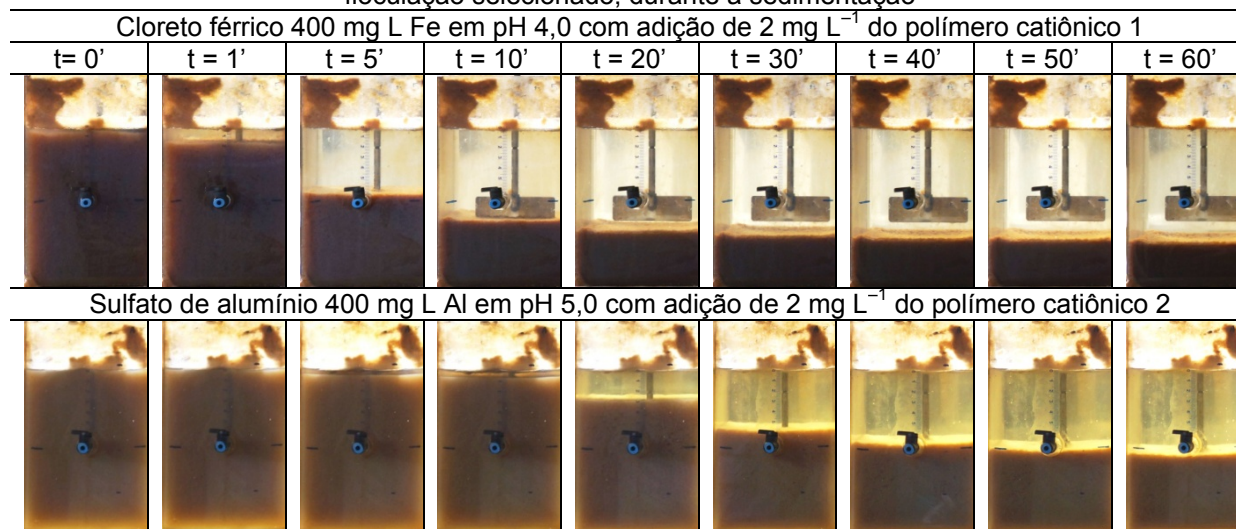
Apesar da menor toxicidade observada nos organismos–teste para os lixiviados produzidos nas condições de maior eficiência do pós–tratamento por CFS do LIX B com sulfato de alumínio e adição de PC2 (Tabela 20), os resultados de eficiência em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante, redução volume do lodo e aumento da velocidade de sedimentação com Cloreto férrico e adição de PC1 foram bem superiores (Figura 28), conforme Figura 29.

Figura 28 – Valor de cor verdadeira (uH), DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), COD ( $\text{mg L}^{-1}$ ), volume e redução do volume de lodo (%) obtido nos pós-tratamento sem e com adição de auxiliar de floculação para o LIX B e para os lixiviados pós-tratados por CFS com o coagulante cloreto férrico e sulfato de alumínio sem e com adição do auxiliar de floculação selecionado



Fonte: o próprio autor

Figura 29 – Fotos dos jarros para as condições de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B com cloreto férrico e sulfato de alumínio e adição do auxiliar de floculação selecionado, durante a sedimentação



Fonte: o próprio autor

Assim, para todas as condições testadas, parâmetros físico-químicos analisados e ensaios de ecotoxicidade realizados pode-se constatar que:

- A condição de maior eficiência em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante do pós-tratamento por CFS do LIX B com adição de auxiliar de floculação, obtida para a combinação de cloreto férrico com o auxiliar de floculação polímero catiônico 1 com dosagens de 400 mg L<sup>-1</sup> de Fe em pH 4,0 e 2 mg L<sup>-1</sup> de polímero:
  - ✓ Produziu lixiviado com valores residuais de 116 uH para cor verdadeira (remoção de 94,3%), 21 mg L<sup>-1</sup> para DQO (remoção de 97,9%) e 43 mg L<sup>-1</sup> para COD (remoção de 84,1%)
  - ✓ Resultou em redução de volume do lodo de 45% e aumento da velocidade de sedimentação, de aproximadamente 10 vezes, para 1,40 cm min<sup>-1</sup> (5 minutos);
  - ✓ Produziu lixiviado com valores de CI50 72h de 2,8 (%v v<sup>-1</sup>) para *P. subcapitata*, CE50 24h de 18,1 (%v v<sup>-1</sup>) e CE50 48h de 7,8 (%v v<sup>-1</sup>) para *C. dubia* e CL50 24h de 31,7 (%v v<sup>-1</sup>) para *A. salina*;
- A condição de maior eficiência em relação a diminuição da ecotoxicidade do pós-tratamento por CFS do LIX B com adição de auxiliar de floculação foi obtida para a combinação de sulfato de alumínio com o auxiliar de floculação polímero

catiônico 2 com dosagens de  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Al em pH 5,0 e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de polímero:

- ✓ Produziu lixiviado com valores residuais de 233 uH para cor verdadeira (remoção de 88,6%),  $152 \text{ mg L}^{-1}$  para DQO (remoção de 85,0%) e  $103 \text{ mg L}^{-1}$  para COD (remoção de 61,9%);
- ✓ Resultou em redução de volume do lodo de 35,3% e aumento da velocidade de sedimentação, de aproximadamente 0,5 vezes, para  $0,175 \text{ cm min}^{-1}$  (40 minutos);
- ✓ Produziu lixiviado com valores de CI50 72h de  $39,0 (\%v \text{ v}^{-1})$  para *P. subcapitata*, CE50 24h de  $20,3 (\%v \text{ v}^{-1})$  e CE50 48h de  $16,6 (\%v \text{ v}^{-1})$  para *C. dubia* e CL50 24h de  $69,9 (\%v \text{ v}^{-1})$  para *A. salina*.

## 7. CONCLUSÕES

Para as condições do estudo e resultados obtidos nesse trabalho pode-se concluir que:

- Tanto o tratamento do lixiviado de estudo A – LIX A como o pós-tratamento do lixiviado de estudo B – LIX B por coagulação–floculação–sedimentação – CFS apresentaram eficiências, em ordem decrescente para os coagulantes a base de Fe, Al, e Tanfloc SG, em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante correlacionada à cor verdadeira e DQO;
- Em relação aos padrões de enquadramento para corpos receptores de água doce Classes 2 e 3, os efluentes produzidos não apresentaram qualidade compatível no tratamento do LIX A por CFS em relação à cor verdadeira e série nitrogenada e no pós-tratamento do LIX B por CFS em relação à cor verdadeira;
- Em relação Resolução CEMA 0086/2013 tanto o tratamento do LIX A como o pós-tratamento do LIX B por CFS produziram efluentes, para todos os coagulantes inorgânicos, que atenderam ao padrão de lançamento de DQO limitado ao valor de  $295 \text{ mg L}^{-1}$  (valor residual com 80% de remoção em relação à DQO de entrada);
- A condição de maior eficiência em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante no tratamento do LIX A por CFS foi obtida para o cloreto férrico (dosagem de  $400 \text{ mg L}^{-1}$  em pH 4,0), com valores residuais de cor verdadeira e DQO de 139 uH (remoção de 96,6%) e  $142 \text{ mg L}^{-1}$  (remoção de 90,3%), respectivamente, com volume de lodo produzido correspondente a 51,3% do volume total;
- A condição de maior eficiência em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante no pós-tratamento do LIX B por CFS foi obtida para o cloreto férrico (dosagem de  $400 \text{ mg L}^{-1}$  em pH 4,0), com valores residuais de cor verdadeira e DQO de 112 uH (remoção de 94,5%),  $23 \text{ mg L}^{-1}$  (remoção de 97,7%) e  $45 \text{ mg L}^{-1}$  de COD (remoção de 83,3%), respectivamente, com volume de lodo produzido correspondente a 51,9% do volume total.

- De forma geral, a adição de auxiliares de floculação no pós-tratamento do LIX B por CFS não contribuiu significativamente para o aumento da remoção de matéria orgânica recalcitrante, correlacionada à cor verdadeira e DQO;
- A adição de auxiliares de floculação no pós-tratamento do LIX B por CFS resultou em considerável redução do volume de lodo produzido após 1h de sedimentação, especialmente para os auxiliares de floculação orgânicos sintéticos (polímeros catiônicos 1 e 2) combinados ao cloreto férrico;
- A condição de maior eficiência em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante do pós-tratamento por CFS do LIX B com adição de auxiliar de floculação, obtida para a combinação de cloreto férrico com o auxiliar de floculação polímero catiônico 1 com dosagens de  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Fe em pH 4,0 e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de polímero:
  - ✓ Produziu lixiviado com valores residuais de 116 uH para cor verdadeira (remoção de 94,3%),  $21 \text{ mg L}^{-1}$  para DQO (remoção de 97,9%) e  $43 \text{ mg L}^{-1}$  para COD (remoção de 84,1%)
  - ✓ Resultou em redução de volume do lodo de 45% e aumento da velocidade de sedimentação, de aproximadamente 10 vezes, para  $1,40 \text{ cm min}^{-1}$  (5 minutos);
  - ✓ Produziu lixiviado com valores de CI50 72h de 2,8 (%v v<sup>-1</sup>) para *P. subcapitata*, CE50 24h de 18,1 (%v v<sup>-1</sup>) e CE50 48h de 7,8 (%v v<sup>-1</sup>) para *C. dubia* e CL50 24h de 31,7 (%v v<sup>-1</sup>) para *A. salina*;
- A condição de maior eficiência em relação a diminuição da ecotoxicidade do pós-tratamento por CFS do LIX B com adição de auxiliar de floculação, obtida para a combinação de sulfato de alumínio com o auxiliar de floculação polímero catiônico 2 com dosagens de  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Al em pH 5,0 e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de polímero:
  - ✓ Produziu lixiviado com valores residuais de 233 uH para cor verdadeira (remoção de 88,6%),  $152 \text{ mg L}^{-1}$  para DQO (remoção de 85,0%) e  $103 \text{ mg L}^{-1}$  para COD (remoção de 61,9%);

- ✓ Resultou em redução de volume do lodo de 35,3% e aumento da velocidade de sedimentação, de aproximadamente 0,5 vezes, para 0,175 cm min<sup>-1</sup> (40 minutos);
- ✓ Produziu lixiviado com valores de CI50 72h de 39,0 (%v v<sup>-1</sup>) para *P. subcapitata*, CE50 24h de 20,3 (%v v<sup>-1</sup>) e CE50 48h de 16,6 (%v v<sup>-1</sup>) para *C. dubia* e CL50 24h de 69,9 (%v v<sup>-1</sup>) para *A. salina*.

## 8. RECOMENDAÇÕES

- Investigação de técnicas alternativas e específicas visando principalmente a remoção de cor verdadeira, a fim de atender as legislações pertinentes;
- Determinar as concentrações limite dos parâmetros específicos relacionados às características da matriz de estudo. No caso do lixiviado, sugere-se nitrogênio, cloreto, metais e matéria orgânica;
- Determinar a influência da variação dos valores de pH das amostras, na faixa recomendada por norma, nos ensaios de ecotoxicidade devido à amplitude de variação nos ensaios de tratabilidade;
- Realização de pesquisas em relação à tratabilidade dos resíduos gerados no sistema empregado;
- Realização de ensaios de ecotoxicidade abrangendo organismos de outros níveis tróficos;
- Realização de ensaios de citotoxicidade e genotoxicidade.

## BIBLIOGRAFIA

- ADEMA, D.M.M., KUIPER, J. HANSTVEIT, A.O., CATON, J.H.,. Consecutive system of tests for assessment of the effects of chemical agents in the aquatic environment. **National Technical Information Service, Springfield, VA**, PB83-167114, p. 1-4. 1982.
- AHLF, W. e HEISE, S. Sediment toxicity assessment: rationale for effect classes. **J. Soil Sed.** V.5, p.16-20, 2005..
- ALVIM, C.A.N. **Influências do pré-tratamento por stripping na desnitrificação convencional e pela via curta, em RBS aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** Dissertação (Mestrado em Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2010.
- AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M. *Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation.* Journal American Water Works Association, v.74, n.4, p. 210-216, 1982.
- AMIRTHARAJAH, A. The mechanisms of coagulation. In SEMINÁRIO NACIONAL SOBRE COAGULAÇÃO E FILTRAÇÃO DIRETA, 1989, São Carlos, *Anais...*, São Carlos, 1989.
- AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachate pre-treatment by coagulation-flocculation. *Water Resources*, v. 31, n. 11, p. 2775-2782, 1997.
- ANDREOLI, C. V., 2001. Resíduos Sólidos de Saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro – RJ: ABES, pg 145.
- APHA, AWWA, WEF. Standards Methods for the Examination of Water e Wastewater, 22º ed. Washington. D.C., 2012.
- ARAGÃO, M. A., ARAÚJO, R. P. A. Métodos de Ensaio de Toxicidade com Organismos Aquáticos. In: **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações.** ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. São Carlos: RIMA. p. 117-152, 2008
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 10.004 – Resíduos sólidos – Classificação, Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia* spp (Cladocera, Crustacea). NBR 12713. Rio de Janeiro, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com algas (*Chlorophyceae*). NBR 12648. Rio de Janeiro, 2011.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp (Crustacea, Cladocera). NBR 13373. Rio de Janeiro, 2010.

AZEVEDO, F. A. & CHASIN, A. A. M. (Coord.) **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: Rima, 2003. 340p.

AZIZ, H.A.; ALIAS, S.; NORDIN ADLAN, M.N.; FARIDAH, N.A.; ASAARI, A.H.; ZAHARI, M.S. Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. **Bioewaouece Technology**, v. 98, p.218–220, 2007.

BAIG, S. *et al.* Treatment of landfill leachates: lapeyrouse satrod case studies. *Ozone Science & Engineering*, v.21, n.1, p.1–22, 1999. In: **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. Coordenadora: GOMES, L.P. A. B. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

BAIRD, C. **Environmental chemistry**. 2nd Ed. New York, W. H. Freeman, 2000.

BAUDO, R., 1987. Ecotoxicological testing with *Daphnia*. Mem. Ist. Ital.Hidrobiol. 45: 461–482.

BILA, D. M. **Aplicação de Processos Combinados no Tratamento do Lixiviado**. Dissertação de Mestrado. COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, 2000.

BLAISE, C.; FORGET, G.; TROTTIER, S. Toxicity screening of aqueous samples using a cost-effective 72-h exposure *Selenastrum capricornutum* assay. **Journal of Environmental Toxicology**. New York, v. 15, p. 352–359, 2000. Special Issue:Watertox Bioassays.

BLINOVA, I. 2000. The perspective of microbiotests application to surface water monitoring and effluent control in Estonia. **Environ. Toxicol.** 15: 385–389.

BLINOVA, I. 2004. Use of freshwater algae and duckweeds for phytotoxicity testing. **Environ Toxicol.**19: 425–8.

BOZKURT, S.; MORENO, L.; NERETNIEKS, I. **Long-Term Processes in Waste Deposits**. Sci. Total Environ. 250, 101, 2000.

BORBA, L. R. **Viabilidade do uso da *Moringa oleifera* Lam no tratamento simplificado de águas para pequenas comunidades**. 2001. 76f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2001.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Complementa e altera a Resolução nº 357 de 2005, Brasília, 2011.

BRASIL. Lei Nº 12.305 – Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, DF, de 2 de agosto de 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução – CONAMA nº 397/2008, de 3 de abril de 2008. Altera o inciso II do parágrafo 4º e a Tabela X do parágrafo 5º, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA no 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu

enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União, 7 de abril de 2008, p. 68–69.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, nº 8.036, de 11 de maio de 1990, nº 8.666, de 21 de junho de 1993, nº 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978 e dá outras providências. Diário Oficial da União, 8 de janeiro de 2007, p. 3–7.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357/2005, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, 18 de março de 2005, p. 58–63.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 20/1986, de 18 de junho de 1986. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Diário Oficial da União, 30 de julho de 1986, p. 11356–11361.

CAMCIUC, M. VILAREM, G. GASET, A. Le gombo, *Abelmoschus esculentus* (L) Moench, une source possible de phospholipides, *Oléagineux, Corps Gras Lipides* v. 4. n 5, 1997.

CASTILHOS JR, A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. **Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos.** In: CASTILHOS JR, A.B. (coord.) *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.* Rio de Janeiro: ABES, 2003.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.; LANGE, L. C.; COSTA, R. H. R.; MÁXIMO, V. A.; RODRIGUES, M. C.; ALVES, J. F. **Principais Processos Físico-químicos Utilizados no Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário.** In CASTILHOS JUNIOR, A. B. (coordenador). *Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários.* Rio de Janeiro: ABES, 2006.

CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; ULMANU, M.; ANGER, I.; MANAÑÓN, E. Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. **Waste Management**, v.30, p.228–235, 2010.

CASTRO, A. P. **Influência da adição de polieletrólito no processo de floculação como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário visando á remoção de carga orgânica recalcitrante.** Dissertação apresentada ao programa de pós – graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento da Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2012.

CATALDO, D.A.; HAROON, M.; SCHRADER, L.E.; YOUNGS, V.L. Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.6, p.71–80, 1975.

CARDOSO, K. C., 2007, **Estudo do processo de coagulação/floculação por meio da *Moringa oleifera* Lam para obtenção de água potável.** Dissertação de

Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá – UEM, Maringá, Paraná, Brasil.

CESAR, A.; SILVA, S.L.R.; SANTOS, A.R. **Testes de toxicidade aquática no controle da poluição**. Universidade Santa Cecília – UNISANTA – Santos, São Paulo, 1997.

CEPIS (1984). “*Evaluacion de Plantas de Tratamiento de Agua*”, Tomo I.

COSTA, C.R.; OLIVI, P.; BOTTA, C.M.R.; ESPINDOLA, E.L.G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v.31, n.07, 2008.

CRUZ, J. G.; MENEZES, J. C. S. S.; RUBIO, J.; SCHNEIDER, I. A. H., 2005. Aplicação de coagulante vegetal á base de tanino no tratamento por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação do efluente de uma lavanderia industrial. *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, MS, Brasil.

DA SILVA, F. J. A.; SOUZA, L. M. M.; MAGALHÃES, S. L. Uso potencial de biopolímeros de origem vegetal na descolorização de efluente têxtil índigo. In: XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville – SC. 2003.

DE VLAMING, V., CONNOR, V., DIGIORGIO, C., BAILEY, H.C., DEANOVIC, L.A. e HINTON, D.E. 2000. Application of whole effluent toxicity test procedures to ambient water quality assessment. **Environ. Toxicol. Chem.** 19: 42–62.

DI BERNARDO, L. & DANTAS, A. B. Métodos e técnicas de tratamento de água – 2ª edição. Volume 1. São Carlos: RiMa, 2005.

FELICI, E.M. **Coagulação–floculação–sedimentação como Pós–tratamento de Efluente de Sistema Biológico em Batelada Aplicado a Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós–Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento. Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2010.

FORGIE, D. J. L. Seletion of the Most Appropriate Leachate Treatment Methods. **Water Pollution Research Journal of Canada**, v. 23, n. 2, p. 308–355, 1988.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L.T.; DURAN, N.; PERALTA–ZAMORA, P. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**. V. 23, n. 4, p. 504–511 (2000).

GHEBREMICHAEL, K. A., **Moringa seed and premice as alternative natural materials for drinking water treatment**. PhD Thesis, Department of Land Water Resources Engineering Stockolm, Sweden, 2004.

GOMES, L.P.; LANGE, L.C.; JUCÁ, J.F.T.; FERNANDES, F.; SILVA, S.M.C.P. **Processos de monitoramento da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos**. In: CASTILHOS JR. A.B. (coord). Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d’água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterro sanitário. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

HAMILTON, M.A.; RUSSO, R.C.; THURSTON, R.V. (1977). Trimmed Spearman–Karber Method for Estimating Median Lethal Concentration in Toxicity Bioassays. **Environmental Science & Technology**, Easton, v.11, n.7, p.714–719.

HOSSAKA, A. L. **Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário, utilizando como pré-tratamento a remoção parcial de N-amoniaco por stripping**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento. Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2008.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (2008). Pesquisa nacional de Saneamento básico. 2008. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em agosto de 2015.

IUPAC Recommendations. Pure and Applied Chemistry, v. 57, n. 4, p. 603–619, 1985.

JOHNSON, P.N., AMIRTHARAJAH, A. (1983) *Ferric chloride and alum as single and dual coagulants*. *Research and Technology*. Journal AWWA. p. 232–239, May, 1983.

JUNIOR, M. J., VARANDA, L. C. O mundo dos colóides. Química nova na escola. nº 9, maio, 1999.

KAWAHIGASHI, F. **Aplicabilidade do pós-tratamento de lixiviados de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado granular e avaliação ecotoxicológica**. 2012. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

KAHRU A., IVASK A., KASEMETS K., POLLUMAA L., KURVET, I., FRANCOIS M. e DUBORQUIER, H.C. 2005. Biotests and biosensors in ecotoxicological risk assessment of field soils polluted with zinc, lead and cadmium. **Environ Toxicol Chem.** 24: 2973–2982.

KALLQVIST, T., MILACIC, R. SMITAL, T., THOMAS, K.V. VRANES, S. e TOLLEFSEN, K.E. 2008. Chronic toxicity of the Sava River (SE Europe) sediments and river water to the algae *Pseudokirchneriella subcapitata*. **Water Research.** 42: 2146 – 2156

KJELDSEN, P., BARLAZ, M.A., ROOKER, A.P., BAUN, A., LEDIN, A. AND CHRISTENSEN, T.H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical Rev. Env. Sci. Technol.* 32, 4, 297–336.

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. **Testes Ecotoxicológicos: Métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis–SC: FATMA/ GTZ, 2004.

KURNIAWAN, T. A., LO, W. H., CHAN, G. Y. S. Physico–chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. B129, 2006.

LATIF, M. e LICEK, E. 2004. Toxicity assessment of wastewaters, river waters, and sediments in Austria using cost–effective microbiotests. **Environ. Toxicol.** 19: 302–309.

LORENZI, H., MATOS, F. J. **Plantas medicinais no brasil – nativas e exóticas cultivadas**. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, p. 346–347, 2002.

MAGALHÃES, D.P.; FERRÃO FILHO, A.S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras.** 12(3), p. 355–381, 2008.

MALER, C. L. **Aplicação do processo Fenton a diferentes etapas do tratamento de lixiviados de aterro sanitário**. 2012. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. **Cad. Saúde Colet.** Rio de Janeiro, 19 (1): 11–9, 2011.

MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; NAVA, Y.F.; MÉNDEZ, A.F.; SÁNCHEZ, A.F. Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant. **Journal of Hazardous Materials**, v. 156, p. 538–544, 2008.

MATSUMOTO, T.; SANTANA, S. L.; FILHO, O. P. *Physicist–chemistry previoustreatment device for tannery effluents*, 2004.

MÁXIMO, V.A. **Tratamento por Coagulação–Floculação dos Lixiviados do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Florianópolis**. Dissertação (Mestrado). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2007.

MELO, E.D. de; MOUNTEER, A.H.; LEÃO, L.H.S.; BAHIA, R.C.B.; CAMPOS, I.M.F. Toxicity identification evaluation of cosmetics industry wastewater. **Journal of Hazardous Materials** 244– 245, 329– 334, 2013.

MENDES, C. G. **Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cores variáveis**. 1989. 101f. Tese (Doutorado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1989.

MENDES, J.C. **Caracterização dos efluentes líquidos, em termo de ecotoxicidade, gerados na disposição de RSU nos aterros do entorno de Criciúma – SC**. Monografia (Graduação em curso de Engenharia Ambiental). Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma, 2004.

MENDONÇA, J. M. S. **Avaliação da ecotoxicidade de percolados em áreas de disposição de resíduos na região metropolitana de Natal/ RN**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 2009.

METCALF e EDDY (2003) *Wastewater Engineering: treatment and reuse*. McGraw–Hill Inc., 4 ed., New York.

MINAS GERAIS (Estado). Secretaria do Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH–MG no 01, de 05 de maio de 2008. Dispõe

sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. Diário do Executivo, Belo Horizonte, MG, 13 maio de 2008.

MORAES, L. C. K; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C. R. G; RIBEIRO, R. M. **Utilização do polímero natural quitosana no processo decoagulação/floculação/ultrafiltração para a produção de água potável**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande, MS.

MORAVIA, W. G. **Avaliação do Tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. 237 p. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2010.

MUNZINGER, A. e MONICELLI, F. 1991. A comparison of sensitivity of three *Daphnia magna* populations under heavy metal stress. **Ecotoxicology and Environmental Safety** 2: 24–31.

NAGASHIMA, L.A. **Monitoramento do lixiviado em lagoa de estabilização e estudo da aplicabilidade do reagente fenton e do coagulante tanino como formas de tratamento**. 2009. Tese (Doutorado), Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.

NASCIMENTO, I.A., SOUSA, E.C.P.M. e NIPPER, M. 2002 Métodos em Ecotoxicologia Marinha: **Aplicações do Brasil**. Sao Paulo, 262 p.

NDABIGENGESERE, A., NARASIAH, K.S. **Quality of water treated by coagulation using Moringa oleifera seeds**. Water Research. Vol 32, p. 781–791, 1998.

PARANÁ, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 0070/2009 – CEMA. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para Empreendimentos Industriais. Curitiba, 2009.

PARANÁ, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 081/2010 – CEMA. Dispõe sobre Critérios e Padrões de ecotoxicidade para o Controle de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Paraná. Curitiba, 2010.

PARANÁ, Instituto Ambiental do Paraná – IAP. Portaria nº 019, de 10 de fevereiro de 2006. Estabelece as condições e exigências para o Sistema de Automonitoramento, como parte integrante do Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras. A institucionalização deste sistema visa possibilitar o efetivo controle das cargas poluidoras lançadas nas coleções hídricas do Estado do Paraná. Aprova e determina o cumprimento da Instrução Normativa DIRAM nº 002/2006, que estabelece o Sistema de Automonitoramento de Atividades Poluidoras no Paraná. Curitiba, 2006.

PARKHURST, B.R., FORTE, J.L. e WRIGHT, G.P., 1981. Reproducibility of a life-cycle toxicity test with *Daphnia magna*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology** 26: 1–8.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação–floculação–sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. São Carlos, 2001.

PEDROSO, K. **Avaliação do tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Maringá, Paraná, por processo de coagulação/floculação e ozonização**. 2012. 102f. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2012.

PETROBRÁS N–2588: Determinação da toxicidade aguda de agentes tóxicos em relação à *Artemia* sp. CONTEC – Comissão de normas técnicas, 1996.

PIVATO, A.; GASPARI, L. Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria. **Waste Management**, 26, p. 1148–1155, 2006.

POHLAND, F.G.; HARPER, S.R.; Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. Atlanta: Georgia Institute of Technology, School of Civil Engineering, 1985.

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 (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, 2014.

PRESING, M., 1981. Effects of Dikonirt (sodium salt of 2,4–dichlorophenoxy–acetic acid) on the mortality and reproduction of *Daphnia magna*. **Hydrobiologia** 83: 511–516.

REGINATTO, V. **Avaliação do ensaio de toxicidade com a alga *Scenedesmun subspicatus* para o estudo de efluentes industriais**. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 1998.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.; POULAIN, G. S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v.150, p. 468– 493, 2008.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução nº 251. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). Diário Oficial do Estado, 16 de dezembro de 2010.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução nº 129. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). Diário Oficial do Estado, 07 de dezembro de 2006.

RIVAS, F. J.; BELTRÁN, F.; CARVALHO, F.; ACEDO, B.; GIMENO, O. Stabilized leachates: sequential coagulation–flocculation + chemical oxidation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. B116, p. 95–102, 2004.

ROCHA, O., SENDACZ, S. e MATSUMURA – TUNDISI, T. 1995 Composition, Biomass and Productivity of zooplankton in Natural Lakes and Reservoirs of Brazil. In: TUNDISI, J.G., BICUDO, C.E.M. e MATSUMURA – TUNDISI, T. (Eds) Limnology in Brazil. Rio de Janeiro, p. 151–166.

RODRIGUES, N. L. V. B.; PAWLOWSKY, U. Testes de toxicidade aguda através de bioensaios no extrato solubilizado dos resíduos classe II A – não inertes e classe II B – inertes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, p. 8–16, 2007.

RODRIGUES, M.H.S. **Limnologia, análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e bioensaios de toxicidade para avaliação ambiental dos reservatórios em cascata do Médio e Baixo rio Tietê (SP)**. 2003. 205p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

SAAR, J.H. Biotestes para efluentes industriais – Ameaça ou solução? Umwelt – Assessoria ambiental. Artigo técnico, 2002.

SANTOS NETO, P.M.; KOIDE, S.; MATIAS, W.G.; ZANTA, V.M.; CASTILHOS JR, A.B.; FIRTA, I.N.; MAY, M. S. S. Monitoramento da contaminação provocada por lixiviados de aterros sanitários. CASTILHOS JR. A.B. (coord). Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterro sanitário. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

SANTOS FILHO, J.D.; SANTA RITA, E.S. **Gerenciamento do resíduo na clarificação da água da Refinaria Landhulfo Alves**. 2002. Monografia (Especialização em Gerenciamento e Tecnologias ambientais na indústria). Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2002.

SANTA CATARINA. Fundação do Meio ambiente. Portaria n° 017/02. Estabelece os limites máximos da toxicidade aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências. SantaCatarina, 2002.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. Resolução SMA n.3, de 22 de fevereiro de 2000. Dispõe sobre as relações que fixam a toxicidade permissível no controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no Estado de São Paulo. Diário Oficial [do] Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, v.110, n.39, 25 de fevereiro de 2000. Seção 1, p.24.

SILVA, A. A. **Pós-tratamento de lixiviados de aterro sanitário por coagulação, filtração ascendente em pedregulho e adsorção em carvão ativado e avaliação ecotoxicológica**. 2015.151 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2015.

SILVA, F B. **Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros Sanitários**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR., G. L. *Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate*. **Chemosphere** 55, 207–214, 2004.

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação de Engenharia da Universidade do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, T. **Estudo de tratabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e de esgoto**. 1999. 85p. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Escola de Saúde Pública. Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 1999.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2016) Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2014. Brasília: MCIDADES.SNSA, 2016. Disponível em <http://www.snis.gov.br>, consultado em março 2016.

STROOT, P. G. *et al.* **Anaerobic Condigestion of Municipal, Solid Waste and Biosolids Under Various Mixing Conditions – II. Microbial Population Dynamics**. **Water Research**. v. 35, n. 7, p. 1817 – 1827, 2001.

SUZUKI, L. Y. **Estudos ecotoxicológicos de lixiviado de aterro sanitário produzido em várias etapas do tratamento**. 2013. Monografia (Graduação em Engenharia Civil). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2013.

TANAC/SA. Tanfloc: Coagulante/floculante de origem vegetal. Tanac S.A. Montenegro, Rio Grande do Sul, Disponível na internet via [www](http://www.tanac.com.br). url: <http://www.tanac.com.br/PT/index.php>. Acesso em: 20/09/2015.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. O comportamento do sistema de lodo ativado – teoria e aplicações para projeto e operação. Campina Grande: **Epgraf**, 1999.

VAZ, L. G. L. **Performance do processo de coagulação/floculação no tratamento do efluente líquido gerado na galvanoplastia**. 2009. 83f. Dissertação (Mestrado em Engenharia química). Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2009.

VIDOTTI, E. C.; ROLLEMBERG, M. C. E. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à biorremediação e à química analítica. **Química Nova**: São Paulo, v. 27, n.1, 2004.

WANG, Z.P.; ZHANG, Z.; LIN, Y.J.; DENG, N.S.; TAO, T.; ZHUO, L. Landfill leachate treatment by a coagulation–photooxidation process. **Journal of Hazardous Materials**, v.B95, p.153–159, 2002.

WEI, D., KISUNO, A., KAMEYA, T. e URANO, K. 2006. A new method for evaluating biological safety of environmental water with algae, *daphnia* and fish toxicity ranks. **Sci. Total Environ**. 371:383–390.

WILLIAMS, P. T. **Waste treatment and disposal**. 2 ed. 380 p. John Wiley & Sons, England, 2005.

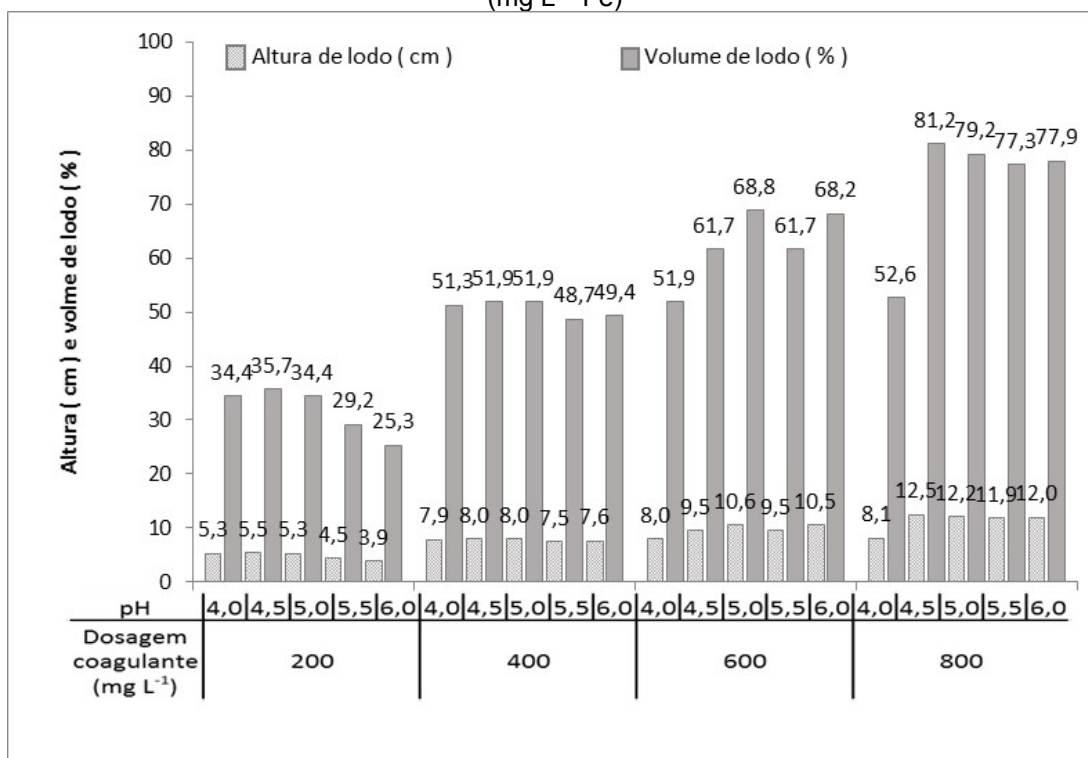
WISZNIOWSKI, J., ROBERT, D., SURMACZ–GORSKA, J., MIKSCH, K., WEBER, J.V. Landfill leachate treatment methods: A review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 4, p.51–61, 2006.

ZAGATTO, P.A. e BERTOLETTI, E. Ecotoxicologia Aquática – Princípios e aplicações. São Carlos. Editora Rima: 2006.

## APÊNDICES

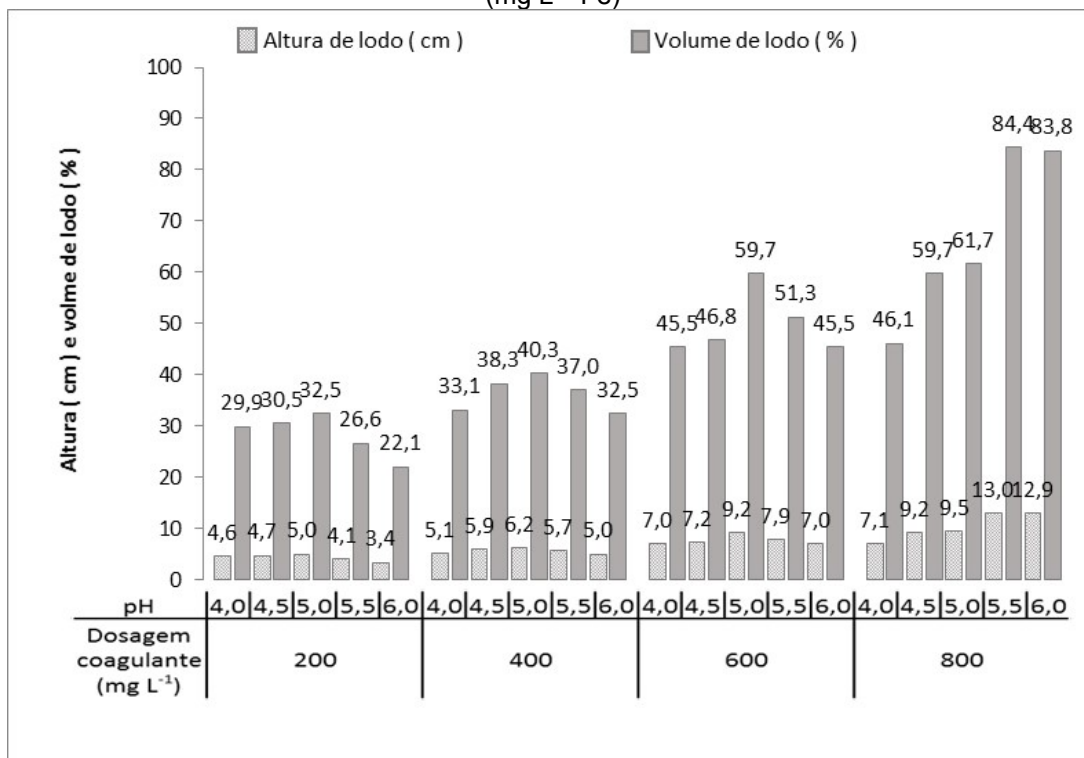
### APÊNDICE A – Valores de altura (cm) e volume de lodo gerado (%) após 1h de sedimentação, no tratamento por coagulação–floculação–sedimentação – CFS do lixiviado de estudo A – LIX A.

Figura 30 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Tratamento do LIX A por CFS com Cloreto férrico ( $\text{mg L}^{-1}$  Fe)



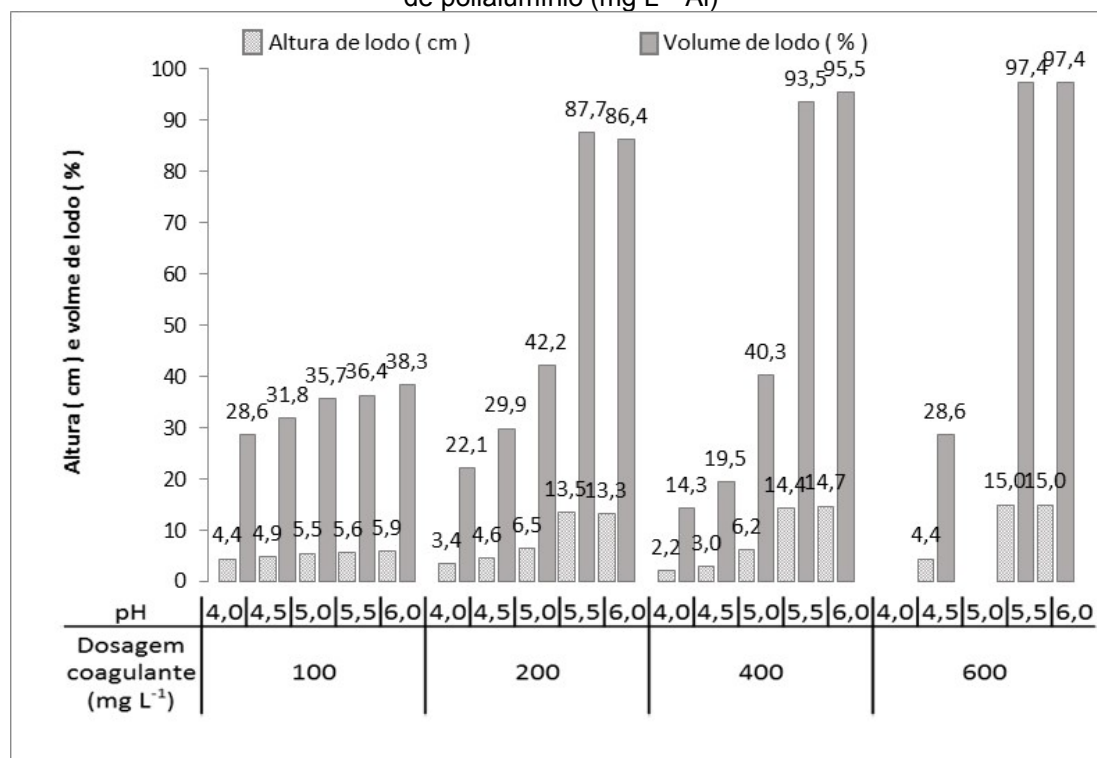
Fonte: o próprio autor

Figura 31 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Tratamento do LIX A por CFS com Sulfato férrico ( $\text{mg L}^{-1}$  Fe)



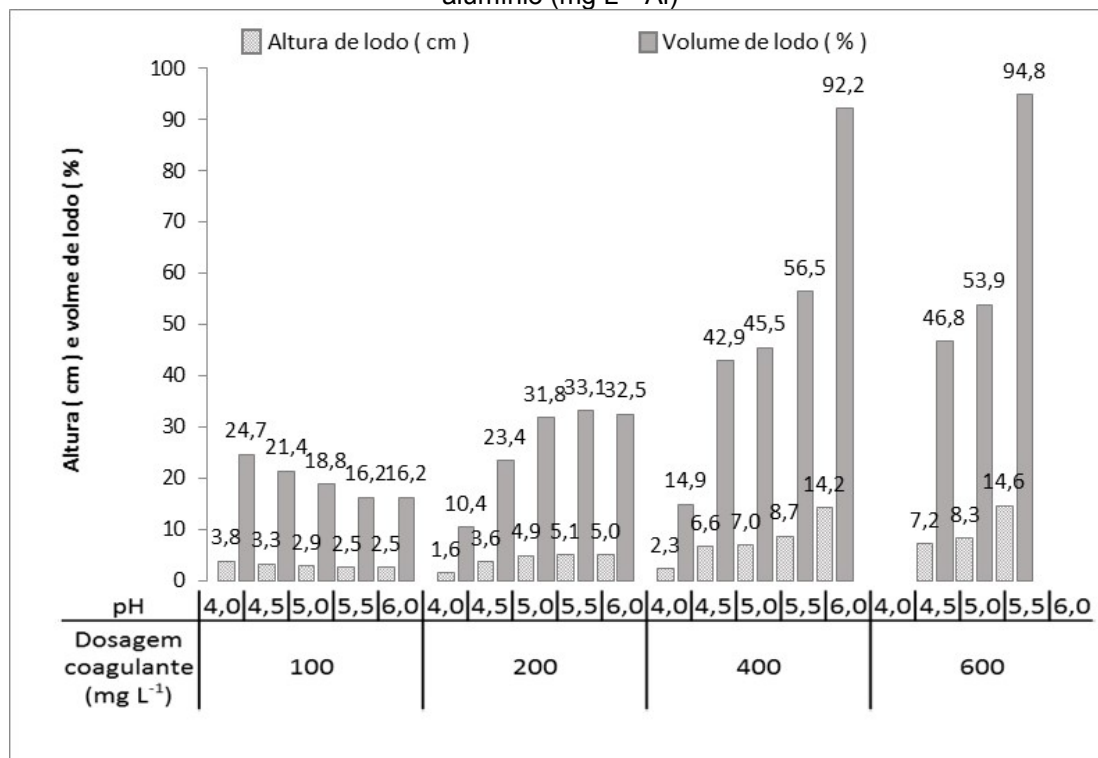
Fonte: o próprio autor

Figura 32 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Tratamento do LIX A por CFS com Hidróxi-cloreto de polialumínio ( $\text{mg L}^{-1}$  Al)



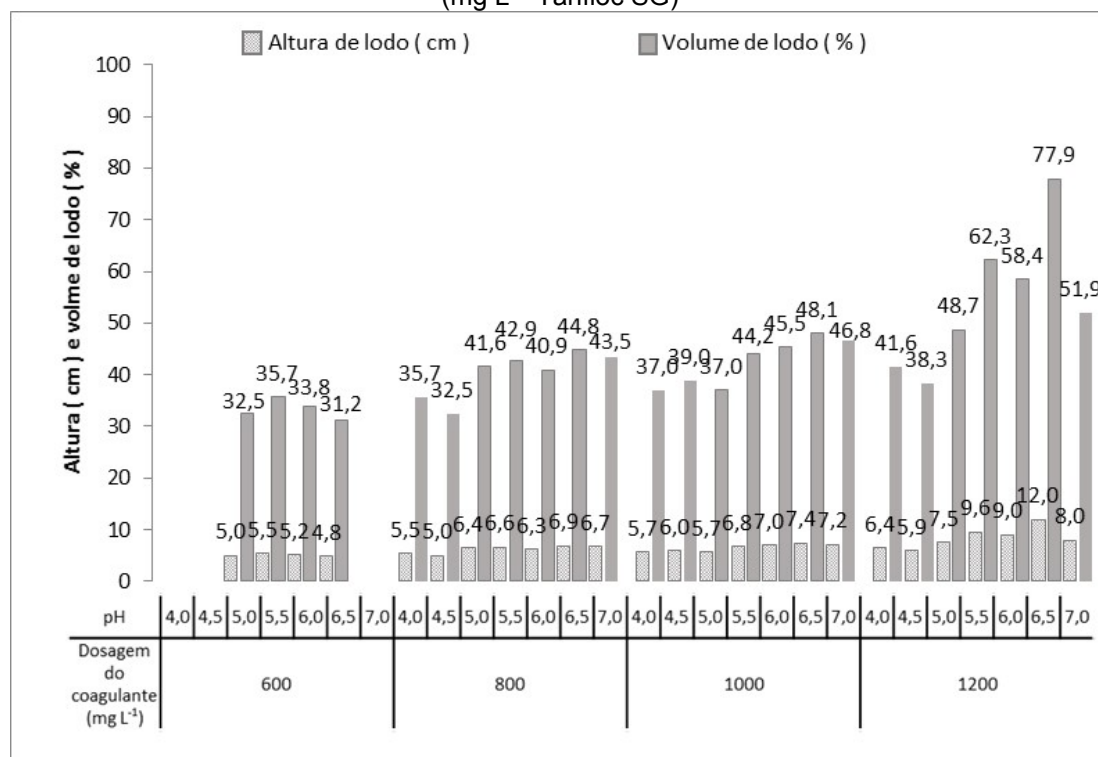
Fonte: o próprio autor

Figura 33 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Tratamento do LIX A por CFS com Sulfato de alumínio ( $\text{mg L}^{-1}$  Al)



Fonte: o próprio autor

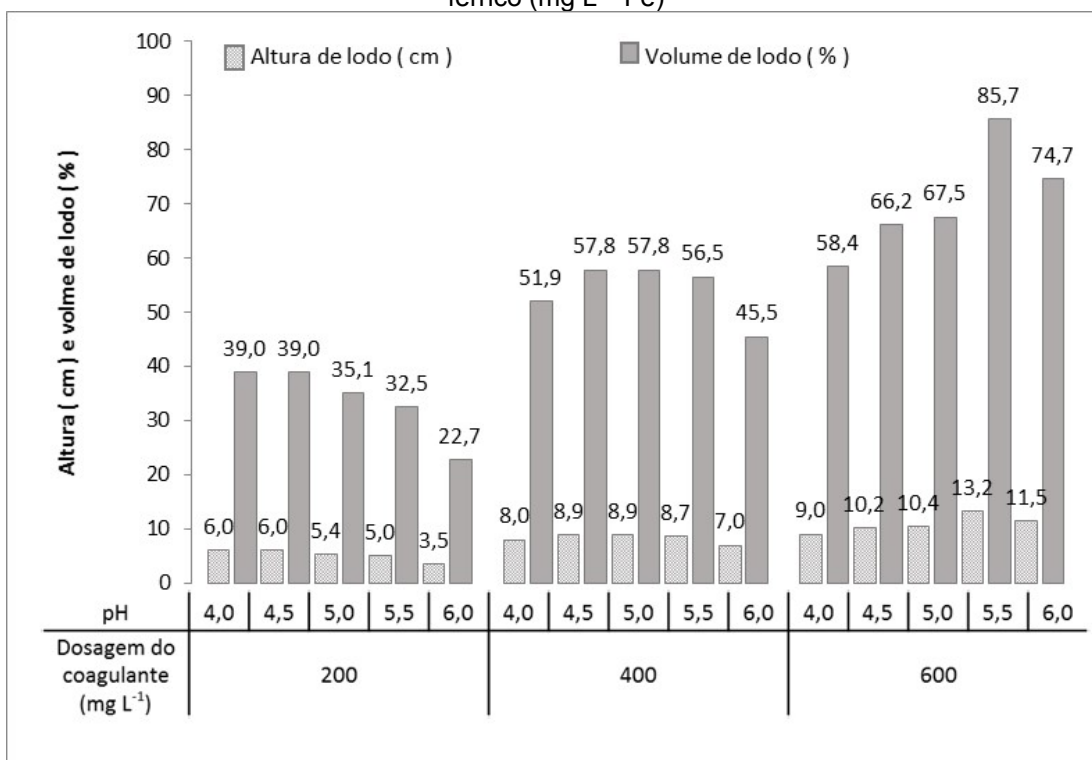
Figura 34 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Tratamento do LIX A por CFS com Tanfloc SG ( $\text{mg L}^{-1}$  Tanfloc SG)



Fonte: o próprio autor

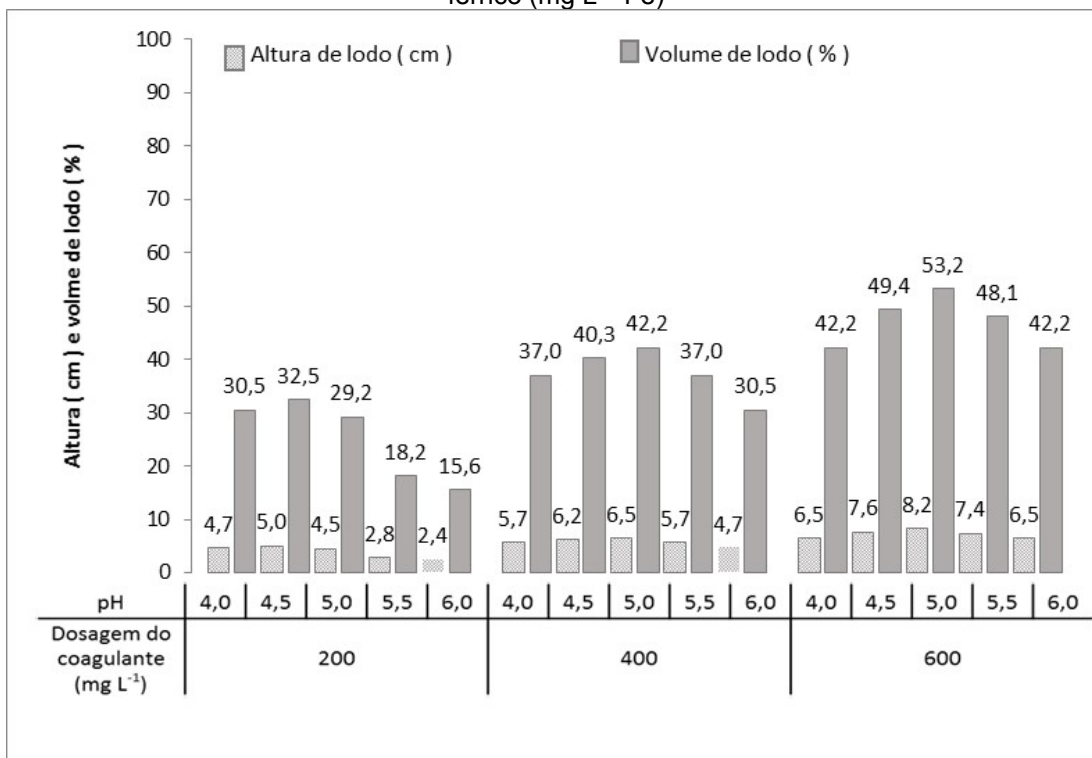
**APÊNDICE B– Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, no pós-tratamento por coagulação–floculação–sedimentação – CFS do lixiviado de estudo B – LIX B.**

Figura 35 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Cloreto férrico ( $\text{mg L}^{-1}$  Fe)



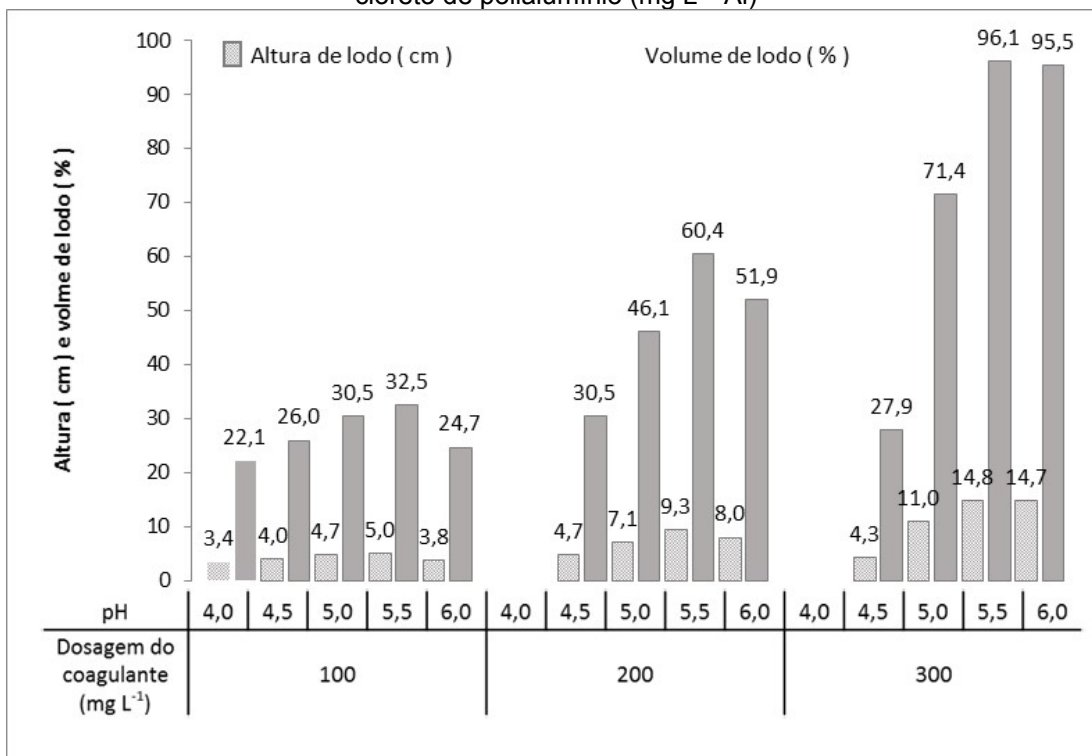
Fonte: o próprio autor

Figura 36 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Sulfato férrico ( $\text{mg L}^{-1}$  Fe)



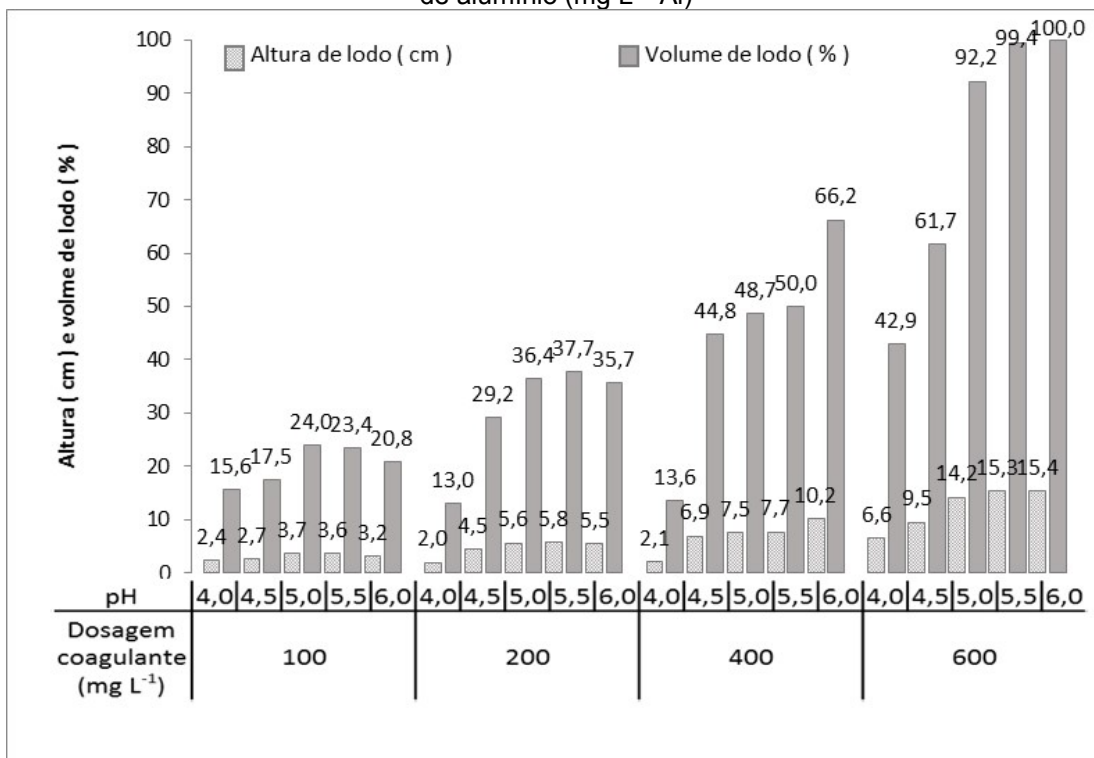
Fonte: o próprio autor

Figura 37 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Hidróxi-cloreto de polialumínio ( $\text{mg L}^{-1}$  Al)



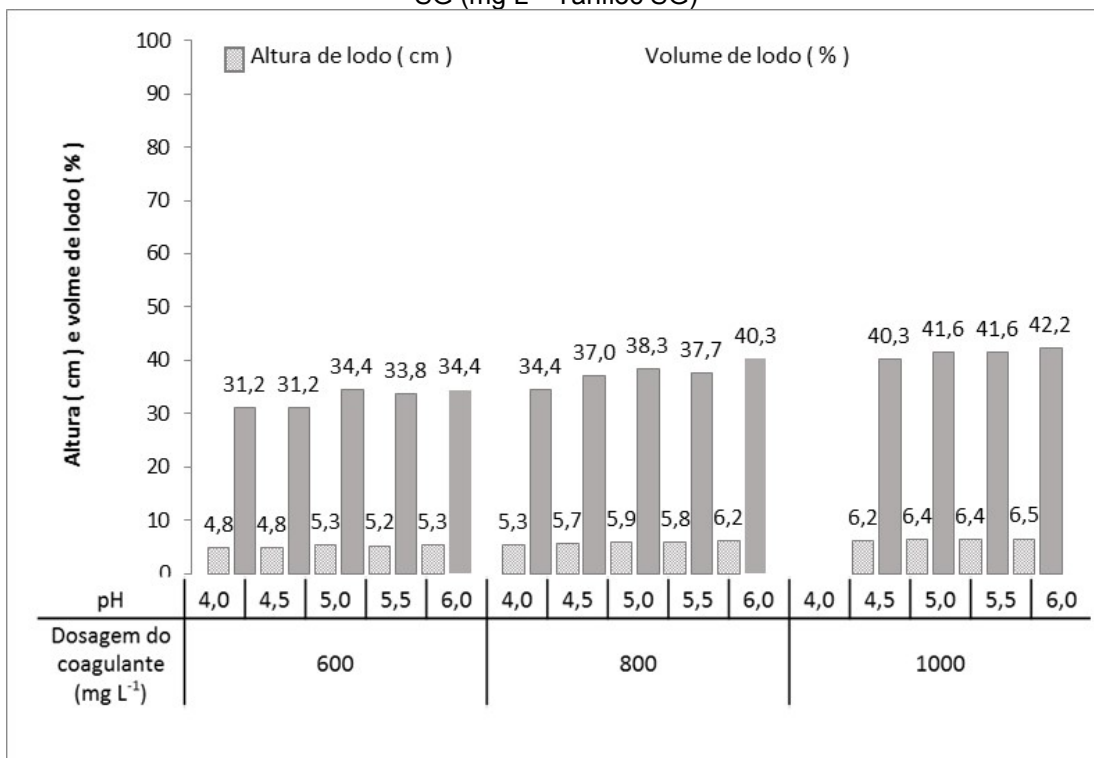
Fonte: o próprio autor

Figura 38 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Sulfato de alumínio ( $\text{mg L}^{-1}$  Al)



Fonte: o próprio autor

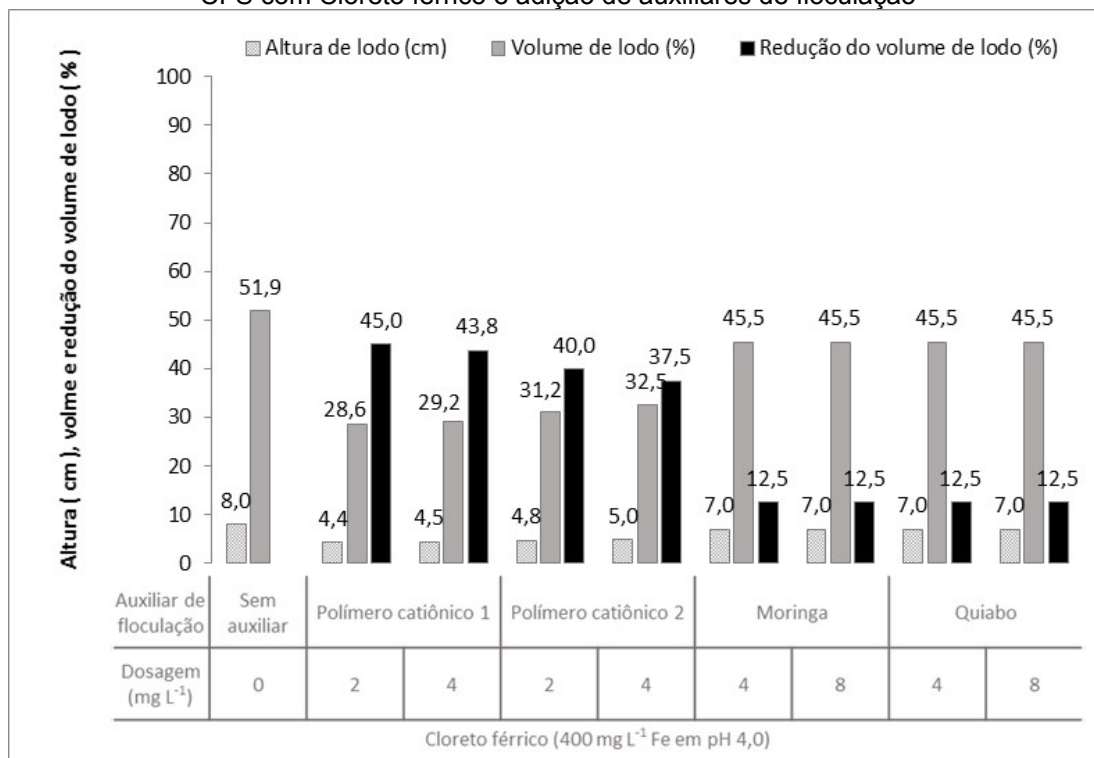
Figura 39 – Valores de altura (cm) e volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Tanfloc SG ( $\text{mg L}^{-1}$  Tanfloc SG)



Fonte: o próprio autor

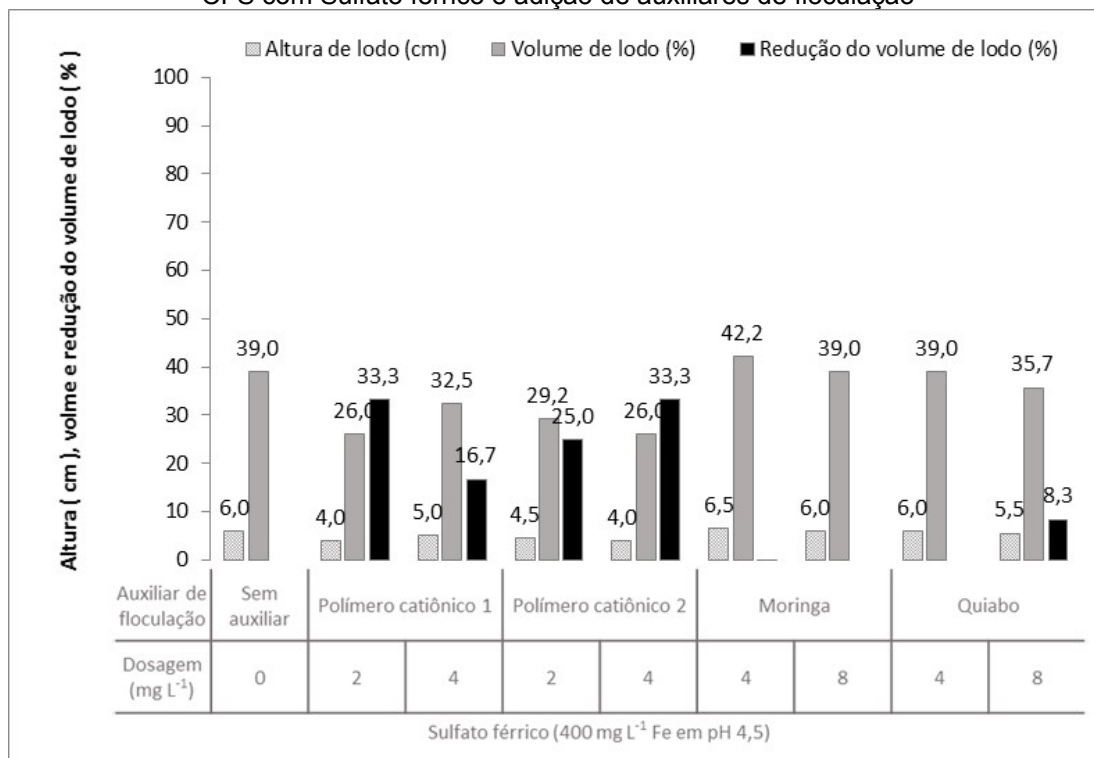
**APÊNDICE C – Valores de altura (cm), volume e redução do volume de lodo (%) gerado, após 1h de sedimentação, no pós-tratamento por coagulação–floculação–sedimentação – CFS do lixiviado de estudo B – LIX B com adição dos auxiliares de floculação.**

Figura 40 – Valores de altura (cm), volume e redução do volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Cloreto férrico e adição de auxiliares de floculação



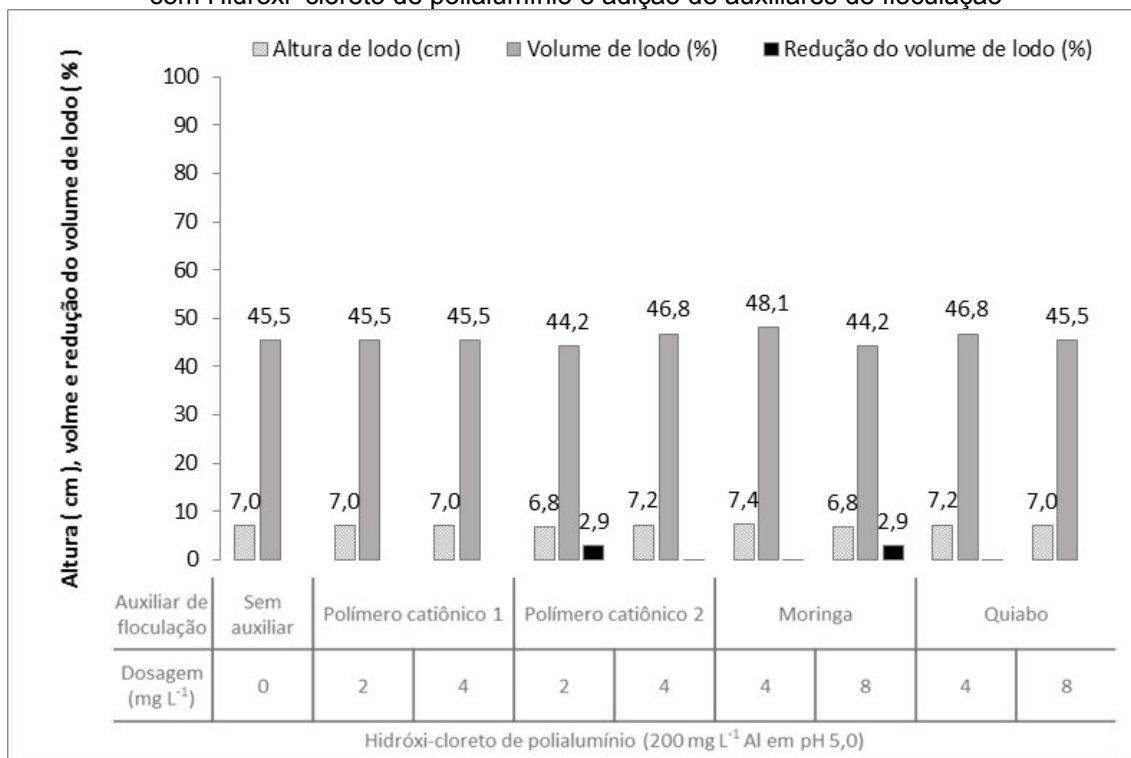
Fonte: o próprio autor

Figura 41 – Valores de altura (cm), volume e redução do volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Sulfato férrico e adição de auxiliares de floculação



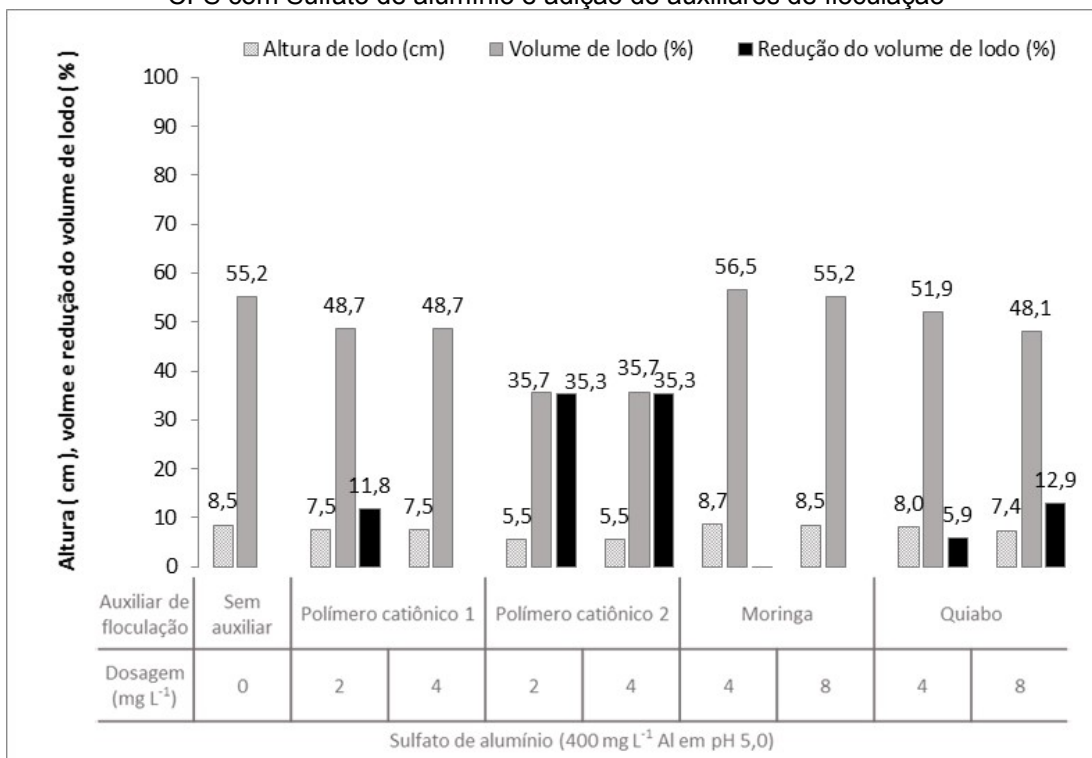
Fonte: o próprio autor

Figura 42 – Valores de altura (cm), volume e redução do volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Hidróxi-cloreto de polialumínio e adição de auxiliares de floculação



Fonte: o próprio autor

Figura 43 – Valores de altura (cm), volume e redução do volume de lodo (%) gerado após 1h de sedimentação, para valores de pH e dosagens diferentes / Pós-tratamento do LIX B por CFS com Sulfato de alumínio e adição de auxiliares de floculação

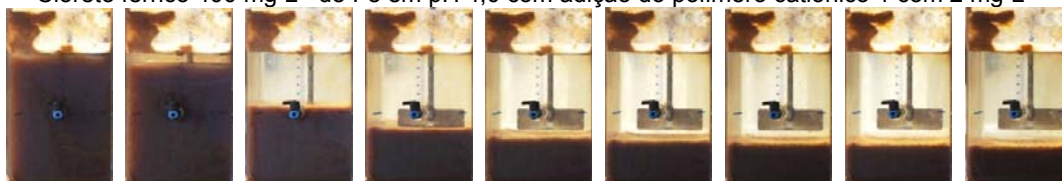


Fonte: o próprio autor

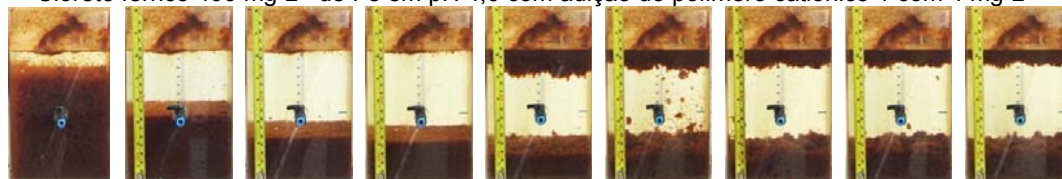
**APÊNDICE D– Fotos dos jarros para as condições de maior eficiência dos experimentos de pós–tratamento por coagulação–floculação–sedimentação – CFS do lixiviado de estudo B – LIX B com os diferentes coagulantes e adição dos auxiliares de floculação, durante a sedimentação.**

Figura 44 – Fotos dos jarros para a condição de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B com cloreto férrico ( $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ Fe}$  em pH 4,0) e adição dos auxiliares de floculação, durante a sedimentação.

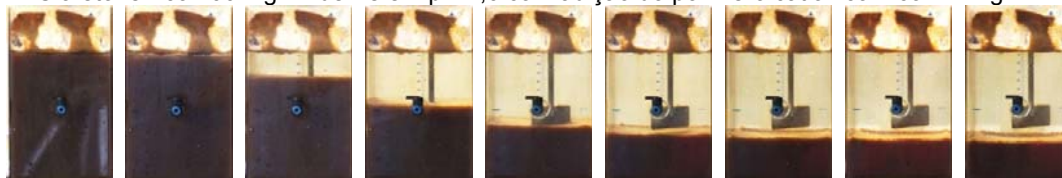
$t = 0 \text{ min}$     $t = 1 \text{ min}$     $t = 5 \text{ min}$     $t = 10 \text{ min}$     $t = 20 \text{ min}$     $t = 30 \text{ min}$     $t = 40 \text{ min}$     $t = 50 \text{ min}$     $t = 60 \text{ min}$   
 Cloreto férrico  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Fe em pH 4,0 com adição do polímero catiônico 1 com  $2 \text{ mg L}^{-1}$



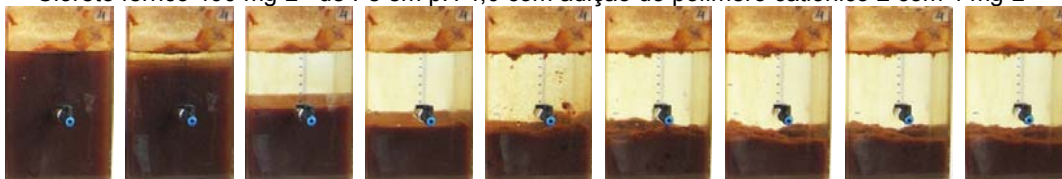
Cloreto férrico  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Fe em pH 4,0 com adição do polímero catiônico 1 com  $4 \text{ mg L}^{-1}$



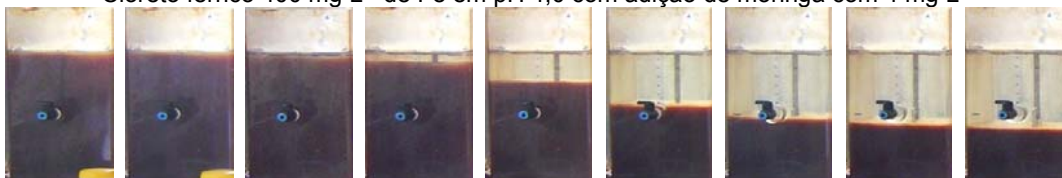
Cloreto férrico  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Fe em pH 4,0 com adição do polímero catiônico 2 com  $2 \text{ mg L}^{-1}$



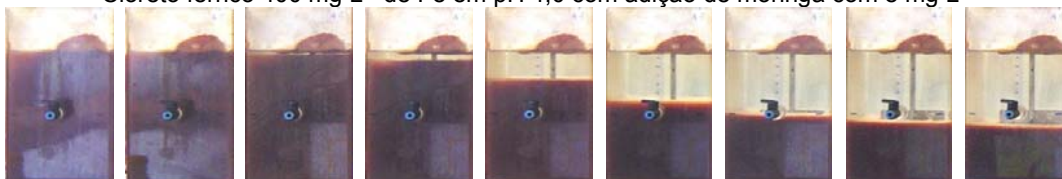
Cloreto férrico  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Fe em pH 4,0 com adição do polímero catiônico 2 com  $4 \text{ mg L}^{-1}$



Cloreto férrico  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Fe em pH 4,0 com adição de moringa com  $4 \text{ mg L}^{-1}$



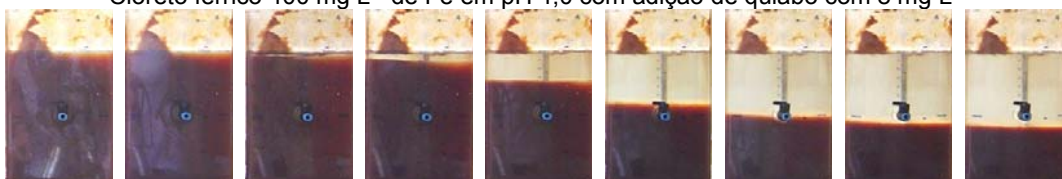
Cloreto férrico  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Fe em pH 4,0 com adição de moringa com  $8 \text{ mg L}^{-1}$



Cloreto férrico  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Fe em pH 4,0 com adição de quiabo com  $4 \text{ mg L}^{-1}$



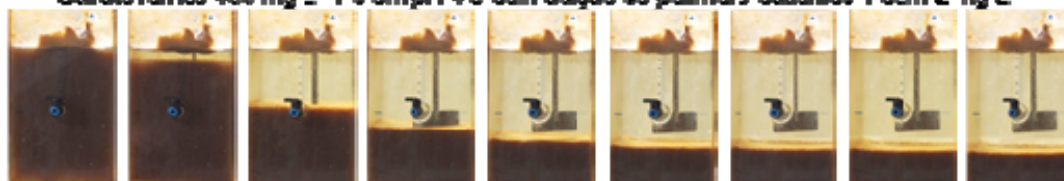
Cloreto férrico  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Fe em pH 4,0 com adição de quiabo com  $8 \text{ mg L}^{-1}$



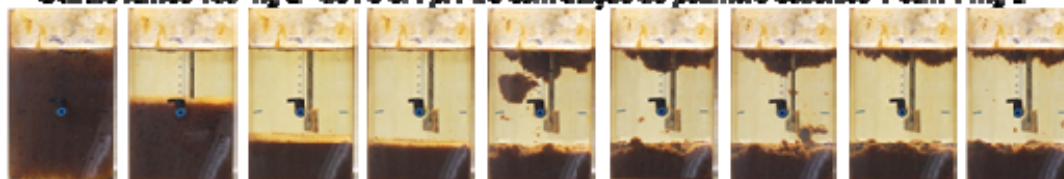
Fonte: o próprio autor

Figura 45 – Fotos dos jarros para a condição de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B com Sulfato férrico ( $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ Fe}$  em pH 4,5) e adição dos auxiliares de floculação, durante a sedimentação.

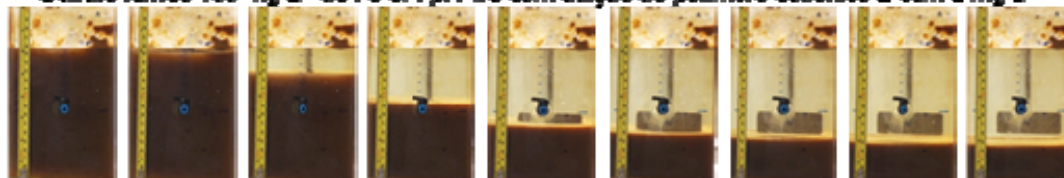
$t = 0 \text{ min}$   $t = 1 \text{ min}$   $t = 5 \text{ min}$   $t = 10 \text{ min}$   $t = 20 \text{ min}$   $t = 30 \text{ min}$   $t = 40 \text{ min}$   $t = 50 \text{ min}$   $t = 80 \text{ min}$   
**Sulfato férrico  $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ Fe}$  em pH 4,5 com adição do polímero catiônico 1 com  $2 \text{ mg L}^{-1}$**



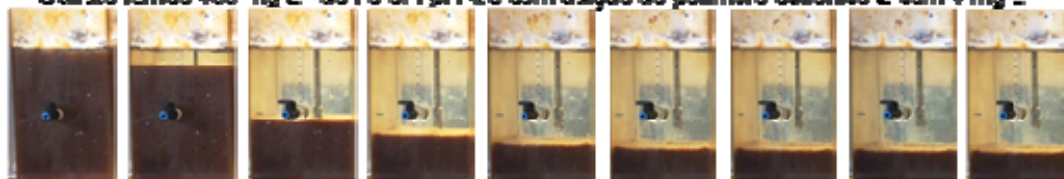
**Sulfato férrico  $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ de Fe}$  em pH 4,5 com adição do polímero catiônico 2 com  $2 \text{ mg L}^{-1}$**



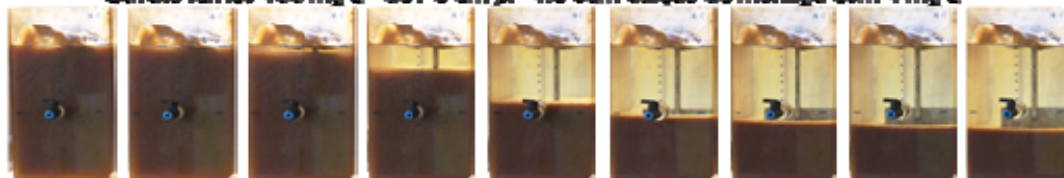
**Sulfato férrico  $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ de Fe}$  em pH 4,5 com adição do polímero catiônico 2 com  $4 \text{ mg L}^{-1}$**



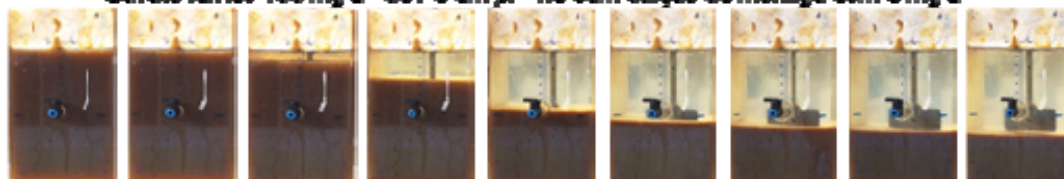
**Sulfato férrico  $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ de Fe}$  em pH 4,5 com adição do polímero catiônico 2 com  $4 \text{ mg L}^{-1}$**



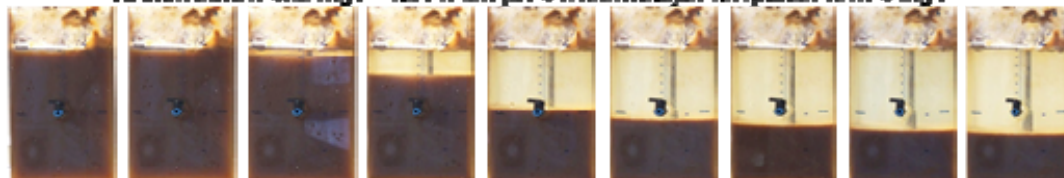
**Sulfato férrico  $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ de Fe}$  em pH 4,5 com adição de moringa com  $4 \text{ mg L}^{-1}$**



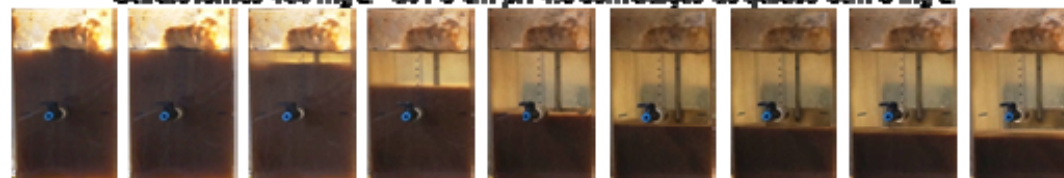
**Sulfato férrico  $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ de Fe}$  em pH 4,5 com adição de moringa com  $8 \text{ mg L}^{-1}$**



**Sulfato férrico  $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ de Fe}$  em pH 4,5 com adição de quilaco com  $4 \text{ mg L}^{-1}$**

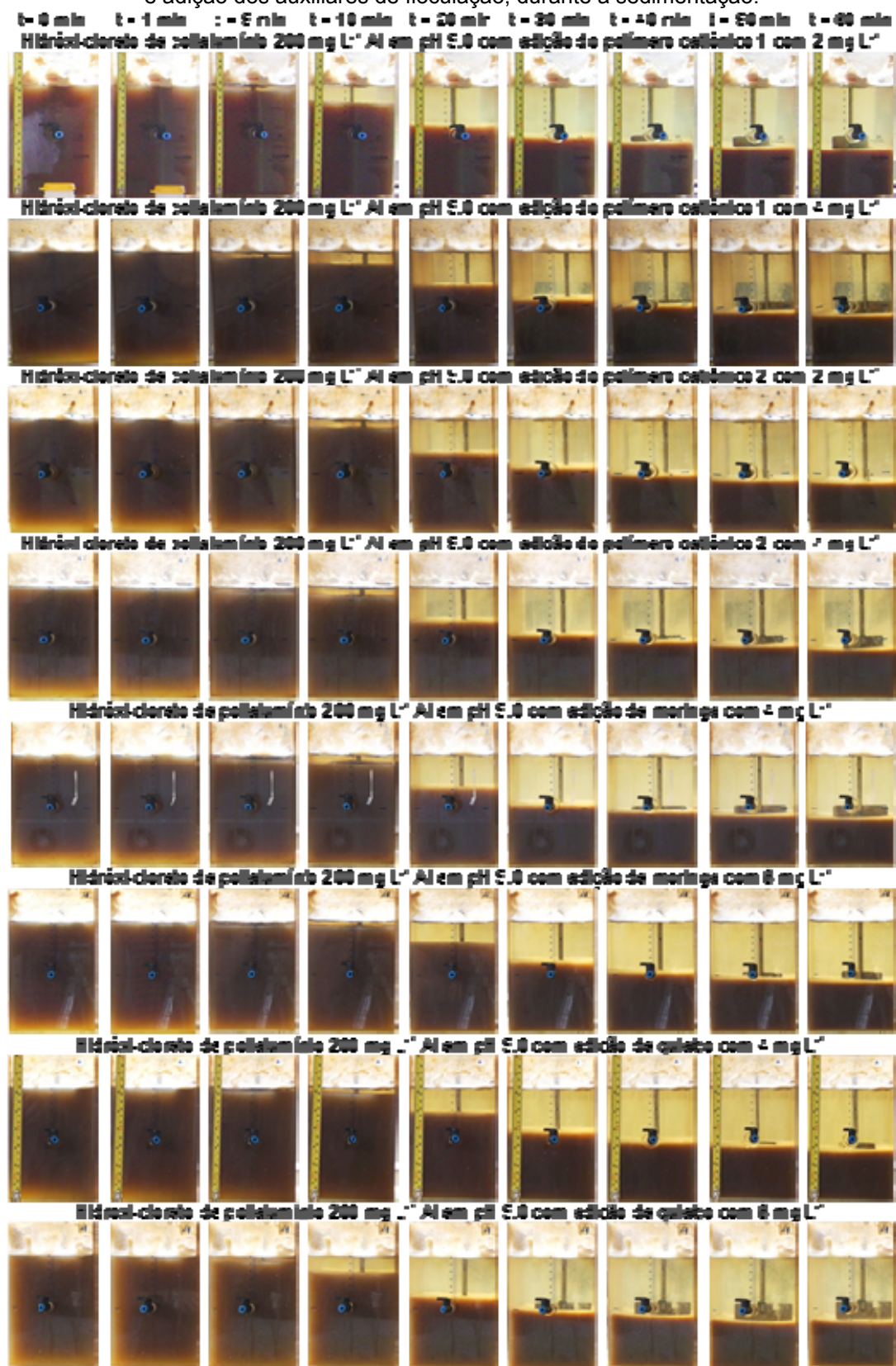


**Sulfato férrico  $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ de Fe}$  em pH 4,5 com adição de quilaco com  $8 \text{ mg L}^{-1}$**



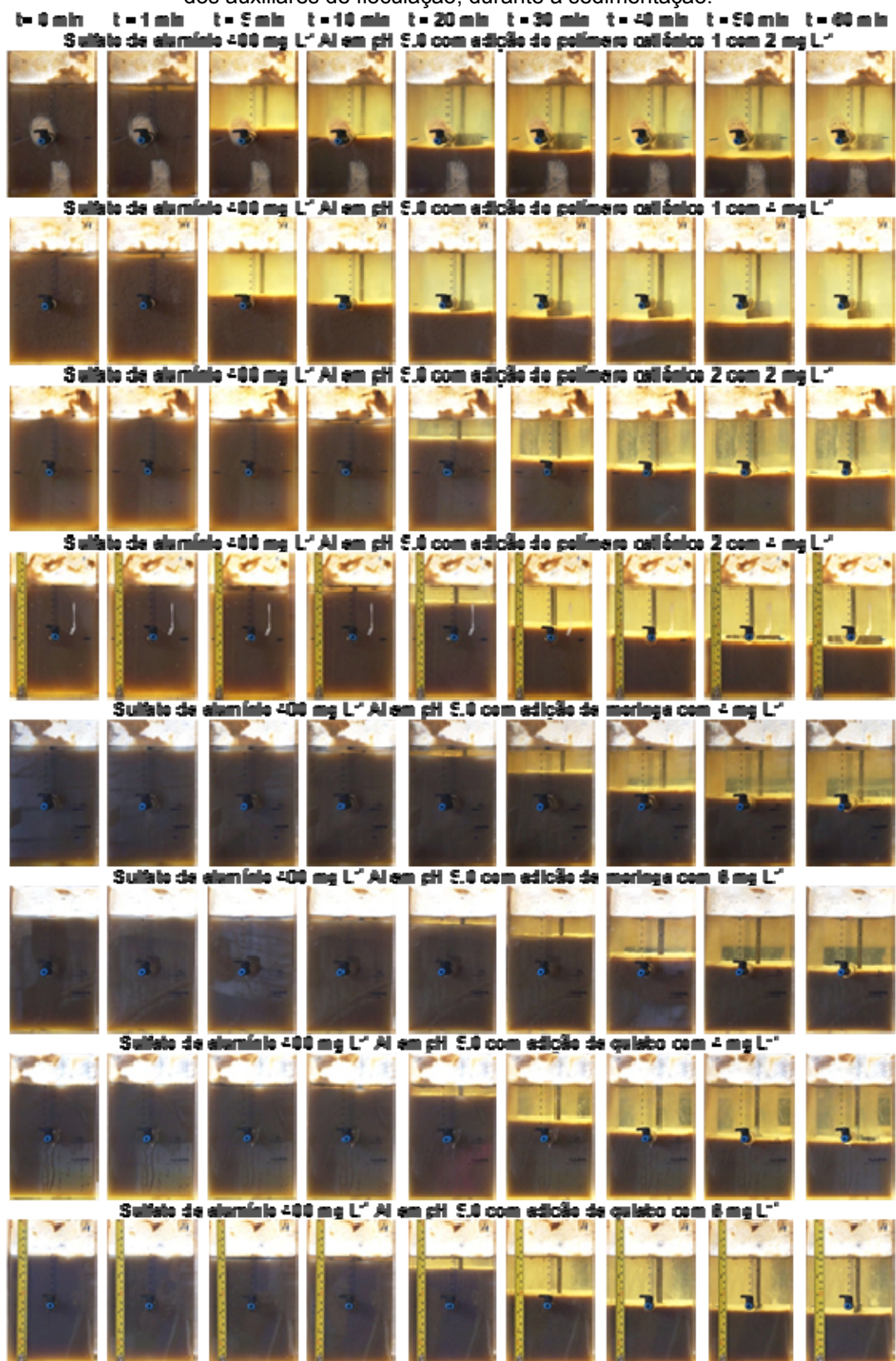
Fonte: o próprio autor

Figura 46 – Fotos dos jarros para a condição de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B com Hidróxi-clorato de polialumínio ( $200 \text{ mg L}^{-1} \text{ Al}$  em pH 5,0) e adição dos auxiliares de floculação, durante a sedimentação.



Fonte: o próprio autor

Figura 47 – Fotos dos jarros para a condição de maior eficiência dos experimentos de pós-tratamento por CFS do LIX B com Sulfato de alumínio ( $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ Al}$  em pH 5,0) e adição dos auxiliares de floculação, durante a sedimentação.



Fonte: o próprio autor

**APÊNDICE E– Resultados dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para os lixiviados de estudo A e B – LIX A e LIX B e para as condições de maior eficiência do tratamento e pós–tratamento sem e com adição de auxiliar de floculação.**

Tabela 21– Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado de estudo A – LIX A

<b>Amostra: Lixiviado de estudo A - LIX A</b>					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	308	317	314	313	37,4
3,12%	129	127	130	129	74,3
6,25%	57	58	60	58	88,3
12,5%	27	29	30	29	94,3
25%	12	11	12	12	97,7
50%	0	4	2	2	99,6

\* % inibição =  $(100 - (\text{média amostra}/\text{média branco}) \cdot 100)$

Fonte: o próprio autor

Tabela 22– Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado de estudo B – LIX B

<b>Amostra: Lixiviado de estudo B - LIX B</b>					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	385	382	383	383	23,3
3,12%	277	279	276	277	44,5
6,25%	206	205	213	208	58,4
12,5%	114	113	117	115	77,1
25%	8	8	6	7	98,5
50%	0	0	0	0	100

\* % inibição =  $(100 - (\text{média amostra}/\text{média branco}) \cdot 100)$

Fonte: o próprio autor

Tabela 23 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico

Amostra: Lixiviado tratado por coagulação-floculação-sedimentação com cloreto férrico					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	376	374	377	376	24,9
3,12%	254	267	255	259	48,3
6,25%	163	170	169	167	66,5
12,5%	99	104	100	101	79,8
25%	6	5	5	5	98,9
50%	0	0	0	0	100

\* % inibição = (100 - (média amostra/média branco) . 100)

Fonte: o próprio autor

Tabela 24 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico

Amostra: Lixiviado tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato férrico					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	512	503	498	504	0
3,12%	333	321	324	326	34,8
6,25%	202	204	221	209	58,2
12,5%	120	117	143	127	74,7
25%	30	43	41	38	92,4
50%	3	5	4	4	99,2

\* % inibição = (100 - (média amostra/média branco) . 100)

Fonte: o próprio autor

Tabela 25 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio

Amostra: Lixiviado tratado por coagulação-floculação-sedimentação com hidróxi-cloreto de polialumínio					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	342	331	349	341	31,9
3,12%	242	251	251	248	50,4
6,25%	173	184	183	180	64,0
12,5%	104	100	112	105	78,9
25%	62	53	56	57	88,6
50%	8	6	9	8	98,5

\* % inibição = (100 - (média amostra/média branco) . 100)

Fonte: o próprio autor

Tabela 26 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio

<b>Amostra:</b> Lixiviado tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato de alumínio					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	294	272	280	282	43,6
3,12%	252	239	241	244	51,2
6,25%	202	207	193	201	59,9
12,5%	188	187	175	183	63,3
25%	123	120	119	121	75,9
50%	63	67	72	67	86,5

\* % inibição =  $(100 - (\text{média amostra}/\text{média branco}) \cdot 100)$

Fonte: o próprio autor

Tabela 27 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com Tanfloc SG

<b>Amostra:</b> Lixiviado tratado por coagulação-floculação-sedimentação com Tanfloc SG					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	241	236	255	244	51,2
3,12%	149	143	153	148	70,3
6,25%	44	47	48	46	90,7
12,5%	33	37	35	35	93,0
25%	41	29	29	33	93,4
50%	3	4	3	3	99,3

\* % inibição =  $(100 - (\text{média amostra}/\text{média branco}) \cdot 100)$

Fonte: o próprio autor

Tabela 28 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com cloreto férrico					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	412	443	419	425	15,1
3,12%	353	350	349	351	29,9
6,25%	304	290	299	298	40,5
12,5%	109	112	114	112	77,7
25%	2	2	2	2	99,6
50%	4	1	0	2	99,7

\* % inibição =  $(100 - (\text{média amostra}/\text{média branco}) \cdot 100)$

Fonte: o próprio autor

Tabela 29 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato férrico					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	335	351	339	342	31,7
3,12%	253	261	244	253	49,5
6,25%	194	199	204	199	60,2
12,5%	124	119	111	118	76,4
25%	72	69	83	75	85,1
50%	7	9	22	13	97,5

\* % inibição = (100 - (média amostra/média branco) . 100)

Fonte: o próprio autor

Tabela 30 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com hidróxi-cloreto de polialumínio					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	503	501	494	499	0,1
3,12%	411	419	423	418	16,5
6,25%	355	363	370	363	27,5
12,5%	312	323	314	316	36,7
25%	247	233	241	240	51,9
50%	37	42	36	38	92,3

\* % inibição = (100 - (média amostra/média branco) . 100)

Fonte: o próprio autor

Tabela 31 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato de alumínio					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	512	544	517	524	0,0
3,12%	532	536	567	545	0,0
6,25%	544	529	535	536	0,0
12,5%	423	421	417	420	15,9
25%	320	342	333	332	33,7
50%	58	62	55	58	88,3

\* % inibição = (100 - (média amostra/média branco) . 100)

Fonte: o próprio autor

Tabela 32 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com Tanfloc SG

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com Tanfloc SG					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	322	341	324	329	34,2
3,12%	237	208	219	221	55,7
6,25%	142	153	155	150	70,0
12,5%	112	123	120	118	76,3
25%	14	16	23	18	96,5
50%	1	0	0	0	99,9

\* % inibição = (100 - (média amostra/média branco) . 100)

Fonte: o próprio autor

Tabela 33– Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico e adição do PC 1

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com cloreto férrico e polímero catiônico 1					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	315	319	331	322	35,7
3,12%	221	213	219	218	56,5
6,25%	144	139	151	145	71,1
12,5%	87	92	89	89	82,1
25%	38	42	49	43	91,4
50%	12	14	17	14	97,1

\* % inibição = (100 - (média amostra/média branco) . 100)

Fonte: o próprio autor

Tabela 34 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico e adição do PC 1

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato férrico e polímero catiônico 1					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	567	543	559	556	0,0
3,12%	518	513	515	515	0,0
6,25%	263	262	257	261	47,9
12,5%	142	135	137	138	72,4
25%	53	62	64	60	88,1
50%	0	2	0	1	99,9

\* % inibição = (100 - (média amostra/média branco) . 100)

Fonte: o próprio autor

Tabela 35– Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio e adição do PC 2

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio e polímero catiônico 2					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	597	587	579	588	0,0
3,12%	521	513	518	517	0,0
6,25%	303	314	322	313	37,4
12,5%	122	153	119	131	73,7
25%	81	87	98	89	82,3
50%	21	24	22	22	95,5

\* % inibição =  $(100 - (\text{média amostra}/\text{média branco}) \cdot 100)$

Fonte: o próprio autor

Tabela 36 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *P. subcapitata* para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio e adição do PC 2

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio e polímero catiônico 2					
Diluição	72h			média	% inibição*
	1	2	3		
Dicromato	12	9	11	11	97,9
Branco	493	509	499	500	0
1,56%	513	522	526	520	0,0
3,12%	525	540	522	529	0,0
6,25%	519	524	544	529	0,0
12,5%	522	541	524	529	0,0
25%	502	507	511	507	0
50%	99	109	106	105	79,1

\* % inibição =  $(100 - (\text{média amostra}/\text{média branco}) \cdot 100)$

Fonte: o próprio autor

**APÊNDICE F – Resultados dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para os lixiviados de estudo A e B – LIX A e LIX B e para as condições de maior eficiência do tratamento e pós-tratamento sem e com adição de auxiliar de floculação.**

Tabela 37– Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado de estudo A – LIX A

Amostra: Lixiviado de estudo A - LIX A												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	8,22	8,19	8,28	7,57
5%	0	0	0	0	1	1	1	1	8,24	8,15	8,1	8,08
10%	2	1	1	1	5	5	5	5	8,27	8,13	8,09	7,33
15%	5	5	5	5	5	5	5	5	8,42	8,31	8,26	8,01
20%	5	5	5	5	5	5	5	5	8,45	8,33	8,38	8,02
25%	5	5	5	5	5	5	5	5	8,33	8,07	8,43	7,28

Fonte: o próprio autor

Tabela 38 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado de estudo B – LIX B

Amostra: Lixiviado de estudo B - LIX B												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	8,43	8,20	8,50	8,34
10%	0	0	0	0	0	0	1	0	8,65	8,65	8,13	7,85
13,75%	0	0	0	0	0	0	0	0	8,67	8,43	8,48	8,30
17,5%	1	1	1	1	2	2	2	2	8,73	8,67	8,49	8,09
21,25%	2	2	2	2	3	3	3	3	8,78	8,70	8,53	8,22
25%	5	5	5	5	5	5	5	5	9,07	8,76	7,88	7,63

Fonte: o próprio autor

Tabela 39 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico

Amostra: Lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,33	7,64	7,93	7,87
10%	0	0	0	0	1	1	1	1	7,00	7,39	7,92	7,63
13,75%	3	3	3	3	4	4	4	4	7,02	7,00	7,90	7,43
17,5%	5	5	5	5	5	5	5	5	6,79	6,90	7,89	7,29
21,25%	5	5	5	5	5	5	5	5	6,77	6,93	8,03	7,24
25%	5	5	5	5	5	5	5	5	6,52	6,66	7,87	7,21

Fonte: o próprio autor

Tabela 40 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico

Amostra: Lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	6,20	6,04	8,44	7,98
10%	0	0	0	0	1	1	1	1	6,42	6,23	8,43	7,94
13,75%	2	3	2	2	3	3	3	3	6,40	6,21	8,14	8,03
17,5%	5	5	5	5	5	5	5	5	6,43	6,50	8,17	7,98
21,25%	5	5	5	5	5	5	5	5	6,45	6,43	8,23	7,96
25%	5	5	5	5	5	5	5	5	6,46	6,32	8,00	7,33

Fonte: o próprio autor

Tabela 41 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio

Amostra: Lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,00	7,65	8,60	7,53
10%	0	0	0	0	0	0	1	0	7,03	7,53	8,61	7,49
13,75%	0	0	1	0	0	0	0	0	7,03	7,05	8,02	7,44
17,5%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,03	7,08	8,09	7,51
21,25%	0	0	0	0	1	1	1	1	7,05	7,11	8,09	7,56
25%	5	5	5	5	5	5	5	5	7,05	7,02	7,91	6,93

Fonte: o próprio autor

Tabela 42 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio

<b>Amostra:</b> Lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,45	7,51	8,50	7,31
10%	0	0	1	0	0	0	0	0	7,19	7,37	8,35	7,33
13,75%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,17	7,11	8,23	7,88
17,5%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,19	7,09	8,27	7,47
21,25%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,14	7,10	8,19	7,45
25%	3	3	3	3	4	4	4	4	7,14	7,12	8,45	7,10
50%	5	5	5	5	5	5	5	5	7,13	7,10	8,22	7,34

Fonte: o próprio autor

Tabela 43 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com Tanfloc SG

<b>Amostra:</b> Lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com Tanfloc SG												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,72	6,58	8,15	8,25
10%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,31	6,91	8,17	8,16
13,75%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,23	7,21	8,15	8,01
17,5%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,15	7,03	8,14	8,02
21,25%	1	0	0	0	0	0	0	0	7,10	7,04	8,14	8,00
25%	0	0	0	0	2	1	1	1	7,07	7,04	8,34	8,02
50%	5	5	5	5	5	5	5	5	6,74	6,87	8,09	8,04

Fonte: o próprio autor

Tabela 44 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós–tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	8,32	8,29	8,10	8,01
10%	0	0	1	0	1	1	1	1	7,31	8,02	8,09	7,42
13,75%	3	3	3	3	5	5	5	5	7,21	7,63	8,03	7,45
17,5%	4	4	4	4	5	5	5	5	6,90	7,44	8,12	7,34
21,25%	5	5	5	5	5	5	5	5	6,71	7,30	8,04	7,23
25%	5	5	5	5	5	5	5	5	6,51	7,33	7,83	7,15

Fonte: o próprio autor

Tabela 45– Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato férrico												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,07	7,14	8,06	7,24
10%	0	0	0	0	1	1	1	1	6,87	7,01	8,05	7,31
13,75%	0	0	0	0	1	1	1	1	6,82	6,83	8,02	7,91
17,5%	0	0	1	0	1	1	1	1	6,70	6,73	7,99	7,87
21,25%	1	1	0	1	2	2	2	2	6,61	6,62	7,94	7,45
25%	5	5	5	5	5	5	5	5	6,62	6,69	8,15	7,21

Fonte: o próprio autor

Tabela 46 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com hidróxi-cloreto de polialumínio												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	6,63	8,12	8,14	7,12
10%	0	0	0	0	0	0	0	0	6,73	7,83	8,12	6,73
13,75%	0	0	0	0	0	0	0	0	6,70	7,44	8,16	7,08
17,5%	2	2	2	2	2	2	2	2	6,63	7,54	8,19	6,59
21,25%	3	2	3	3	3	3	3	3	6,42	7,05	8,23	6,58
25%	5	5	5	5	5	5	5	5	6,40	6,99	8,03	6,53

Fonte: o próprio autor

Tabela 47 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato de alumínio												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	6,04	6,54	8,22	8,02
10%	0	0	0	0	0	0	0	0	6,57	7,02	8,24	8,00
13,75%	0	0	0	0	0	0	0	0	6,99	7,65	8,15	8,00
17,5%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,61	7,63	8,37	8,01
21,25%	1	1	1	1	1	1	1	1	7,63	7,63	8,48	8,02
25%	5	5	5	5	5	5	5	5	7,61	7,64	8,32	8,04

Fonte: o próprio autor

Tabela 48 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com Tanfloc SG

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com Tanfloc SG												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,22	7,09	8,08	7,70
10%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,14	7,12	8,13	7,67
13,75%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,04	7,02	8,13	8,01
17,5%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,03	7,01	8,12	8,04
21,25%	0	0	0	0	1	1	1	1	7,05	7,00	8,14	8,00
25%	1	2	2	2	3	3	4	3	7,00	6,94	8,18	7,29
50%	5	5	5	5	5	5	5	5	6,98	6,91	8,01	6,95

Fonte: o próprio autor

Tabela 49– Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com cloreto férrico e adição do PC 1

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com cloreto férrico e polímero catiônico 1												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	8,57	8,12	8,49	8,01
10%	0	0	0	0	1	1	2	1	7,84	7,78	8,56	7,97
13,75%	0	1	0	0	3	3	3	3	7,80	7,70	8,57	7,98
17,5%	2	3	3	3	5	5	5	5	7,56	7,44	8,66	7,90
21,25%	4	4	4	4	5	5	5	5	7,50	7,25	8,49	7,94
25%	4	4	5	4	5	5	5	5	7,36	7,49	8,63	7,93
50%	5	5	5	5	5	5	5	5	6,91	7,28	8,62	7,85

Fonte: o próprio autor

Tabela 50– Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato férrico e adição do PC 1

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato férrico e polímero catiônico 1												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,76	8,36	8,64	8,57
10%	0	0	0	0	1	1	1	1	7,61	7,95	8,66	8,09
13,75%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,67	8,02	8,60	8,02
17,5%	1	1	1	1	1	1	1	1	7,50	7,99	8,66	7,77
21,25%	2	2	2	2	3	3	3	3	7,49	8,04	8,63	7,65
25%	4	4	4	4	4	5	5	5	7,47	8,05	8,70	7,40
50%	5	5	5	5	5	5	5	5	7,49	7,90	8,72	7,23

Fonte: o próprio autor

Tabela 51– Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio e adição do PC 2

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com hidróxi-cloreto de polialumínio e polímero catiônico 2												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,66	8,30	8,66	7,43
10%	0	0	0	0	1	2	2	2	7,58	8,08	8,66	7,12
13,75%	2	2	2	2	2	2	2	2	7,57	7,66	8,71	7,08
17,5%	3	3	3	3	3	3	3	3	7,61	7,69	8,67	7,00
21,25%	4	4	4	4	5	5	5	5	7,51	7,71	8,68	7,04
25%	4	4	4	4	5	5	5	5	7,33	7,93	8,57	7,01
50%	5	5	5	5	5	5	5	5	7,33	7,72	8,60	6,75

Fonte: o próprio autor

Tabela 52 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *C. dubia* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio e adição do PC 2

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato de alumínio e polímero catiônico 2												
Diluição	24h			média	48h			média	pH		OD (mg L <sup>-1</sup> )	
	1	2	3		1	2	3		inicial	final	inicial	final
Dicromato	5	5	5	5	5	5	5	5	7,39	7,13	8,41	7,33
Branco	0	0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,45	8,45	8,02
1%	0	0	0	0	0	0	0	0	7,94	8,03	8,42	7,77
10%	0	0	0	0	1	0	0	0	7,73	7,99	8,31	7,62
13,75%	1	1	1	1	1	1	1	1	7,70	7,98	8,55	7,41
17,5%	2	2	2	2	3	3	3	3	7,71	7,95	8,49	7,26
21,25%	2	2	2	2	4	4	4	4	7,63	7,90	8,55	7,22
25%	4	4	5	4	4	4	5	4	7,59	7,88	8,56	7,14
50%	5	5	5	5	5	5	5	5	7,59	7,89	8,49	7,07

Fonte: o próprio autor

**APÊNDICE G – Resultados dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para os lixiviados de estudo A e B – LIX A e LIX B e para as condições de maior eficiência do tratamento e pós-tratamento sem e com adição de auxiliar de floculação.**

Tabela 53 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado de estudo A – LIX A

<b>Amostra:</b> Lixiviado de estudo A - LIX A				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
50%	0	0	0	0
55%	1	1	1	1
60%	3	3	3	3
65%	5	5	6	5
70%	8	6	8	7
75%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 54 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado de estudo B – LIX B

<b>Amostra:</b> Lixiviado de estudo B - LIX B				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
30%	0	0	0	0
40%	0	0	0	0
50%	2	2	2	2
60%	4	3	3	3
70%	10	10	10	10
75%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 55 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico

<b>Amostra:</b> Lixiviado tratado por coagulação-floculação-sedimentação com cloreto férrico				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
1%	0	0	0	0
10%	2	1	0	1
25%	5	5	5	5
50%	8	8	10	9
75%	10	10	10	10
90%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 56 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato férrico

<b>Amostra:</b> Lixiviado tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato férrico				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
1%	0	0	0	0
10%	4	2	2	3
25%	8	7	7	7
50%	9	10	10	10
75%	10	10	10	10
90%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 57 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio

<b>Amostra:</b> Lixiviado tratado por coagulação-floculação-sedimentação com hidróxi-cloreto de polialumínio				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
30%	0	0	0	0
40%	0	0	0	0
50%	0	0	0	0
60%	5	4	5	5
70%	10	10	10	10
75%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 58 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio

<b>Amostra:</b> Lixiviado tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato de alumínio				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
30%	0	0	0	0
40%	1	1	0	1
50%	4	4	4	4
60%	5	6	6	6
70%	10	10	10	10
75%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 59 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado tratado por coagulação–floculação–sedimentação com Tanfloc SG

<b>Amostra:</b> Lixiviado tratado por coagulação-floculação-sedimentação com Tanfloc SG				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
30%	0	0	0	0
40%	0	0	0	0
50%	2	1	2	2
60%	2	2	2	2
70%	4	4	4	4
75%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 60 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com cloreto férrico

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com cloreto férrico				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
10%	0	0	0	0
20%	0	0	0	0
40%	4	4	3	4
60%	8	7	9	8
75%	10	10	10	10
90%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 61 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato férrico

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato férrico				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
10%	0	0	0	0
20%	1	0	0	0
40%	7	6	6	6
60%	10	10	10	10
75%	10	10	10	10
90%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 62 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com hidróxi-cloreto de polialumínio

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com hidróxi-cloreto de polialumínio				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
10%	0	0	0	0
20%	1	1	2	1
40%	3	3	3	3
60%	6	6	5	6
75%	10	10	10	10
90%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 63 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato de alumínio

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato de alumínio				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
10%	0	0	0	0
20%	0	0	0	0
40%	0	0	0	0
60%	2	2	2	2
75%	3	3	3	3
90%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 64 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com Tanfloc SG

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com Tanfloc SG				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
10%	0	0	0	0
20%	0	0	0	0
40%	0	0	0	0
60%	2	2	2	2
75%	5	5	5	5
90%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 65 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com cloreto férrico e adição do PC 1

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com cloreto férrico e polímero catiônico 1				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
10%	0	0	0	0
20%	1	2	1	1
40%	6	6	6	6
60%	9	9	9	9
75%	10	10	10	10
90%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 66 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato férrico e adição do PC 1

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato férrico e polímero catiônico 1				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
10%	0	0	0	0
20%	0	0	0	0
40%	2	2	2	2
60%	5	5	4	5
75%	10	10	10	10
90%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 67 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com hidróxi–cloreto de polialumínio e adição do PC 2

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com hidróxi-cloreto de polialumínio e polímero catiônico 2				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
10%	0	0	0	0
20%	0	0	0	0
40%	0	0	0	0
60%	1	1	1	1
75%	9	8	9	9
90%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor

Tabela 68 – Resultado dos ensaios de ecotoxicidade com o organismo *A. salina* para o lixiviado pós-tratado por coagulação–floculação–sedimentação com sulfato de alumínio e adição do PC 2

<b>Amostra:</b> Lixiviado pós-tratado por coagulação-floculação-sedimentação com sulfato de alumínio e polímero catiônico 2				
Diluição	24h			média
	1	2	3	
Dicromato	5	5	5	5
Branco	0	0	0	0
10%	0	0	0	0
20%	0	0	0	0
40%	0	0	0	0
60%	0	0	0	0
75%	8	8	8	8
90%	10	10	10	10

Fonte: o próprio autor