

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

Janaina Goerck

**ELETROCOAGULAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE
DE UM TANQUE SÉPTICO E DE UM *WETLAND* CONSTRUÍDO DE
FLUXO VERTICAL**

Santa Maria, RS
2018

Janaina Goerck

**ELETROCOAGULAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM
TANQUE SÉPTICO E DE UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito para obtenção do título de **Mestra em Engenharia Civil**.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Delmira Beatriz Wolff

Santa Maria, RS
2018

Goerck, Janaina
ELETROCOAGULAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM
TANQUE SÉPTICO E DE UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO
VERTICAL / Janaina Goerck.- 2018.
89 p.; 30 cm

Orientador: Delmira Beatriz Wolff
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, RS, 2018

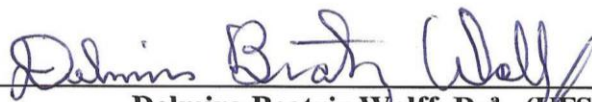
1. Saneamento 2. Tratamento 3. Eletroflotação 4.
Eletrocoagulação 5. Nutrientes I. Wolff, Delmira Beatriz
II. Título.

Janaina Goerck

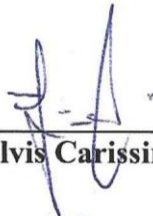
**ELETROCOAGULAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM
TANQUE SÉPTICO E DE UM *WETLAND* CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito para obtenção do título de **Mestra em Engenharia Civil**.

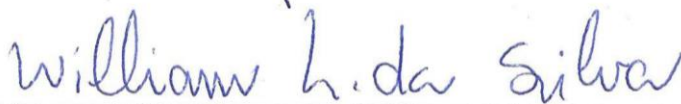
Aprovada em 15 de março de 2018:



**Delmira Beatriz Wolff, Dr.^a. (UFSM)
(Presidente/Orientadora)**



Elvis Carissimi, Dr. (UFSM)



William Leonardo da Silva, Dr. (UNIFRA)

Santa Maria, RS
2018

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Maria, pelo ensino gratuito e de qualidade.

À CAPES pela bolsa de estudos.

À FINEP pelo financiamento deste estudo por meio da Chamada Pública MCT/MCIDADE/FINEP/Ação Transversal – Saneamento Ambiental e Habitação – 06/2010.

À minha orientadora, Prof^a. Dr^a. Delmira Beatriz Wolff, por toda a sabedoria compartilhada, apoio, incentivo, e acima de tudo pela confiança.

Aos colegas do grupo RENTED pela ajuda nos trabalhos de campo e laboratório, em especial ao Ronaldo e à Samara pela constante troca de ideias, apoio e suporte.

À Letícia por todo apoio, ajuda, disponibilidade, prontidão e por não ter medido esforços para me auxiliar.

Aos demais colegas do PPPGEC e PPGEAMB, pelo companheirismo e descontração.

Ao professor Alessandro pela ajuda com a estatística.

Às minhas amigas Júlia e Juliana pelos estudos, risos sinceros, histórias, e por dividir comigo minhas angústias e alegrias. Foi bom poder contar com vocês!

Aos meus pais, Ingo e Teresinha, e ao meu irmão Juarez por não medir esforços para que eu tivesse educação, por me apoiar, incentivar e por compreender minha ausência. Amo vocês.

A Deus pela oportunidade de concluir mais esta etapa e por ele ter colocado pessoas tão especiais a meu lado, sem as quais certamente não teria dado conta.

À todas as pessoas amigas e queridas não nomeadas, mas que auxiliaram nesta etapa da minha formação.

RESUMO

ELETROCOAGULAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM TANQUE SÉPTICO E DE UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL

AUTORA: Janaina Goerck

ORIENTADORA: Delmira Beatriz Wolff

Os efluentes domésticos devem ser tratados antes de serem lançados no meio ambiente, caso contrário o aporte excessivo dos contaminantes pode degradar a qualidade da água do corpo receptor, causando problemas ambientais e à saúde pública. Um processo unitário em expansão é a eletrocoagulação (EC), um processo eletroquímico em que o agente coagulante é produzido *in situ* por meio da aplicação de uma diferença de potencial. O coagulante gerado desestabiliza a solução e agrega-se às estruturas coloidais e sólidos em suspensão formando agregados que serão removidos por flotação, promovendo o tratamento do efluente. O objetivo deste estudo foi aplicar a eletrocoagulação, sob condições fixas durante um período, como pós-tratamento de efluente doméstico oriundo de tratamento secundário por *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV) e avaliar a remoção de fósforo, nitrogênio, coliformes totais, *Escherichia coli*, matéria orgânica carbonácea (DQO), turbidez, cor aparente, condutividade elétrica e monitorar pH e temperatura. Conjuntamente, aplicou-se a eletrocoagulação no efluente do tratamento primário por tanque séptico (TS) visando a remoção e monitoramento dos mesmos parâmetros e verificação da viabilidade de aplicação da EC como tratamento secundário. Os reatores de eletrocoagulação com eletrodos de alumínio foram dimensionados em escala de bancada e a melhor condição experimental encontrada para o efluente do WCFV foi de 1,3 A x 18 min (EC-WC) e para o efluente do TS foi de 2,0 A x 12 min (EC-TS). Durante treze semanas aplicou-se os tratamentos e as concentrações finais médias de P-PO₄³⁻, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, coliformes totais, *E. coli*, DQO, turbidez, cor aparente, pH, CE e temperatura para o EC-WC foram de n.d. (não detectável), 43,5 mg.L⁻¹, 1,3 mg.L⁻¹, 17,8 mg.L⁻¹, 1,75x10⁴ NMP.100 mL⁻¹, 5,59x10³ NMP.100 mL⁻¹, 44,95 mg.L⁻¹, 5,84 NTU, 62,4 uC, 8,8, 762,7 μS.cm⁻¹, 23,5 °C respectivamente. Para o EC-TS foram de n.d (não detectável), 63,9 mg.L⁻¹, n.d., 0,1 mg.L⁻¹, 3,75x10⁴ NMP.100 mL⁻¹, 1,03x10⁴ NMP.100 mL⁻¹, 81,77 mg.L⁻¹, 5,65 NTU, 69,5 uC, 8,5, 868,2 μS.cm⁻¹, 25 °C, respectivamente. Os dois tratamentos demonstraram elevadas eficiências de remoção dos poluentes e valores de concentrações finais abaixo dos valores de referência para lançamento estabelecidos pelas Resolução CONSEMA n° 355/2017, Resolução CONAMA N° 430/2011 e NBR 13.969/1997, exceto para nitrogênio amoniacal, indicando que a EC pode ser utilizada como pós-tratamento de TS bem como pós-tratamento de WCFV. Estatisticamente, os tratamentos apresentaram diferença significativa em relação ao nitrogênio e o WCFV demonstrou-se fundamental para remoção de N-NH₄⁺ e geração de efluente com menor potencial poluidor. A eletrocoagulação com eletrodos de alumínio mostrou-se um processo unitário promissor para o tratamento de efluentes domésticos.

Palavras-chave: Saneamento. Tratamento. Eletroflotação. Eletrocoagulação. Nutrientes.

ABSTRACT

ELECTROCOAGULATION AS POST-TREATMENT OF THE EFFLUENT FROM A SEPTIC TANK AND FROM A VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLAND

AUTHOR: Janaina Goerck
ADVISOR: Delmira Beatriz Wolff

Domestic wastewater must be treated before being released into the environment, otherwise, the excessive contaminants amount may degrade the water quality of the receiving body causing problems to the environment and to the public health. An expanding unit process operation is the electrocoagulation, an electrochemical process where the coagulant is produced in situ through the application of a potential difference. The generated coagulant destabilizes the solution and aggregates with colloidal structures and suspended solids creating aggregates that are going to be removed by flotation promoting the effluent treatment. The aim of this study was to apply the electrocoagulation, under the same conditions during a period, as a post-treatment of an effluent from a secondary treatment by vertical flow constructed wetland (VFCW) and to evaluate the phosphorus, nitrogen, total coliforms, *Escherichia coli*, carbonaceous organic matter (COD), turbidity, apparent color, electrical conductivity removal, and to monitor pH and temperature. Together, it was applied the electrocoagulation in the primary effluent from a septic tank (ST), aiming to remove and monitor the same parameters and to examine the EC application viability as secondary treatment. The electrocoagulation reactors with aluminum electrodes were design in bench scale and the best experimental conditions found to the VFCW effluent was 1.3 A x 18 min (EC-WC) and to the ST effluent was 2.0 A x 12 min (EC-TS). During thirteen weeks the treatments were applied and the final average concentration of P-PO₄³⁻, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, total coliforms, *E. coli*, COD, turbidity, apparent color, pH, EC, and temperature in the EC-WC were n.d. (non-detectable), 43.5 mg.L⁻¹, 1.3 mg.L⁻¹, 17.8 mg.L⁻¹, 1.75x10⁴ NMP.100 mL⁻¹, 5.59x10³ NMP.100 mL⁻¹, 44.95 mg.L⁻¹, 5.84 NTU, 62.4 uC, 8.8, 762.7 μS.cm⁻¹, 23.5 °C, respectively. To the EC-TS the results were n.d. (non-detectable), 63.9 mg.L⁻¹, n.d., 0.1 mg.L⁻¹, 3.75x10⁴ NMP.100 mL⁻¹, 1.03x10⁴ NMP.100 mL⁻¹, 81.77 mg.L⁻¹, 5.65 NTU, 69.5 uC, 8.5, 868.2 μS.cm⁻¹, 25 °C, respectively. Both treatments, EC-WC and EC-TS showed high pollutants removal efficiency and final concentrations below released reference values established by Brazilian Law CONSEMA Resolution n° 355/2017, CONAMA Resolution n° 430/2011 and NBR 13.969/1997, except to the ammoniacal nitrogen, showing that EC can be used as post-treatment of ST and VFCW as well. Statistically, the treatments showed significant difference regarding nitrogen and the VFCW proved to be fundamental to the N-NH₄⁺ removal and effluent generation with less polluting potential. Electrocoagulation with aluminum electrodes proved to be a promising unit process operation to the domestic wastewater treatment.

Keywords: Sanitation. Treatment. Electroflotation. Electrocoagulation. Nutrients.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Esquema de uma partícula carregada e os respectivos potenciais associados à dupla camada elétrica na interface sólido-líquido.	19
Figura 2 - Principais estágios da eletrocoagulação.....	22
Figura 3 - Reator de EC com eletrodos monopolares em (a) paralelo e (b) série.	26
Figura 4 - Reator de EC com eletrodos bipolares em paralelo.....	26
Figura 5 - Estação de Tratamento de Efluente experimental implantada na UFSM.	32
Figura 6 - (a) Ponto de coleta do efluente do WCFV e (b) ponto de coleta do efluente do TS	33
Figura 7 - Reator experimental em escala de bancada: 1 - Reator com efluente; 2 – eletrodos de alumínio; 3 – fonte de alimentação; 4 – agitador magnético.	34
Figura 8 - Amostra do efluente do WCFV antes e depois do processo de EC.....	41
Figura 9 - Superfície Resposta EC-WC: (a) turbidez; (b) pH; (c) CE e (d) temperatura.	44
Figura 10 - Superfície Resposta EC-TS (a) turbidez; (b) pH; (c) CE e (d) temperatura.	44
Figura 11 - Concentração de $P-PO_4^{3-}$ no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC.....	46
Figura 12 - Concentração de $P-PO_4^{3-}$ no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS.	46
Figura 13 - Concentração de $N-NH_4^+$ no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC.....	48
Figura 14 - Concentração de $N-NH_4^+$ no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS	49
Figura 15 - Concentração de $N-NO_2^-$ no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC.....	50
Figura 16 - Concentração de $N-NO_2^-$ no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS	50
Figura 17 - Concentração de $N-NO_3^-$ no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC.....	51
Figura 18 - Concentração de $N-NO_3^-$ no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS	52
Figura 19 - Concentração de coliformes totais no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC.....	54
Figura 20 - Concentração de coliformes totais no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS	54
Figura 21 - Concentração de <i>Escherichia coli</i> no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC.....	55
Figura 22 - Concentração de <i>Escherichia coli</i> no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS	56
Figura 23 - Concentração de matéria orgânica carbonácea (DQO) no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC	58
Figura 24 - Concentração de matéria orgânica carbonácea (DQO) no afluente, no efluente e eficiência de tratamento na EC-TS	58
Figura 25 - Turbidez no afluente, no efluente e eficiência de tratamento na EC-WC	60
Figura 26 - Turbidez no afluente, no efluente e eficiência de tratamento na EC-TS	61
Figura 27 - Cor aparente no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC	62

Figura 28 - Cor aparente no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS	63
Figura 29 - Valores de pH no afluente, efluente e aumento do valor na EC-WC	64
Figura 30 - Valores de pH no afluente, após a EC e aumento do valor na EC-TS	64
Figura 31 - Condutividade elétrica no afluente, no efluente e redução alcançada na EC-WC	65
Figura 32 - Condutividade elétrica no afluente, no efluente e redução alcançada na EC-TS ..	66
Figura 33 - Temperatura no afluente, efluente e aumento gerado na EC-WC	67
Figura 34 - Temperatura no afluente, efluente e aumento gerado na EC-TS	67

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Variáveis resposta medidas e equipamento utilizados	35
Quadro 2 - Parâmetros analisados e metodologia utilizada.....	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Aplicação de EC em diversos efluentes, remoção de fósforo, nitrogênio e DQO obtida e tensão/densidade de corrente aplicada.	31
Tabela 2 - Fatores e níveis das variáveis independentes do experimento bifatorial 3^2	35
Tabela 3 - Caracterização do efluente do WCFV e do TS em relação a turbidez, pH, CE e temperatura.	38
Tabela 4 - Testes realizados e valores de concentração final para as variáveis respostas na EC-WC	38
Tabela 5 - Testes realizados e valores de concentração final para as variáveis respostas na EC-TS	39
Tabela 6 - Resumo ANOVA dos dados amostrais da EC-WC.	42
Tabela 7 - Resumo ANOVA dos dados amostrais da EC-TS	42
Tabela 8 - Modelos para estimativa das concentrações finais de turbidez, pH, CE e T° para EC-WC, R^2 e coeficientes de variação	43
Tabela 9 - Modelos para estimativa das concentrações finais de turbidez, pH, CE e T° para EC-TS, R^2 e coeficientes de variação	43
Tabela 10 - Dimensionamento dos reatores de EC em relação a corrente, tempo, densidade de corrente, produção de coagulante (m) e tensão (U) aplicados para os tratamentos EC-WC e EC-TS.....	45
Tabela 11 - Resumos dos valores obtidos nos experimentos e os definidos pelas legislações	68
Tabela 12 - Resumo do Teste Kruskal-Wallis para os efluentes do WCFV, EC-WC e EC-TS	69
Tabela 13 - Comparações Múltiplas -FWER para os efluentes do WCFV, EC-WC e EC-TS	70

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	14
2.1	OBJETIVO GERAL.....	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
3.1	PROCESSOS DE TRATAMENTO	15
3.1.1	Remoção Física	15
3.1.2	Remoção Biológica	15
3.1.2. 1	<i>Wetland Construído de Fluxo Vertical</i>	16
3.1.3	Remoção Química	18
3.1.3.1	<i>Coagulação (CC)</i>	18
3.2	ELETROCOAGULAÇÃO (EC)	20
3.2.1	Reações nas células de eletrocoagulação	22
3.2.2	Fatores que afetam a eletrocoagulação	25
3.2.2.1	<i>Eletrodos</i>	25
3.2.2.2	<i>Potencial Hidrogeniônico (pH)</i>	27
3.2.2.3	<i>Condutividade Elétrica</i>	27
3.2.2.4	<i>Densidade de corrente</i>	28
3.2.2.5	<i>Fonte de Energia</i>	28
3.2.2.6	<i>Produção de coagulante</i>	28
3.2.2.7	<i>Tensão</i>	29
3.2.2.8	<i>Consumo de Energia</i>	29
3.2.3	Eficiência na remoção de nutrientes, matéria orgânica carbonácea e microrganismos	30
4	MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1	EFLUENTE	32
4.2	REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO (EC).....	33
4.3	CONDIÇÕES OPERACIONAIS DOS REATORES DE EC.....	34
4.4	MONITORAMENTO	35
4.5	ANÁLISES LABORATORIAIS.....	36
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1	DEFINIÇÃO DA CORRENTE E TEMPO DE TRATAMENTO.....	38
5.1.1	Análise de Variância (ANOVA)	42
5.2	APLICAÇÃO DA EC E MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS NOS TRATAMENTOS EC-WC E EC-TS	45
5.2.1	Fósforo	46
5.2.2	Nitrogênio	48
5.2.3	Coliformes Totais e <i>Escherichia coli</i>	54
5.2.4	Matéria Orgânica Carbonácea	57
5.2.5	Turbidez	60
5.2.6	Cor Aparente	62
5.2.7	pH	63
5.2.8	Condutividade Elétrica (CE)	65
5.2.9	Temperatura	66
5.3	ANÁLISE GERAL DOS TRATAMENTOS	69
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	71
7	RECOMENDAÇÕES	73
	REFERÊNCIAS	74

APÊNDICE A - REGRESSÃO LINEAR MÚLTIPLA	82
APÊNDICE B – RESULTADOS DO MONITORAMENTO FÍSICO- QUÍMICO E BACTERIOLÓGICO.....	86

1 INTRODUÇÃO

O saneamento básico foi reconhecido pela Organização das Nações Unidas (ONU), em janeiro de 2016, como um direito humano, chamando a atenção para o assunto e instigando a percepção da população em geral de que o saneamento é um direito que deve ser reivindicado (ONU, 2016). No Brasil, cerca de 50,3% dos municípios possuem coleta de esgoto e somente 42,7% é tratado (SNIS, 2017), retratando a necessidade de estudos e investimentos na área.

Os efluentes não podem ser lançados diretamente no corpo receptor devido aos problemas ambientais e à saúde pública que eles podem gerar, oriundos dos constituintes dos esgotos como matéria orgânica carbonácea, nutrientes e microrganismos. O acúmulo de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em corpos hídricos pode acarretar na eutrofização, devido ao crescimento exacerbado de algas e plantas aquáticas, e inviabilizar o uso do recurso hídrico para indústria, recreação, pesca e abastecimento humano, por exemplo (SHARPLEY et al., 2003). Em relação à saúde pública, a ingestão de águas contaminadas pode causar doenças como amebíase, febre tifoide e paratifoide, gastroenterite, hepatite A e verminoses (COPASA, 2009).

Visando a diminuição da concentração de poluentes em efluentes antes do lançamento, cientistas e pesquisadores estão desenvolvendo melhorias nas tecnologias de tratamento convencionais e buscando ideias inovadoras para o tratamento de forma eficiente e econômica, como a eletrocoagulação (BUKHARI, 2008).

Na eletrocoagulação (EC), a geração do coagulante acontece *in situ* pelo processo de dissolução do metal do ânodo e formação de íons hidroxila e gás hidrogênio no cátodo. O coagulante desestabiliza os poluentes coloidais quebrando as emulsões e agregando poluentes em partículas. A turbulência gerada pelo oxigênio e o gás hidrogênio auxilia os coloides desestabilizados a flotar, impulsionando-os para a superfície da solução. Este processo é chamado de eletroflotação e pode ocorrer simultaneamente com a eletrocoagulação, por isto a EC também pode ser denominada como eletrocoagulação/flotação (ECF) (MORENO et al., 2009).

Este método eletroquímico tem sido utilizado com sucesso no tratamento de águas residuais, de óleos e graxas, de metais pesados, de lixiviados e efluentes industriais (ASWATHY et al., 2016; CHELLAM; SARI, 2016; DEMIRCI et al., 2015; HASAN et al., 2014; LUZ, 2012; THEODORO, 2010; UM; AYTAC, 2013). Por ser capaz de remover, simultaneamente, matéria orgânica, nutrientes, bactérias, metais pesados e outros poluentes, além de apresentar baixa produção de lodo e não implicar em gastos com aquisição de produtos

químicos, pode-se dizer que este é um método promissor no tratamento de efluentes (LUZ, 2012).

Wetland construídos de fluxo vertical é outro método de tratamento de efluentes no qual ações biológicas predominam. Sua grande aplicação é no tratamento descentralizado de esgotos, principalmente em locais que não possuem rede de coleta. Eles podem ser utilizados em empreendimentos comerciais e residenciais, em pequenas comunidades, condomínios, loteamentos e zonas rurais, por exemplo (TREIN et al., 2015). Apresentam boa eficiência na remoção de diversos parâmetros atendendo as restrições das legislações ambientais para lançamento (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; TREIN, t al., 2015; STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). Porém, podem não satisfazer as condições para reuso e lançamento em ecossistemas lênticos.

Na Universidade Federal de Santa Maria foi implantada uma estação de tratamento de efluente doméstico (ETE) experimental localizada junto a Casa do Estudante Universitário II, que é constituída por tanque séptico (tratamento primário) e *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV) (tratamento secundário), na qual estão sendo desenvolvidas diferentes pesquisas. Esta estação de tratamento experimental é integrante do projeto de pesquisa denominado RENTED – Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados, o qual foi criado pela chamada pública MCT/MCIDADE/FINEP/Ação Transversal – Saneamento Ambiental e Habitação – 06/10 e financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP). De acordo com Decezaro (2016), a estação apresenta boas eficiências de remoção para os parâmetros monitorados. Porém, ressalta-se que, os valores de concentração estavam no limiar da concentração máxima permitida pelo CONSEMA nº 355/2017; a eficiência de remoção de fósforo foi de apenas 13% não atingindo o mínimo estabelecido pela legislação cujo valor é 75% e nem a concentração final máxima que é de 4 mg.L⁻¹; o efluente apresentava elevada concentrações de coliformes totais, *Escherichia coli* e não pode ser lançado em ambientes lênticos e nem utilizados para reuso.

O nitrogênio e o fósforo são os principais responsáveis pela eutrofização dos corpos hídricos e este fenômeno deve ser evitado. Então, além do cumprimento das legislações vigentes, é importante que estudos estejam engajados na redução dos poluentes da forma mais eficiente possível, prezando a qualidade ambiental. Necessita-se de inovação e tecnologias avançadas que visem a remoção do fósforo, que não requeiram muito espaço nem instalação e que possuam baixa operação e manutenção.

Diante disso, propõe-se um tratamento terciário para o sistema por eletrocoagulação visando reduzir as concentrações finais de diversos poluentes, especialmente o fósforo que não

é removido eficientemente pelo WCFV. O pós-tratamento permitirá a geração de um efluente menos concentrado, com características para ser lançado em reservatórios, utilizado na reciclagem interna e para reuso direto, por exemplo. Além disso, um sistema de tratamento de esgoto descentralizado que produz efluente final com características de reuso é atrativo para empreendimentos, condomínios, loteamento, entre outros.

Concomitantemente, propõe-se a aplicação da eletrocoagulação como tratamento secundário no efluente do tanque séptico, a fim de analisar a viabilidade da aplicação deste processo e se o mesmo é suficiente para gerar um efluente com qualidade que atenda a Resolução CONSEMA nº 355/2017, Resolução CONAMA nº 430/2011 e NBR 13.969/1997 em relação aos parâmetros de nutrientes (nitrogênio e fósforo), bacteriológicos (coliformes totais e *Escherichia coli*), matéria orgânica carbonácea (DQO), turbidez, cor aparente, pH, condutividade elétrica e temperatura.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Aplicar a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio como tratamento terciário para o efluente de um *wetland* construído de fluxo vertical (EC-WC) e como tratamento secundário para o efluente de um tanque séptico (EC-TS), tratando o efluente sanitário de uma ETE Experimental da Casa do Estudante Universitário da UFSM (Santa Maria, RS).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos consistem em:

- Avaliar a melhor combinação de corrente elétrica e tempo de detenção hidráulica para aplicação da eletrocoagulação em cada efluente;
- Avaliar a eficiência de remoção de fósforo, nitrogênio, coliformes totais, *Escherichia coli*, matéria orgânica carbonácea, turbidez, cor aparente, condutividade elétrica e monitorar pH e temperatura, no efluente de um WCFV;
- Avaliar a eficiência de remoção de fósforo, nitrogênio, coliformes totais, *Escherichia coli*, matéria orgânica carbonácea, turbidez, cor aparente, condutividade elétrica e monitorar pH e temperatura, no efluente de um TS;
- Comparar os tratamentos WCFV, EC-WC e EC-TS em relação à qualidade do efluente gerado.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 PROCESSOS DE TRATAMENTO

O tratamento das águas residuais visa a remoção de microrganismos e poluentes e pode ser realizado por três principais processos: físicos, biológicos e químicos.

3.1.1 Remoção Física

Nos processos físicos ocorre a aplicação de forças físicas, como a gravidade, e são constituídos basicamente por estruturas que permitem a remoção dos sólidos grosseiros e sedimentáveis. As estruturas mais utilizadas são: grades, peneiras, caixas de areia, sedimentador e flotor. Além disso, a filtração em areia ou membranas pode ser utilizada para a remoção de matéria em suspensão coloidal e microrganismos (VON SPERLING, 2014).

A remoção física por si só não é efetiva para o tratamento de efluentes, removendo apenas aproximadamente 30% da matéria orgânica. Por isto, ela é interligada aos outros processos de tratamento.

3.1.2 Remoção Biológica

A remoção biológica é aquela que acontece pela ação de agentes biológicos, como bactérias, algas e protozoários. Os objetivos gerais são transformar (oxidar) os constituintes biodegradáveis, incorporar os sólidos suspensos e dissolvidos em flocos biológicos ou biofilme, e transformar ou remover nutrientes como nitrogênio e fósforo (METCALF & EDDY, 2013).

A decomposição da matéria orgânica do esgoto não acontece por uma única linhagem microbiana, mas por comunidades presentes no próprio efluente que estabelecem relação de convivência. Quando existe oxigênio livre no meio, a biodegradação da matéria orgânica ocorre pela via aeróbia, caso contrário, a biodegradação é anaeróbia. (SANT'ANNA JUNIOR, 2013).

Na degradação aeróbia, parte dos substratos é convertida em biomassa bacteriana e parte mineralizada para gás carbônico (CO_2) e água (H_2O). Como existe a presença de oxigênio (O_2) ele é utilizado como receptor final de elétrons. Na degradação anaeróbia, por outro lado, os substratos são transformados em produtos mais simples, como metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2). Este processo ocorre por meio das fases de: hidrólise (em que os compostos orgânicos complexos como carboidratos, lipídeos e proteínas são convertidos a composto mais simples),

acidogênica (conversão da matéria orgânica em ácidos orgânicos), acetogênica (compostos gerados anteriormente são oxidados e convertidos até hidrogênio, dióxido de carbono e acetato) e a fase metanogênica (conversão dos ácidos orgânicos em metano, dióxido de carbono e água) (VON SPERLING, 2014).

Os tanques sépticos são um exemplo de reatores anaeróbios no qual estas reações bioquímicas promovem o tratamento do efluente por meio da remoção de parte da matéria orgânica e dos sólidos sedimentáveis. As eficiências de tratamento estão relacionadas com o dimensionamento e operação do sistema e podem atingir valores médios de redução de 25-30% de DQO e 55-65% de sólidos em suspensão. Porém, não são suficientes para geração de efluente com qualidade e necessitam de complementação (VON SPERLING, 2014).

Os processos biológicos são os mais utilizados para tratamento de efluentes domésticos e apresentam boa eficiência na remoção de matéria orgânica, podendo alcançar até 95%, uma vez que o próprio efluente contém os microrganismos necessários para compor as culturas que atuam na degradação dos poluentes. Entretanto, por se tratar de um processo biológico, vários fatores podem afetar o desenvolvimento dos microrganismos, como temperatura, pH, disponibilidade de nutrientes e oxigênio e acabar prejudicando o funcionamento do mesmo.

Em geral, no tratamento biológico a eficiência de remoção de nitrogênio atinge valor máximo de 50% enquanto que a de fósforo é inferior a 30%, implicando na necessidade de remoção de P por outras técnicas (VON SPERLING, 2014). Necessita-se de inovação e tecnologias avançadas, que visem a remoção do fósforo e que não precisem de muito espaço e instalação, com baixa operação e manutenção.

3.1.2.1 Wetland Construído de Fluxo Vertical

Os *wetlands* naturais são banhados compostos por água ou efluente, substratos, microrganismos e plantas que interagem e promovem a autodepuração biológica (WOOD, 1995). Os *wetlands* construídos visam reproduzir estas características dos sistemas naturais, mas de uma forma que seja possível controlar o tratamento.

Wetlands construídos de fluxo vertical (WCFV) são módulos com superfície plana, preenchidos com material de recheio, como brita e areia, e plantados com macrófitas. A forma de aplicação do efluente é intermitente, que além de gerar a inundação do módulo e percolação vertical do líquido ao longo do perfil, promove o arraste de oxigênio atmosférico para o material filtrante propiciando as condições para o desenvolvimento dos microrganismos aeróbios. Na base, os WCFV possuem um sistema de drenagem para coleta do efluente e são

impermeabilizados, a fim de evitar o contato do efluente com o solo e o lençol freático (PHILLIPPI, SEZERINO, 2004).

As reações biológicas e físico-químicas ocorrem pela interação entre as plantas, os microrganismos e o material filtrante. As vegetações utilizadas nestes sistemas recebem, geralmente, a denominação de macrófitas e são plantas que crescem em ambientes de transição, sistemas aquáticos e terrestres (KLETECKE, 2011). Além disso, estas precisam de diferentes elementos para seu crescimento, por exemplo: nitrogênio, fósforo, carboidratos e lipídeos, os quais extraem do efluente (ESTEVES, 2011).

A fauna é constituída por diversos microrganismos como bactérias, protozoários, fungos e algas. A principal atuação destes ocorre no biofilme formado no material filtrante e nas raízes das plantas. Todos os microrganismos são importantes, porém as bactérias são as mais atuantes na decomposição da matéria orgânica e reciclagem de nutrientes (PHILLIPPI, SEZERINO, 2004; SAEED, SUN, 2012).

O material filtrante possui duas funções principais que são: (a) o crescimento das plantas e (b) o desenvolvimento dos microrganismos. Logo, é importante que o material de recheio apresente boa condutividade hidráulica (condição de fluxo) e bom potencial reativo a fim de criar forças de atração com as moléculas orgânicas e inorgânicas (adsorção) (PHILLIPPI, SEZERINO, 2004).

A eficiência do tratamento em WCFV depende de fatores como: carga, operação, manutenção, temperatura e pH. De maneira geral é possível obter-se em média 95% de remoção de DBO₅ e 90% de nitrificação, porém a remoção de fósforo é baixa e pode não satisfazer as legislações (BRIX, ARIAS, 2005).

Estudos brasileiros recentes relatam a eficiência de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) e fósforo ortofosfato (P-PO₄³⁻) superiores a 55%, 56%, e 13%, respectivamente (DECEZARO, 2016; MONTEIRO, SEZERINO, 2015; PELISSARI et al., 2015). Em relação a coliformes totais e *E. coli.*, Decezaro (2016) encontrou decaimento global médio de 0,94 log para coliformes totais e 0,84 log para *E. coli.*

A remoção de fósforo é mais complicada e baixas eficiências geralmente são registradas (AYAZ et al., 2012; BRIX, ARIAS, 2005; TANG et al., 2008; STEFANAKIS, TSIHRINTZIS, 2012). Os principais mecanismos de remoção de fósforo são adsorção ao material filtrante, consumo microbiano e assimilação pelas plantas, destacando que a remoção de P aumenta com o aumento do tempo de detenção hidráulica (TANG et al., 2008; STEFANAKIS, TSIHRINTZIS, 2012) o que não é comum em WCFV, limitando a aplicação deste para tal.

3.1.3 Remoção Química

Os processos químicos foram desenvolvidos para aplicação direta no efluente bruto e como processo unitário complementar ao tratamento secundário de efluentes. Este tipo de operação remove, principalmente, partículas coloidais e sólidos em suspensão (EL-GOHARY et al., 2010). Assim, além de remover nutrientes, ocorre a remoção de organismos patogênicos que podem ser prejudiciais à saúde. As aplicações mais importantes dos processos químicos e físico-químicos no tratamento de efluentes são: desinfecção, precipitação de fósforo, coagulação de material particulado, oxidação, processos oxidativos avançados e troca iônica (METCALF & EDDY, 2013).

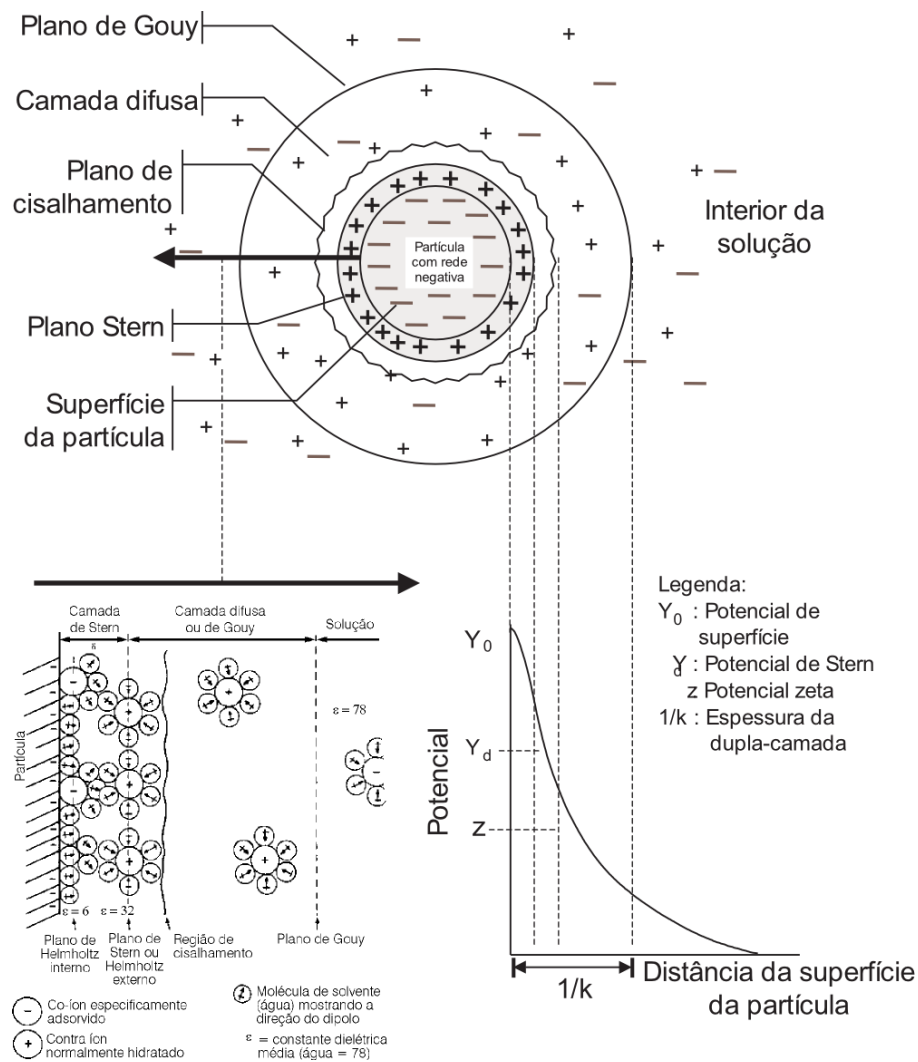
Unidades químicas de tratamento de efluentes geralmente são mais compactas e com menos fatores ambientais interferentes no processo. Por outro lado, gera-se grande quantidade de lodo que precisará ser tratado ou encaminhado para disposição final ambientalmente adequada, além dos elevados gastos energéticos e com aquisição de coagulantes (METCALF & EDDY, 2013).

3.1.3.1 Coagulação (CC)

Segundo Mollah et al. (2001), a coagulação é um fenômeno de neutralização das cargas das partículas coloidais por meio da colisão mútua com contra-íons, resultando na agregação e sedimentação ou flotação das partículas coloidais. Os coloides são partículas de tamanho microscópico entre 0,01 e 10 μm , que lhes conferem a característica de elevada relação área superficial/volume, ou seja, grande área superficial exposta. Além disso, possuem carga elétrica na interface com a água, o que produz uma barreira que impede a agregação destas partículas (METCALF & EDDY, 2013), conforme Figura 1.

As partículas coloidais são, geralmente, carregadas negativamente na água de modo que elas se repelem e permanecem suspensas. Esta carga superficial pode ser oriunda da “ionização de grupos ou sítios superficiais, imperfeição da estrutura cristalina da superfície do sólido, adsorção específica de íons e/ou solubilização diferenciada de cátions e ânions” (CARISSIMI, 2003).

Figura 1 - Esquema de uma partícula carregada e os respectivos potenciais associados à dupla camada elétrica na interface sólido-líquido.



Fonte: (JAFELICCI JR; VARANDA, 1999).

Os contra-íons são responsáveis por neutralizar a carga, aderindo à superfície dos colóides e mantidos pela ação de forças eletrostáticas (repulsivas) e de van der Waals (METCALF & EDDY, 2013), formando uma dupla camada elétrica. Esta consiste em uma camada interna (camada de Stern ou Helmholtz), onde os íons de cargas contrárias estão ligados, e uma camada externa onde os íons estão difusos (camada difusa ou camada de Gouy-Chapman). A interface entre as camadas interna e externa é denominada de superfície de cisalhamento (VEPSÄLÄINEN, 2012).

O potencial zeta representa a diferença de tensão entre a primeira e segunda camada, ou seja, entre a superfície do colóide e a do meio, indicando a extensão da repulsão entre as partículas coloidais de mesma carga sendo que, quanto maior o valor do potencial zeta, maior

a repulsão entre as partículas e mais estável o sistema coloidal. Na faixa de +30 a -30 mV, os colóides estão estáveis não permitindo a formação de agregados (VEPSÄLÄINEN, 2012).

A estabilidade dos coloides é proveniente do equilíbrio entre as forças eletrostáticas repulsivas (decorrentes da presença de duas camadas elétricas nas superfícies das partículas) e a energia de atração das forças de London-van der Waals, conhecida como teoria DLVO (Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek) a qual estima essas energias. Logo, os coagulantes possuem a função de desestabilizar os coloides, reduzindo as forças repulsivas e forçando as partículas a se agregar (VEPSÄLÄINEN, 2012).

Na coagulação, adicionam-se produtos químicos (coagulantes) que reduzem a carga superficial e a repulsão eletrostática (reduzindo o potencial no plano de cisalhamento e o potencial zeta) até que as partículas coloidais se aproximem, entrem em contato uma com as outras e se agregam formando partículas maiores que podem sedimentar ou flotar (MOLLAH et al., 2001). Os principais produtos químicos utilizados são sais metálicos: alumínio (Al^{3+}), ferro (Fe^{3+}) e cálcio (Ca^{2+}). A escolha do produto químico a ser utilizado depende das concentrações de contaminantes, concentrações de sólidos em suspensão, alcalinidade, custo do produto e fornecimento e, compatibilidade com outros processos nas estações de tratamento de efluentes (METCALF & EDDY, 2013).

Segundo Di Bernardo (2003), destacam-se quatro mecanismos no processo de coagulação: compressão da camada difusa, adsorção e neutralização de cargas, varredura e adsorção e formação de pontes. A primeira ocorre quando os coagulantes adicionados ao meio provocam o aumento da densidade de carga no entorno da partícula e a diminuição da camada dupla permitindo que a coagulação ocorra. No mecanismo de adsorção e neutralização das cargas, a adição do coagulante no meio provoca a desestabilização das cargas superficiais dos coloides e gera diversas espécies hidrolisadas que serão adsorvidas as partículas coloidais, facilitando a coagulação. Na varredura, a adição de altas dosagens de coagulantes provoca a neutralização das cargas e consequente formação de flocos densos que podem sedimentar ou flotar. Por fim, o processo de adsorção e formação de pontes, envolve a adição de polieletrólitos os quais possuem cadeias longas com sítio ionizáveis que irão provocar a desestabilização das partículas coloidais.

3.2 ELETROCOAGULAÇÃO (EC)

O tratamento por processos que utilizam eletricidade foi proposto pela primeira vez em 1889; o método da eletrocoagulação foi patenteado em 1909 e a primeira aplicação em escala

real aconteceu em 1946, nos Estados Unidos. Porém devido ao elevado gasto energético este método acabou não obtendo grande sucesso na época (BONILLA, 1947 apud CHEN, 2004).

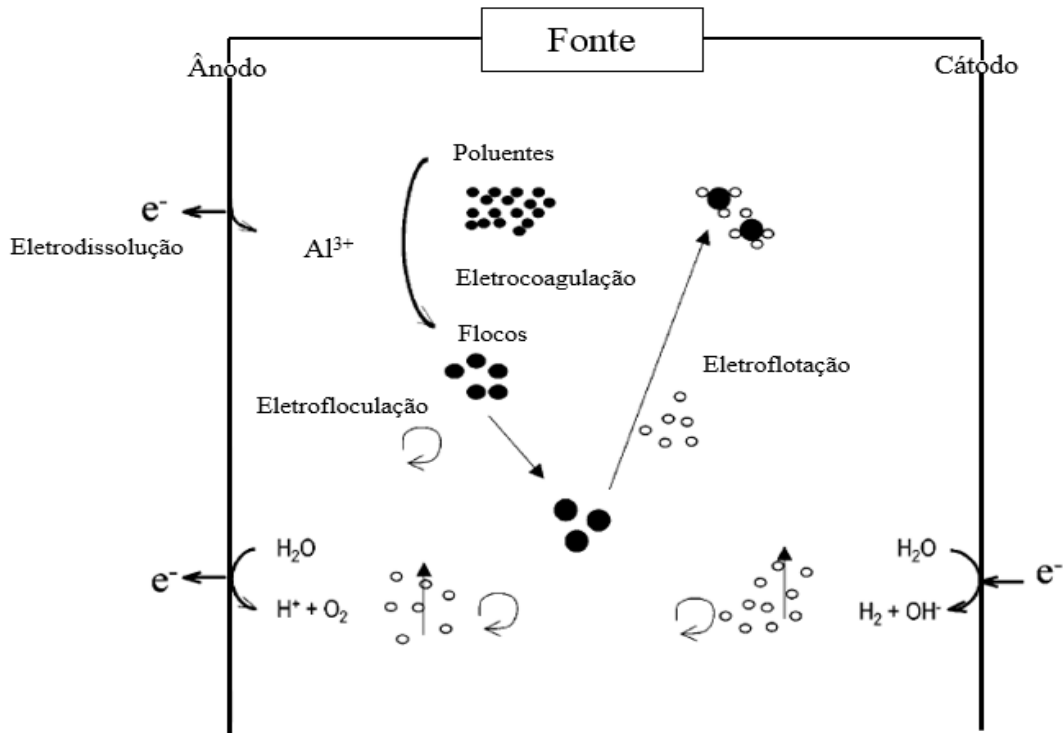
Nas últimas décadas, a determinação de valores restritivos exigidos para o lançamento de efluente pela Resolução CONAMA nº 430/2011 e Resolução CONSEMA nº 355/2017, tem forçado a investigação de novas tecnologias e aprimorado as existentes. Neste contexto, as tecnologias eletroquímicas ganharam destaque novamente, entre elas a eletrocoagulação, um método eficiente para tratamento de água e efluentes (CHEN, 2004).

O princípio deste método é passar eletricidade pela água, a fim de promover a desestabilização da solução. Ele segue o mesmo princípio da coagulação, ambos os métodos objetivam a remoção das partículas por meio da desestabilização/neutralização das forças repulsivas que mantêm as partículas suspensas no meio. Entretanto, ao invés de utilizar sais, os cátions são produzidos diretamente nos eletrodos. Os materiais necessários para o processo de eletrocoagulação são simplificados, necessitando-se de uma fonte de energia, um eletrólito (meio aquoso) e pelo menos, um par de eletrodos (ânodo-cátodo). Entretanto, a operação é um processo complexo pois envolve muitos fenômenos físicos e químicos a serem definidos e monitorados.

De forma objetiva, a eletrocoagulação inicia com a aplicação de uma diferença de potencial nos eletrodos. O cátodo sofre redução e promove a hidrólise da água, gerando gás hidrogênio e o radical hidroxila, enquanto que o ânodo sofre o processo de oxidação, gerando espécies catiônicas que são lançadas no meio. O cátion formado, denominado de coagulante, reage com a solução e os íons hidroxilas, formando os hidróxidos metálicos que favorecem a formação de flocos, anulando as cargas negativas, agregando as partículas suspensas e adsorvendo as dissolvidas, iniciando a coagulação. Os contaminantes são removidos por reações químicas ou coalescência do material coloidal (ATTOUR et al, 2014; CANIZARES et al, 2005; CHEN, 2004). O gás hidrogênio e microbolhas de oxigênio tendem a subir à superfície auxiliando no arraste das partículas floculadas para a parte superior do líquido acarretando na clarificação do efluente. Este processo é chamado de eletroflotação (CHEN, 2004). A Figura 2 ilustra o processo.

De acordo com Mollah et al. (2001), o processo pode ser resumindo em três fases: (i) formação de coagulantes pela oxidação eletrolítica do eletrodo de sacrifício, (ii) desestabilização dos contaminantes, das partículas suspensas e quebra de emulsões e (iii) agregação das partículas desestabilizadas para formar flocos.

Figura 2 - Principais estágios da eletrocoagulação.



Fonte: Adaptado de CANIZARES et al., 2005.

A remoção dos flocos pode ocorrer por flotação ou sedimentação, dependendo da configuração do reator. Para reatores simples, a flotação ocorre naturalmente e por isto, por vezes está técnica recebe o nome de eletrocoagulação/flotação (ECF) (EMAMJOMEH, SIVAKUMAR, 2009).

3.2.1 Reações nas células de eletrocoagulação

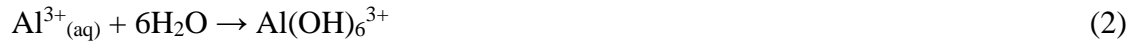
Diversos metais podem ser utilizados como eletrodos, por exemplo, liga de magnésio, alumínio e zinco (VASUDEVAN et al. 2009), aço inoxidável (BUKHARI, 2008), ferro (ânodo) e aço (cátodo) (WEI et al., 2012). Porém, os metais mais utilizados são o alumínio e o ferro uma vez que estes metais estão disponíveis, não são tóxicos e são comprovadamente confiáveis (MOUSSA et al., 2017).

Para o alumínio, Crespilho e Rezende (2004) sugerem que a descrição do processo envolvido, simplificada, ocorre de acordo com o seguinte mecanismo (Equações 1, 2, 3 e 4):

Oxidação do Alumínio Sólido (Reação Anódica)



Solvatação do Cátion formado



Formação do Agente Coagulante



Reações Secundárias



Este é o mecanismo geral e que na maioria das vezes acontece. Entretanto, dependendo do pH do meio aquoso pode ocorrer a formação de diferentes hidróxidos de alumínio, como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ e $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$. A remoção dos poluentes acontece por adsorção e neutralização de cargas.

Além da formação do agente coagulante, ocorre também a formação de microbolhas de gases, que são responsáveis pela flotação dos flocos. No ânodo, ocorre o desprendimento do oxigênio enquanto que no cátodo ocorre o desprendimento do hidrogênio, conforme Equações 5 e 6 (MOLLAH et al., 2001):

Desprendimento de oxigênio - ânodo



Desprendimento de hidrogênio - cátodo:

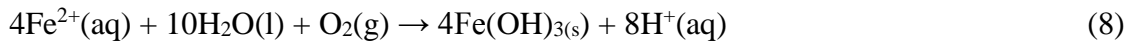


O desprendimento do hidrogênio gera OH^{-} , que em excesso pode gerar efluente alcalino.

Para o ferro, existem dois mecanismos principais para a formação de $\text{Fe}(\text{OH})_n$, onde $n=2$ ou 3 (MOLLAH et al., 2001). As equações 7, 8, 9 e 10 demonstram o mecanismo 1 e as Equações 11, 12, 13 e 14 o mecanismo 2.

- Mecanismo 1

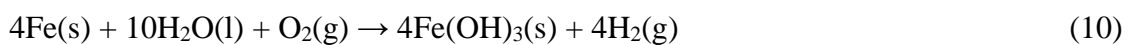
Ânodo:



Cátodo:



Equação Geral:



- Mecanismo 2

Ânodo:



Cátodo:



Equação Geral:



Enquanto a eletrocoagulação ocorre, “os $\text{Fe(OH)}_{n(\text{s})}$ formados se encontram como suspensão gelatinosa que podem remover os poluentes por complexação ou por atração eletrostática, seguida de coagulação” (MOLLAH et al., 2001). Na primeira reação, um íon metálico (M) reage com um ligante (L) resultando na formação de um complexo (ML). Na atração eletrostática, compostos de cargas opostas se atraem (DANESHVAR et al., 2003).

Ainda não há unanimidade sobre o melhor material para os eletrodos. A escolha depende muito das características da solução a ser tratada. Entretanto, alguns estudos com ferro relatam que o efluente adquiriu cor amarelada e turva ao final do processo provavelmente causadas pelo ferro (MORENO, et al., 2009, CHEN et al., 2004), o que não ocorre com o alumínio.

3.2.2 Fatores que afetam a eletrocoagulação

Os tratamentos visam alcançar a máxima eficiência do processo ao menor custo operacional. Por isto, é necessário o conhecimento dos parâmetros que podem influenciar o desempenho do método sendo aplicado. Em relação a eletrocoagulação, os fatores que exercem maior interferência são: eletrodos, pH, condutividade, densidade de corrente, fonte de alimentação, produção do coagulante, tensão e consumo de energia.

3.2.2.1 Eletrodos

Na EC objetiva-se obter a máxima liberação de cátions pelo ânodo, com o menor gasto de energia. Logo, quanto maior a área superficial do ânodo, maior será a corrosão com menor gasto energético (LEE; GAGNON, 2014).

Quanto à geometria, os eletrodos devem estar espaçados igualmente em toda sua extensão, pois a densidade de corrente não é distribuída uniformemente na extensão do ânodo, mas será máxima nos pontos em que o ânodo está mais próximo ao cátodo (MERMA, 2008). O arranjo dos eletrodos pode ser na forma monopolar ou bipolar.

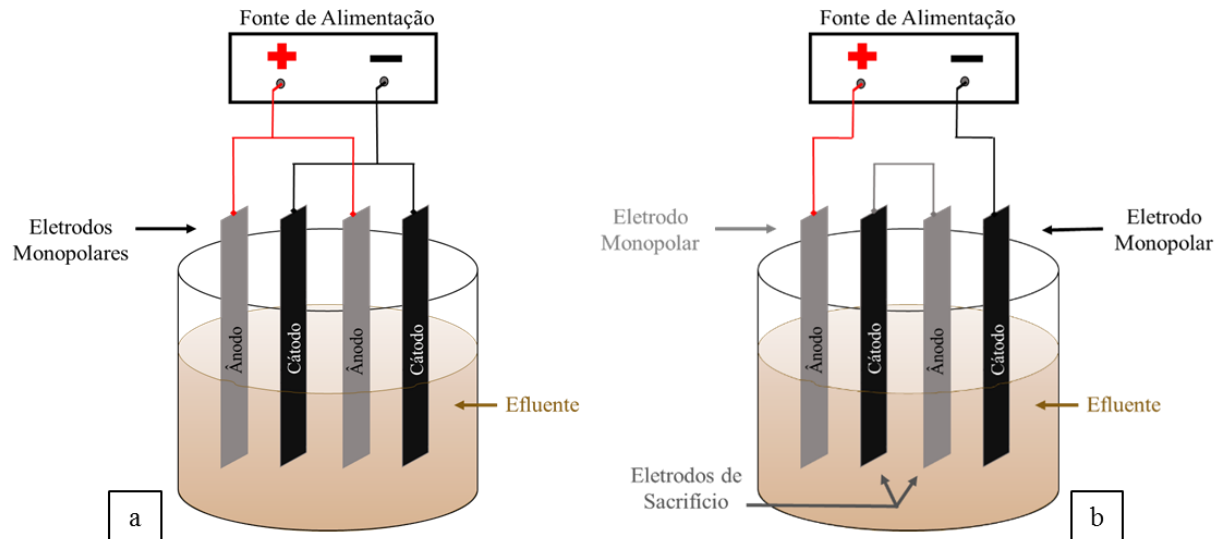
De acordo com Mollah et al. (2004) e Moussa et al. (2017), a configuração monopolar pode ser em série ou em paralelo. Nas conexões em paralelo, as placas metálicas são ligadas a fonte de energia e, caso haja mais de um par de placas, a corrente elétrica é dividida entre os eletrodos (Figura 3a). Nas conexões em série, os eletrodos externos estão conectados a fonte de energia enquanto que os eletrodos internos estão ligados entre si, porém sem nenhuma conexão com os eletrodos externos. Os eletrodos internos são chamados de "eletrodos de sacrifício" e possuem a função de reduzir o consumo no ânodo e a passivação no cátodo. Esta configuração requer maior potencial para atingir a corrente elétrica, devido a maior resistência gerada (Figura 3b).

A terceira configuração é bipolar em série na qual os eletrodos externos são ligados a fonte de energia, sendo um deles o cátodo e o outro o ânodo e ambos monopolares, e os eletrodos de sacrifício não estão conectados a nenhum outro. Uma vez que a corrente é aplicada e passa pelos eletrodos principais, os intermediários adquirem a bipolaridade, isto é, são carregados positivamente e negativamente, criando um circuito em série (Figura 4).

Estudos mostram que os eletrodos configurados na forma bipolar tendem a consumir mais energia (MOLLAH et al., 2004, DEMIRCI; PEKEL; ALPBAZ, 2015; MOUSSA et al., 2017). Entretanto, considerações gerais sobre os eletrodos ainda requerem pesquisa pois a

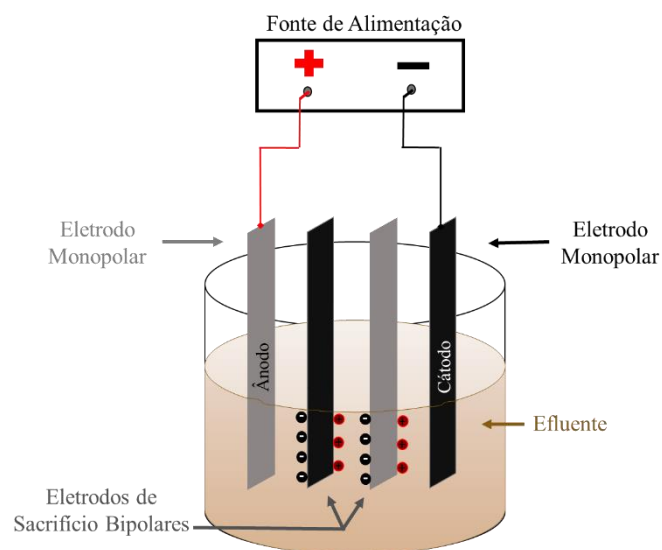
escolha da configuração adequada pode estar relacionada com a eficiência de remoção de determinado parâmetro e o custo operacional, e existem poucos estudos abordando os efeitos de cada configuração (LEE; GAGNON, 2014).

Figura 3 - Reator de EC com eletrodos monopolares em (a) paralelo e (b) série.



Fonte: Autora.

Figura 4 - Reator de EC com eletrodos bipolares em paralelo.



Fonte: Autora.

3.2.2.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH) do meio pode ser alterado durante o processo de EC dependendo do material utilizado como eletrodo e do pH inicial da amostra. Estudos mostram que o pH do eletrólito após a EC pode aumentar para amostras inicialmente ácidas e diminuir para amostras inicialmente alcalinas, ou seja, a reação tende a um pH neutro (pH =7) (CHEN, 2004).

Em condições ácidas, o aumento do pH é ocasionado pela liberação do CO₂, proveniente do borbulhamento de hidrogênio e da formação de precipitados de alumínio (CHEN, 2004). A diminuição do pH em condições alcalinas, é devido a formação dos precipitados de hidróxidos com outros cátions e formação de Al(OH)₄⁻, o qual consome alcalinidade, conforme Equação 15 (CHEN, 2004):



Na maioria dos estudos, a remoção ótima aconteceu na faixa de pH entre 5,5 - 7,8 (ASWATHY et al., 2016; EMAMJOMEH et al., 2009; CHELLAM; SARI, 2016; WAN et al. 2011). Além disso, para os eletrodos de alumínio, as melhores eficiências de remoção foram encontradas em pH próximo a neutralidade (CHEN, 2004).

A maior interferência do pH no processo é o valor de pH inicial do eletrólito, pois é ele quem determina as espécies de hidróxido que serão formadas. Por exemplo, para o alumínio, Al(H₂O)₆³⁺ é predominante em pH < 4, Al(OH)²⁺ e Al(OH)₂⁺ em pH entre 5 e 6, Al(OH)_{3 (s)} entre pH 5,2 e 8,8 e Al(OH)₄ acima de pH 9 (UN, KOPARAL e OGUTVEREN, 2009; JIMÉNEZ et al., 2012). Com isso, percebe-se a dinâmica variada de formação de produtos da hidrólise. Entretanto, é difícil estabelecer um consenso para este parâmetro, pois ainda não há estudos com o mesmo efluente, configuração de eletrodos, doses, tempos de retenção e outros parâmetros, além de que o pH da solução muda durante a EC.

3.2.2.3 Condutividade Elétrica (CE)

A condutividade elétrica da solução interfere na tensão da célula e na eficiência da corrente, o que conseqüentemente interfere no consumo energético (LEE; GAGNON, 2014).

Condutividades baixas requerem maior consumo de energia, devido a maior resistência entre os eletrodos, ou seja, a baixa capacidade de condução da corrente elétrica. Assim, é

necessária a aplicação de uma maior tensão para se obter a densidade de corrente desejada, implicando no maior consumo de energia (UN, KOPARAL e OGUTVEREN, 2009). Para altas condutividades, o processo inverso ocorre.

3.2.2.4 Densidade de corrente ($A.m^{-2}$)

A densidade de corrente é um importante fator operacional pois influencia na performance do processo e a velocidade das reações. Por definição, densidade de corrente é a corrente (A) aplicada dividida pela área superficial submersível do ânodo (m^2) (LEE, GAGNON, 2014). Este parâmetro indica a taxa de geração de cátions no ânodo por unidade de área e pode-se inferir que, quanto maior a densidade, maior o desgaste do eletrodo, mas também maior a remoção de poluentes. Ainda, a densidade de corrente está diretamente relacionada com a taxa de produção de bolhas e o crescimento dos flocos (WEI et al., 2012).

3.2.2.5 Fonte de Energia

Segundo Lee e Gagnon (2014), a maioria dos estudos de EC utilizam corrente contínua como fonte de energia no processo, que pode ser operada em corrente constante ou tensão constante. No primeiro, o valor de corrente aplicado é mantido constante enquanto que o valor de tensão varia dependendo da resistência da célula. Para tensão constante o processo é inverso.

Ainda, a fim de evitar a passivação dos eletrodos, que é a formação de um filme passivo que aumenta a resistividade dos eletrodos, pode-se alternar periodicamente a polaridade dos eletrodos trocando os ânodos e o cátodos (LEE, GAGNON, 2014).

3.2.2.6 Produção de coagulante (g)

Como descrito anteriormente, a formação do agente coagulante ocorre através da passagem de corrente elétrica nos eletrodos e liberação dos cátions. A massa cátions metálicos gerada pela EC pode ser calculada usando a Lei de Faraday's (LEE; GAGNON, 2014) (Equação 16):

$$m = \frac{ItM}{zF} \quad (16)$$

Sendo:

m: massa do cátion gerado (g)

I: corrente (A)

t: tempo (s)

M: massa molecular do metal ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$)

Z: número de elétrons transferidos;

F: constante Faraday's ($96.485 \text{ C}\cdot\text{mol}^{-1}$)

Quando o metal utilizado é o alumínio, Z é igual a 3, enquanto que para eletrodos de ferro, Z é igual a 2 ou 3, dependendo da espécie de ferro gerada.

3.2.2.7 Tensão (V)

A tensão aplicada está relacionada com a densidade de corrente, distância entre os eletrodos e a condutividade do efluente (LEE; GAGNON, 2014) (Equação 17).

$$U = \frac{\partial d}{k} \quad (17)$$

Sendo

U: tensão aplicada (V);

∂ : densidade de corrente ($\text{A}\cdot\text{m}^{-2}$);

d: distância dos eletrodos (m);

K: condutividade do efluente ($\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$).

3.2.2.8 Consumo de Energia (kWh/m^3)

A EC necessita de uma fonte de alimentação para que todo o processo ocorra. Segundo Koby et al. (2006) o consumo de energia é calculado por (Equação 18).

$$C_{\text{energy}} = \frac{Uit}{v} \quad (18)$$

Sendo

C: consumo de energia (em kWh/m^3 de efluente tratado);

U: tensão elétrica aplicada ao processo (V);

I: corrente elétrica aplicada (A);

t: tempo de aplicação da corrente ou tempo de retenção (s);

v: volume de efluente tratado (m^3).

3.2.3 Eficiência na remoção de nutrientes, matéria orgânica carbonácea e microrganismos

A eficiência do tratamento depende da natureza dos poluentes a serem removidos (LEE, GAGNON, 2014). Na Tabela 1 são mostrados alguns estudos em que a EC foi aplicada para o tratamento de efluentes e a eficiência de remoção de nutrientes e matéria orgânica carbonácea.

A aplicação da EC em efluentes é bastante diversificada, sendo que cada autor estuda a remoção de poluentes de seu interesse, avaliando somente um dos parâmetros ou utilizando diferentes eletrodos para um mesmo efluente. De forma geral e baseado nestes estudos, pode-se dizer que a eletrocoagulação apresenta altas eficiências de remoção para fósforo, nitrogênio e matéria orgânica carbonácea. A remoção de ortofosfato e nitrogênio amoniacal em alguns estudos atingiu o valor de 99% (BATTISTELLI et al., 2015; HASAN et al., 2014; TIAN et al., 2016) e a remoção de DQO chegou a 97% (SILVA et al., 2015).

Poucos estudos visando a remoção de microrganismos prejudiciais à saúde humana também foram realizados.

Zhu, Clifford e Chellam (2005) conseguiram remover 99,99% do bacteriófago MS2 (vírus) em uma amostra de água por meio da eletrocoagulação, com eletrodos de ferro e densidade de corrente de $0,25 \text{ mA.cm}^{-2}$.

Ghernaout et al. (2008) testaram eletrodos de aço e alumínio para remoção de *Escherichia coli* em água e encontraram que os eletrodos de alumínio foram mais eficientes e quem com tempo de detenção de 30 minutos, 100% das células de *E. coli* foram removidas.

Makwana e Ahammed (2016) conseguiu remover 99,81% de coliformes totais e 99,86% de coliformes fecais aplicando a eletrocoagulação como pós-tratamento de efluente doméstico tratado em UASB.

Tabela 1- Aplicação de EC em diversos efluentes, remoção de fósforo, nitrogênio e DQO obtida e tensão/densidade de corrente aplicada.

Autor	Efluente	Reator	Eletrodo (ânodo/cátodo)	Remoção de Ortofosfato (PO_4^{-3})	Remoção de Fósforo Total	Remoção de N amoniacal (N-NH_4^+)	Remoção DQO	Tensão/Corrente/Densidade corrente
Barbosa e Teran (2009)	Lavagem de plásticos	EC	Alumínio			80%	80%	13V/4 A
Battistelli et al. (2015)	Lodo Ativado	Biorreator + EC	Alumínio/Aço Inoxidável	99%				2,0 V
Gao et al. (2017)	Sintético (fósforo e nitrogênio)	EC no Wetland	Ferro		90%	84%		0,7 A.m ²
Hasan et al. (2014)	Doméstico	Biorreator + EC	Alumínio/Aço Inoxidável	99%		99%	92%	12 A.m ²
Kim et al. (2010)	Doméstico	EC	alumínio	89%	79%			1,70 V
Kobyta et al. (2006)	Indústria salgadinhos de batata	EC	Alumínio				60%	200 A.m ²
Kuokkanen et al. (2015)	Sintético (fósforo)	EC	Alumínio/Ferro	96%				100 A.m ²
Kuokkanen et al. (2015)	Mineração	EC	Alumínio/Ferro	79%				100 A.m ²
Kuokkanen et al. (2015)	Laticínios	EC	Alumínio/Ferro	93%				100 A.m ²
Kushwaha et al. (2010)	Laticínios (sintético)	EC	Ferro				70%	270 A.m ²
Mores et al. (2016)	Suinocultura	EC	Alumínio		93%			500 A.m ²
Mores et al. (2016)	Suinocultura	EC	Ferro		96%			500 A.m ²
Silva et al. (2015)	Emulsão água/óleo (sintético)	EC	Alumínio				97%	55,5 A.m ²
Silva et al. (2015)	Emulsão água/óleo (sintético)	EC	Ferro				96%	55,5 A.m ²
Tian et al. (2016)	Esgoto doméstico	EC	Alumínio/ Cátodo de ar	97–99%		79 - 99%	68 - 82%	6 - 12 A.m ²
Tian et al. (2016)	Sintético (fósforo e nitrogênio)	EC	Alumínio/ Cátodo de ar	44–76%		74 - 95%		4 - 23 A.m ²
Tran et al. (2012)	Efluente final de ETE	EC	Aço			97%		382 A.m ²

Fonte: Autora.

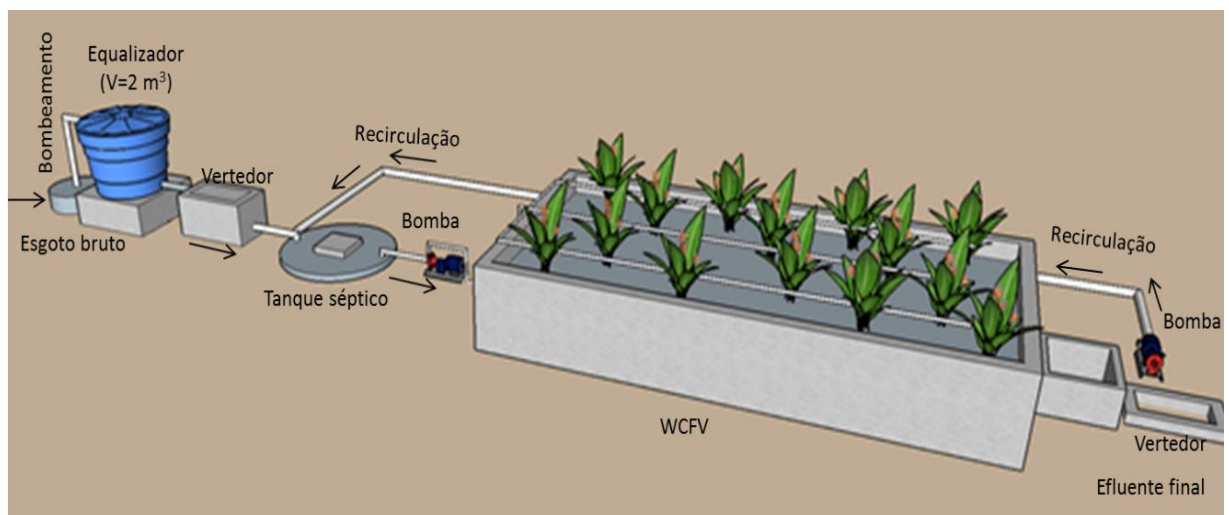
4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 EFLUENTE

O efluente utilizado para a realização deste estudo foi oriundo da Estação de Tratamento de Efluente (ETE) experimental implantada junto à Casa do Estudante Universitário II (CEU II), no município de Santa Maria – RS.

A ETE experimental é constituída de tratamento primário por tanque séptico (TS) e tratamento secundário por *Wetland* construído de fluxo vertical (WCFV), e possui um tanque equalizador na entrada (Figura 5). No período estudado, estava tratando diariamente em torno de 1500 L de esgoto doméstico da CEU II e um adicional de aproximadamente 750 L (50% da vazão entrada) oriundos da recirculação do efluente nitrificado do WCFV para TS. A operação do sistema era em batelada com oito pulsos diários de um minuto de duração. O intervalo entre os pulsos era de duas horas, iniciando as 08h30min e finalizando as 22h30min.

Figura 5 - Estação de Tratamento de Efluente experimental implantada na UFSM.



Fonte: (DECEZARO, 2016).

As amostras para os experimentos com a EC foram coletadas na saída do WCFV (Figura 6a) e na saída do TS (Figura 6b).

Figura 6 - (a) Ponto de coleta do efluente do WCFV e (b) ponto de coleta do efluente do TS.



Fonte: Autora.

4.2 REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO (EC)

Para a realização dos experimentos de EC, em batelada e escala laboratorial, foi utilizado um béquer de vidro com capacidade de 1L, sendo esta a alíquota de efluente bruto utilizada em todos os experimentos (Figura 7 - 1). Os eletrodos foram confeccionados com placas de alumínio (01 ânodo e 01 cátodo) de 5 mm de espessura e área submersa de 108 cm² (12 cm x 9 cm) e arranjados na forma monopolar. A distância entre as placas foi 1 cm (Figura 7 - 2). Esta distância foi fixada com base em outros estudos (AOUDJ; KHELIFA; DROUCHE, 2017; VEPSÄLÄINEN, 2012; WEI et al., 2012). Para a aplicação da diferença de potencial utilizou-se uma fonte de tensão de corrente contínua modelo EMG 18131 com tensão máxima de 30 V e corrente máxima de 2,5 A (Figura 7 - 3).

Durante a EC, o efluente foi constantemente agitado, aproximadamente 180 rpm, por um agitador magnético (Figura 7 - 4). Ao final de cada ensaio, a fonte de alimentação e o agitador foram desligados simultaneamente e o sistema ficou em repouso por 5 minutos. Em seguida, retirou-se a alíquota necessária para as análises físico-químicas e bacteriológicas.

Os valores de condutividade elétrica dos efluentes estudados eram satisfatórios, isto é, suficientes para que o processo de EC acontecesse, não sendo necessária a adição de químicos. Muitos estudos alteram a condutividade e o pH a fim de aumentar a eficiência do processo, porém isso não foi estudado. Primou-se neste estudo por utilizar os efluentes com suas características naturais, ou seja, sem alterá-las a fim de obter resultados do comportamento do processo o mais real possível, e também, obter uma simulação do comportamento do processo de tratamento por EC baseado nas variações reais que ocorrem no efluente doméstico,

permitindo assim realizar uma análise prévia de como seriam as eficiências para posterior implantação de um reator em escala real.

Figura 7 - Reator experimental em escala de bancada: 1 - Reator com efluente; 2 – eletrodos de alumínio; 3 – fonte de alimentação; 4 – agitador magnético.



Fonte: Autora

4.3 CONDIÇÕES OPERACIONAIS DOS REATORES DE EC

A voltagem e o tempo de detenção aplicados no tratamento (monitoramento) foram definidos a partir de testes preliminares. O delineamento estatístico utilizado foi um experimento bifatorial 3^2 (3×3) de natureza quantitativo x quantitativo. Os fatores analisados foram intensidade de corrente e tempo (corrente x tempo), obtendo como variáveis respostas turbidez, pH, condutividade e temperatura. Para cada voltagem e tempo de detenção aplicados, retirou-se a amostra de efluente tratado e analisou-se estes parâmetros.

Os testes preliminares foram realizados em 3 (três) tempos e 3 (três) correntes pré-definidos, sendo o primeiro fixado em 10, 20 e 30 min e as correntes variadas de acordo com a capacidade máxima que cada efluente atingiu. As correntes para o efluente do TS foram mais altas pois o mesmo apresentou maior condutividade.

Na Tabela 2 apresenta-se a organização dos dados.

Tabela 2 - Fatores e níveis das variáveis independentes do experimento bifatorial 3².

Efluente	Fatores	Níveis		
WCFV	Intensidade de Corrente	0,50 A	1,00 A	1,50 A
	Tempo	10 min	20 min	30 min
TS	Intensidade de Corrente	0,75 A	1,50 A	2,25 A
	Tempo	10 min	20 min	30 min

Fonte: Autora.

O software estatístico SISVAR foi utilizado para a análise de variância (ANOVA) dos dados obtidos, em nível de significância igual a 5%. Em seguida, realizou-se a análise de regressão. Os modelos de regressão fazem a correlação entre a variável resposta (concentração de turbidez, pH, CE e temperatura) e os fatores significativos (corrente e tempo) juntamente com as interações entre eles. Neste estudo, foi ajustado o modelo de Regressão Linear múltipla via superfície de resposta, considerando coeficientes lineares, quadráticos e a interação destes. A superfície resposta foi gerada no software STATISTICA, a fim de ilustrar os resultados.

No Quadro 1 estão especificados os equipamentos que foram utilizados para análise das variáveis resposta.

Quadro 1 - Variáveis resposta medidas e equipamento utilizados

Parâmetro	Equipamento - Modelo
Turbidez	Turbidímetro – HACH
pH	pHmetro - HACH
Condutividade	Condutivímetro - AC-200
Temperatura	Termômetro Químico Incoterm

Fonte: Autora.

4.4 MONITORAMENTO

Após a obtenção da região mais eficiente e definição dos melhores valores de corrente x tempo para cada efluente, iniciou-se a fase de monitoramento. Nesta etapa, os reatores de EC para cada efluente operaram nas condições fixas estabelecidas, com o objetivo de avaliar a

eficiência do processo em relação a variação das características reais dos efluentes. Ao total, foram realizadas 13 campanhas durante os meses de maio a setembro.

Este estudo é parte integrante e complementar do RENTED e por isto as coletas simples foram realizadas somente nas terças-feiras às 08h30min. Por consequência, não foi possível realizar as coletas em todas as semanas do mês principalmente devido às condições climáticas, uma vez que as coletas programadas só foram realizadas na ausência de precipitação em no mínimo uma hora antes da coleta, e também em decorrência de problemas operacionais.

Após a coleta, as amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente – LEMA onde o tratamento por EC foi imediatamente iniciado. O tratamento para cada efluente, WCFV e TS foi realizado três vezes, isto é, três repetições sob as mesmas condições operacionais.

4.5 ANÁLISES LABORATORIAIS

As análises físico-químicas e bacteriológicas dos efluentes foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) no Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente – LEMA, da UFSM, em triplicatas. No Quadro 2 estão descritos os métodos de análise e os respectivos códigos.

A determinação do fósforo foi realizada pela quantificação de ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$). Os parâmetros nitrito ($N-NO_2^-$), nitrato ($N-NO_3^-$) e $P-PO_4^{3-}$ foram realizados por cromatografia iônica no Laboratório de Ecologia Florestal – LABEFLO da UFSM.

Quadro 2 - Parâmetros analisados e metodologia utilizada.

Parâmetro	Método	Referência (APHA, 2012)
Coliformes Totais e <i>E. coli</i>	Substrato Enzimático	9223 B. 2.b.
Condutividade Elétrica	Potenciométrico	2510 B
Cor Aparente	Colorimétrico	2120
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Refluxo Fechado - Colorimétrico	5220 D
Fósforo (ortofosfato - $P-PO_4^{3-}$)	Cromatografia Iônica	4110
Nitrogênio Amoniacal ($N-NH_4^+$)	Destilação e titulometria	4500-NH ₃ B.; 4500 NH ₃ C.
Nitrogênio Nitrato ($N-NO_3^-$)	Cromatografia Iônica	4110
Nitrogênio Nitrito ($N-NO_2^-$)	Cromatografia Iônica	4110
pH	Eletrométrico	4500-H ⁺ B
Temperatura	-	2550
Turbidez	Nefelométrico	2130 B

4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A avaliação da uniformidade das eficiências de cada tratamento durante o monitoramento foi realizada por meio da avaliação do coeficiente de variação (CV).

A comparação entre as concentrações finais dos efluentes em cada tratamento (WCFV, EC-WC e EC-TS) e análise da influência e necessidade do tratamento secundário na eletrocoagulação foi realizada por meio do Teste de Kruskal-Wallis (KW), que é um teste não paramétrico utilizado para comparar três ou mais grupos. Ele assume como hipótese nula que todos os grupos apresentam distribuição igual e como hipótese alternativa que ao menos dois grupos possuem função de distribuição diferente.

Para identificação dos pares de grupos que são diferentes utilizou-se o teste de Comparações Múltiplas com o método Simes-Hochberg e nível de significância de 5%.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 DEFINIÇÃO DA CORRENTE E DO TEMPO DE TRATAMENTO

As concentrações dos afluentes para esta primeira etapa estão apresentadas na Tabela 3. Percebe-se que a turbidez e condutividade elétrica no TS foram mais elevadas do que no WCFV, enquanto que para o pH ocorreu o inverso.

Tabela 3 - Caracterização do efluente do WCFV e do TS em relação a turbidez, pH, CE e temperatura.

Parâmetro	Valor	
	WCFV	TS
Turbidez (NTU)	147,0	174,0
pH	7,50	7,13
CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	1006	1012
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	23,0	22,6

Fonte: Autora.

As médias e os desvios dos testes realizados referentes a redução dos parâmetros turbidez, pH, CE e temperatura para cada condição testada estão apresentadas nas Tabelas 4 e 5.

Na Tabela 4 são apresentados os valores após aplicação da eletrocoagulação no efluente do WCFV, sendo este tratamento nomeado como EC-WC. Na Tabela 5 são apresentados os valores após aplicação da eletrocoagulação no efluente do TS, chamado de EC-TS.

Tabela 4 - Testes realizados e valores de concentração final para as variáveis respostas na EC-WC

n°	TRATAMENTO		Turbidez (NTU)	pH	CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)
	Corrente	Tempo				
1	0,50A	10min	53,60 \pm 0,26	8,12 \pm 0,02	920,70 \pm 0,56	24 \pm 0,40
2	0,50A	20min	34,83 \pm 0,15	8,30 \pm 0,09	907,23 \pm 7,51	25 \pm 0,12
3	0,50A	30min	8,17 \pm 0,21	8,47 \pm 0,09	894,81 \pm 4,62	25 \pm 0,74
4	1,00A	10min	16,93 \pm 0,19	8,38 \pm 0,03	857,80 \pm 0,80	24 \pm 0,06
5	1,00A	20min	4,93 \pm 0,12	8,86 \pm 0,04	797,77 \pm 2,26	26 \pm 0,12
6	1,00A	30min	11,83 \pm 0,15	8,90 \pm 0,08	732,67 \pm 5,92	26 \pm 0,25
7	1,50A	10min	4,97 \pm 0,05	8,59 \pm 0,09	799 \pm 12,68	26 \pm 0,25
8	1,50A	20min	8,14 \pm 0,25	8,94 \pm 0,13	719,68 \pm 11,28	28 \pm 0,12
9	1,50A	30min	23,32 \pm 0,70	9,15 \pm 0,06	671,93 \pm 7,30	30 \pm 0,21

Fonte: Autora.

Tabela 5 - Testes realizados e valores de concentração final para as variáveis respostas na EC-TS

n°	TRATAMENTO		Turbidez (NTU)	pH	CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)
	Corrente	Tempo				
1	0,75A	10min	$41,10 \pm 0,78$	$7,75 \pm 0,16$	$961,35 \pm 6,57$	$23,27 \pm 0,25$
2	0,75A	20min	$10,70 \pm 0,17$	$8,21 \pm 0,07$	$938,87 \pm 0,12$	$24,67 \pm 0,58$
3	0,75A	30min	$8,51 \pm 0,36$	$8,43 \pm 0,27$	$907,97 \pm 9,09$	$27,07 \pm 0,12$
4	1,50A	10min	$8,24 \pm 0,05$	$7,98 \pm 0,18$	$932,29 \pm 9,84$	$25,70 \pm 0,82$
5	1,50A	20min	$7,70 \pm 0,34$	$8,79 \pm 0,07$	$888,85 \pm 7,72$	$27,20 \pm 0,35$
6	1,50A	30min	$5,40 \pm 0,24$	$8,99 \pm 0,09$	$830,26 \pm 7,95$	$28,50 \pm 0,50$
7	2,25A	10min	$4,63 \pm 0,06$	$8,64 \pm 0,12$	$888,97 \pm 17,67$	$27,67 \pm 0,58$
8	2,25A	20min	$5,14 \pm 0,18$	$9,12 \pm 0,06$	$829,57 \pm 4,73$	$30,57 \pm 0,49$
9	2,25A	30min	$10,20 \pm 0,35$	$9,73 \pm 0,06$	$671,98 \pm 3,74$	$33,07 \pm 0,12$

Fonte: Autora.

Os testes realizados para EC-WC mostraram que na corrente de 0,50 A o menor valor de turbidez foi de $8,17 \pm 0,21$ NTU em 30 minutos, na corrente de 1,00 A foi de $4,93 \pm 0,12$ NTU em 20 minutos e na corrente de 1,50 A, o tratamento mais eficiente foi em 10 min resultando em turbidez de $4,97 \pm 0,05$ NTU. Isto demonstra que com o aumento da corrente, menor tempo é requerido para geração de efluente com melhor qualidade uma vez que maior quantidade de coagulante é gerado.

Comportamento semelhante foi observado nos testes da EC-TS. Nas correntes de 0,75 A e 1,50 A, o menor valor de turbidez foi encontrado em 30 minutos sendo estes de $8,51 \pm 0,36$ NTU e $5,40 \pm 0,24$ NTU respectivamente. Na corrente de 2,25 A, o menor valor registrado foi de $4,63 \pm 0,06$ NTU em 10 minutos de tratamento. As amostras utilizadas nestes testes eram de qualidade inferior e com maior concentração de sólidos e poluentes se comparadas com EC-WC, o que pode ter implicado em maior corrente e tempo para obtenção de efluente com baixo valor de turbidez.

A análise geral dos resultados encontrados demonstrou que para a EC-WC os tratamentos 5 e 7 apresentaram os menores valores de turbidez, ou seja, maior eficiência de redução. Em 1, 2 e 9 as reduções foram insuficientes para realizar um tratamento eficiente, em 4 e 6 as reduções foram satisfatórias, enquanto que para o restante as reduções foram eficientes. Na EC-TS, a maior redução ocorreu no tratamento 7, redução satisfatória em 1 e reduções suficientes nas outras combinações.

Na EC-WC em 1,50 A, percebe-se que com o aumento do tempo de tratamento as concentrações finais de turbidez aumentaram, o que também aconteceu no tratamento 6 comparando com o anterior. Na EC-TS, est fato aconteceu em 2,25 A. Além disso, nestes testes visualizou-se um efluente esbranquiçado ao final do processo e bolhas maiores. Este fato pode ser explicado pelo fenômeno de re-estabilização em que após algum tempo, os hidróxidos são liberados novamente no meio, ou seja, excedeu-se os limites para as melhores condições de tratamento, e ele está promovendo o processo inverso.

Sarala (2012) encontrou a diminuição de eficiência para a mesma corrente após certo tempo, devido ao excesso de coagulante que faz com que as partículas voltem ao meio e fiquem em suspensão, gerando a perda de qualidade. Moussa et al. (2017) citam que uma vez que o valor de densidade de corrente crítico foi excedido não existe melhora significativa.

Romero (2009) ao testar a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio em paralelo, com esgoto bruto oriundo da ETE de São Carlos - SP, aplicando densidades de corrente de $14,2 \text{ A.m}^{-2}$ (40 A), $21,3 \text{ A.m}^{-2}$ (60 A) e $28,4 \text{ A.m}^{-2}$ (80 A), verificou que com o aumento da densidade de corrente, a remoção de turbidez diminuiu. Ele cita que isto pode ser causado pela diminuição da condutividade do efluente. Além disso, o aumento da densidade de corrente gera quantidade maior de microbolhas de oxigênio e hidrogênio que, ao serem geradas em maior quantidade cedem lugar a formação de bolhas maiores, as quais produzem turbulência no meio tornando o processo ineficiente.

Lee e Ganon (2014) após realizarem revisão de literatura sobre os fatores relevantes para projeto e operação de reatores de eletrocoagulação para tratamento de efluentes, citam que maiores tempos de retenção equivalem a maiores eficiências de remoção, pois maior a quantidade coagulante gerado. Entretanto, destacam vários estudos demonstrando que após um tempo de retenção ideal, as taxas de remoção tendem a diminuir e estabilizar. O mesmo relato foi reportado em relação a corrente aplicada, que quando um valor de corrente ótimo é excedido, ocorre uma overdose de coagulante e eficiências decrescentes.

Burns, Yiacoumi e Tsouris (1997) ao estudar os fatores que afetam a formação das microbolhas, descobriram que a diminuição no tamanho está relacionada com o aumento da corrente somente até certo valor. Quando a densidade de corrente atinge valores superiores a 200 A.m^{-2} , não foi observado uma tendência clara sobre a geração das bolhas.

Em relação ao pH, em todos os tratamentos da EC-WC e EC-TS ocorreu o aumento do valor em relação ao afluente e com o aumento do tempo, o que era esperado uma vez que o processo de EC libera OH^- no meio, como apresentado na Equação 6.

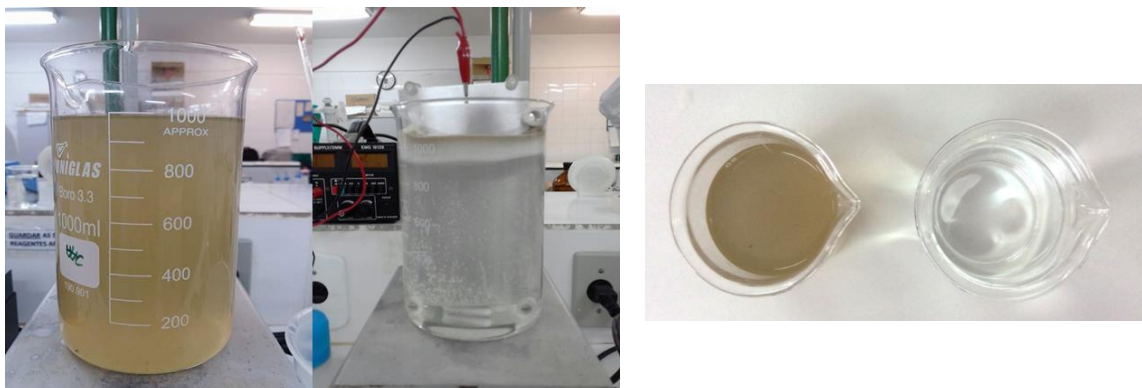
As legislações que estabelecem padrões para o lançamento de efluentes, Resolução CONAMA nº 430/2011 e Resolução CONSEMA nº 355/2017, restringem o valor máximo de pH em 9,0. Os tratamentos 9 (EC-WC) e 8 e 9 (EC-TS) excederam este limite e, 6 e 8 (EC-WC) e 6 (EC-TS) ficaram muito próximo, podendo vir a atingir esse valor conforme as variações normais das concentrações dos parâmetros iniciais.

Ademais, de forma geral para pH e temperatura, em ambos os tratamentos EC-WC e EC-TS, para cada corrente aplicada verificou-se o aumento dos valores com o passar do tempo enquanto que a CE diminuiu. Estes comportamentos já foram encontrados nos estudos de Sarala (2012) e Makwana e Ahammed (2017), por exemplo.

Corrente elétrica e o tempo de eletrólise são duas das variáveis que mais afetam o processo de EC. Quanto maior a corrente aplicada sob mesma área, maior a razão de dissolução de Al^{3+} e conseqüentemente maior a formação de $Al(OH)_3$ e liberação de H_2 , o que reduz o diâmetro das bolhas de H_2 e acelera o processo de EC. Em relação ao tempo, este também precisa ser estimado corretamente uma vez que na eletrocoagulação ocorrem diferentes estágios de formação de coagulantes, desestabilização de partículas seguido de agregação e formação de flocos (MAKWANA; AHAMMED, 2017). Tempo insuficiente ou em excesso são indesejáveis pois podem acarretar em baixa eficiência ou excesso de dissolução dos eletrodos.

Na Figura 8 pode ser observado uma amostra antes e depois do tratamento por eletrocoagulação referente ao tratamento nº 5 da EC-WC, na qual percebe-se a geração de um efluente límpido.

Figura 8 - Amostra do efluente do WCFV antes e depois do processo de EC



Fonte: Autora.

5.1.1 Análise de Variância (ANOVA)

A análise de variância foi realizada para verificação da significância dos fatores e obtenção da melhor região para o tratamento dentro das condições estudadas. Os resumos da ANOVA dos dados amostrais estão apresentados nas Tabelas 6 e 7.

Tabela 6 - Resumo ANOVA dos dados amostrais da EC-WC.

FV	Quadrado Médio (<i>p</i> -valor)				
	GL	pH	CE	Turbidez	Temp.
Corrente	2	0,835 (0,000)*	51855,348 (0,000)*	1264,395 (0,000)*	30,640 (0,000)*
Tempo	2	0,540 (0,000)*	22139,431 (0,000)*	303,007 (0,000)*	8,858 (0,000)*
Corrente x Tempo	4	0,022 (0,024)*	4316,594 (0,000)*	828,865 (0,000)*	3,967 (0,000)*
Erro/Resíduo	18	0,006	48,553	0,086	0,122
CV (%)		0,90	0,88	1,58	1,14

*Efeito significativo a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Autora.

Tabela 7- Resumo ANOVA dos dados amostrais da EC-TS

FV	Quadrado Médio (<i>p</i> -valor)				
	GL	pH	CE	Turbidez	Temp.
Corrente	2	2,434 (0,000)*	44515,067 (0,000)*	524,554 (0,000)*	67,443 (0,000)*
Tempo	2	1,987 (0,000)*	35907,275 (0,000)*	302,913 (0,000)*	36,013 (0,000)*
Corrente x Tempo	4	0,071 (0,022)*	5918,709 (0,000)*	364,000 (0,000)*	1,433 (0,002)*
Erro/Resíduo	18	0,019	77,110	0,122	0,227
CV (%)		1,60	1,01	3,10	1,73

*Efeito significativo a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Autora.

Percebe-se que todos os Fatores de Variação (FV) apresentaram efeito diferenciado, entre os tratamentos, com relação às variáveis respostas ao nível de significância em que o teste

foi realizado, ou seja, corrente, tempo e corrente \times tempo, foram significativos uma vez que o p-valor $< 0,05$.

Os modelos de segunda ordem para cada variável resposta foram desenvolvidos com base nas respostas observadas. As equações para estimativa das concentrações finais dos diferentes parâmetros e o R^2 são apresentadas na Tabela 8, e os resultados da análise da regressão linear múltipla para as variáveis encontram-se no Apêndice A. Ilustrativamente, as superfícies respostas de cada variável são apresentadas nas Figuras 9 e 10.

Tabela 8 - Modelos para estimativa das concentrações finais de turbidez, pH, CE e T° para EC-WC, R^2 e coeficientes de variação

Variável	Equação	R ²	CV(%)
Turbidez (NTU)=	$63,70+18,95C-34,81C^2+8,55T-0,34T^2-24,38CT+11,79C^2T+0,77CT^2-0,34C^2T^2$	0,963	0,90
pH =	$9,57-4,35C+2,24C^2-0,23T+0,006T^2+0,66CT-0,31C^2T-0,02CT^2+0,01C^2T^2$	0,995	0,88
CE ($\mu\text{s.cm}^{-1}$) =	$977,23-103,63C+39,16C^2-1,45T+0,25T^2+3,85CT-7,37C^2T-0,70CT^2+0,43C^2T^2$	0,999	1,58
T (°C) =	$42,06-46,10C+22,99C^2-1,78T+0,04T^2+4,72CT-2,29C^2T-0,11CT^2+0,06C^2T^2$	0,982	1,14

* C: corrente (A); T: tempo (min).

Fonte: Autora.

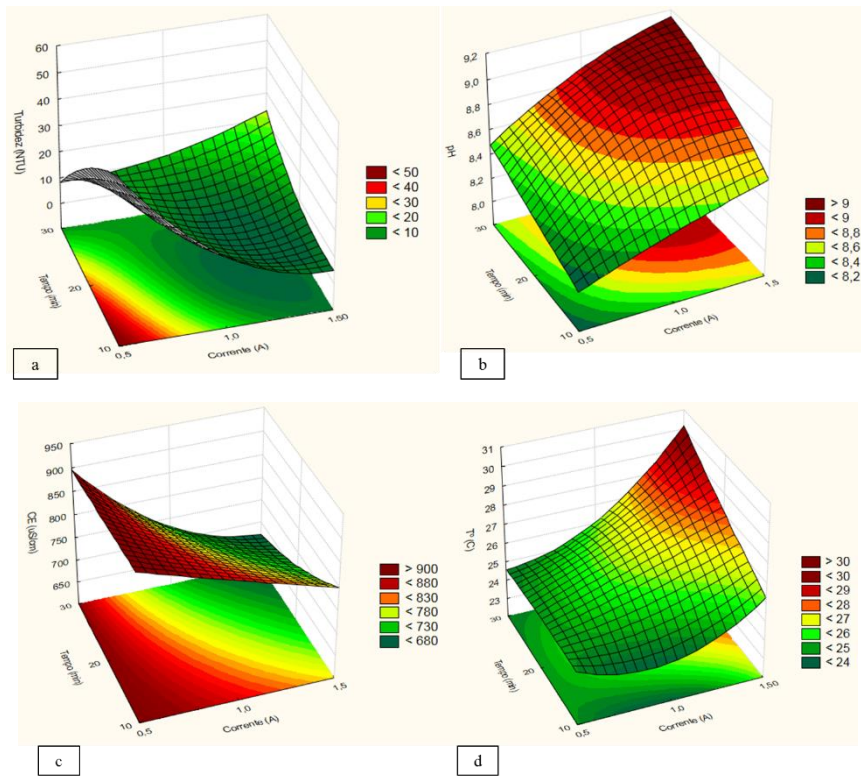
Tabela 9 - Modelos para estimativa das concentrações finais de turbidez, pH, CE e T° para EC-TS, R^2 e coeficientes de variação

Variável	Equação	R ²	CV (%)
Turbidez (NTU) =	$286,71-312,22C+83,84C^2-23,07T+0,47T^2+26,62CT-7,40C^2T-0,56CT^2+0,16C^2T^2$	0,999	3,06
pH =	$9,77-5,14C+1,99C^2-0,25T+0,01T^2+0,60CT-0,21C^2T-0,01CT^2+0,005C^2T^2$	0,964	1,50
CE ($\mu\text{s.cm}^{-1}$) =	$894,69+171,35C-84,95C^2+12,05T-0,39T^2-25,34CT+10,62C^2T+0,72CT^2-0,34C^2T^2$	0,992	1,01
T (°C) =	$20,97+3,04C-0,68C^2-0,22T+0,02T^2+0,29CT-0,02C^2T-0,02CT^2+0,004C^2T^2$	0,981	1,73

* C: corrente (A); T: tempo (min).

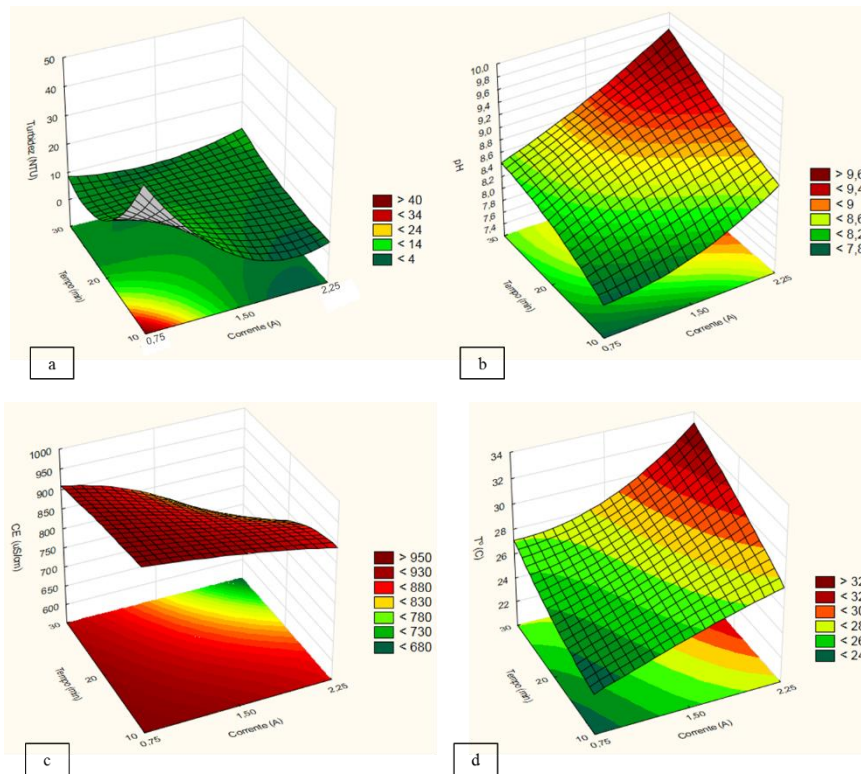
Fonte: Autora.

Figura 9 - Superfície Resposta EC-WC: (a) turbidez; (b) pH; (c) CE e (d) temperatura.



Fonte: Autora.

Figura 10 - Superfície Resposta EC-TS (a) turbidez; (b) pH; (c) CE e (d) temperatura.



Fonte: Autora.

Segundo Montgomery (2009), o coeficiente de determinação R^2 indica a qualidade da previsão do modelo para novas respostas, ou seja, o R^2 determina a eficiência geral da previsão do modelo. Neste trabalho, todos os valores obtidos foram elevados ($R^2 \geq 0,96$), garantindo uma boa correlação entre os valores.

O coeficiente de variação (CV) é a relação entre o desvio padrão e a média dos valores observados, definido a reprodutibilidade do modelo. A reprodutibilidade do modelo pode ser prevista se o CV do modelo for inferior a 10% (MONTGOMERY, 2009). Para este estudo os dados foram classificados como homogêneos e o modelo possui boa reprodutibilidade. Portanto, as equações apresentadas podem ser usadas para prever os valores dos diferentes parâmetros nas condições experimentais estudadas.

O pH e temperatura foram os parâmetros que apresentaram a tendência de aumentar com o aumento de corrente x tempo e, pelos modelos os valores para minimização da função extrapolam a região estudada. Por isto, a turbidez foi a variável mais importante para o dimensionamento dos reatores.

A interação corrente x tempo que minimiza as funções dentro dos limites testados, respeitando valor máximo de pH de 9,0 e temperatura de 40°C, estão apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10 - Dimensionamento dos reatores de EC em relação a corrente, tempo, densidade de corrente, produção de coagulante (m) e tensão (U) aplicados para os tratamentos EC-WC e EC-TS

Tratamento	Corrente (A)	Tempo (min)	Densidade de Corrente (mA.cm⁻²)	m (g)	U (V)
EC-WC	1,3	18	12	0,131	15,81
EC-TS	2	12	18,5	0,134	20,60

Fonte: Autora.

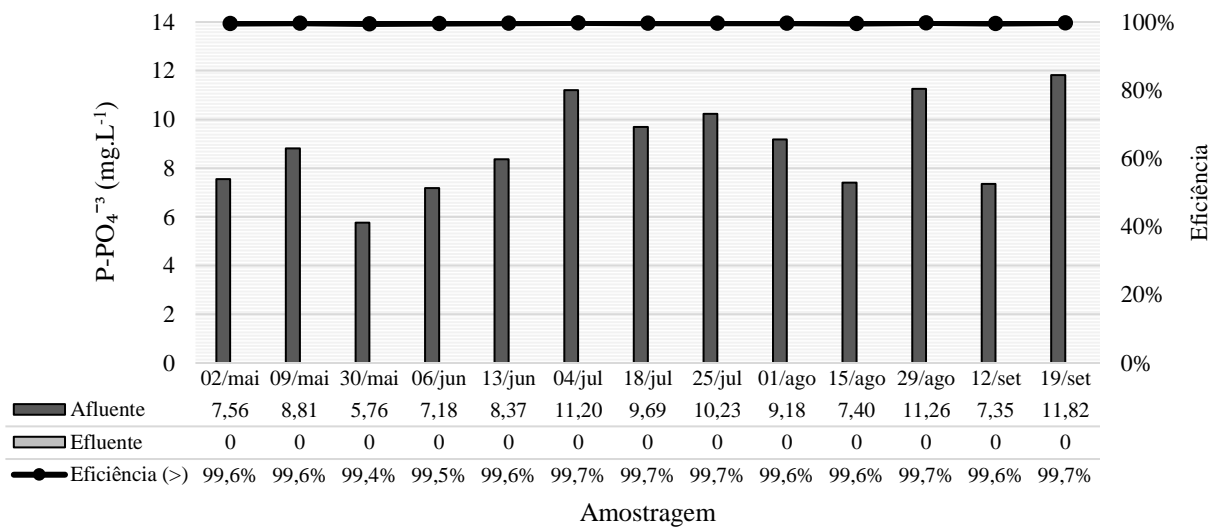
5.2 APLICAÇÃO DA EC E MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS NOS TRATAMENTOS EC-WC E EC-TS

Os reatores foram operados nas condições fixas listadas na Tabela 10 e o monitoramento ocorreu de maio/2017 a setembro/2017, totalizando treze campanhas de amostragem. Nesta etapa, as análises foram extrapoladas para outros parâmetros sendo estes P-PO₄³⁻, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, coliformes totais, *E. coli*, DQO, turbidez, cor aparente, pH, CE e temperatura. Os dados completos estão apresentados no Apêndice B.

5.2.1 Fósforo

Nas Figuras 11 e 12 apresenta-se a variação dos valores de $P-PO_4^{3-}$ nos afluentes, nos efluentes (após a EC) e as eficiências para ambos os tratamentos, EC-WC e EC-TS.

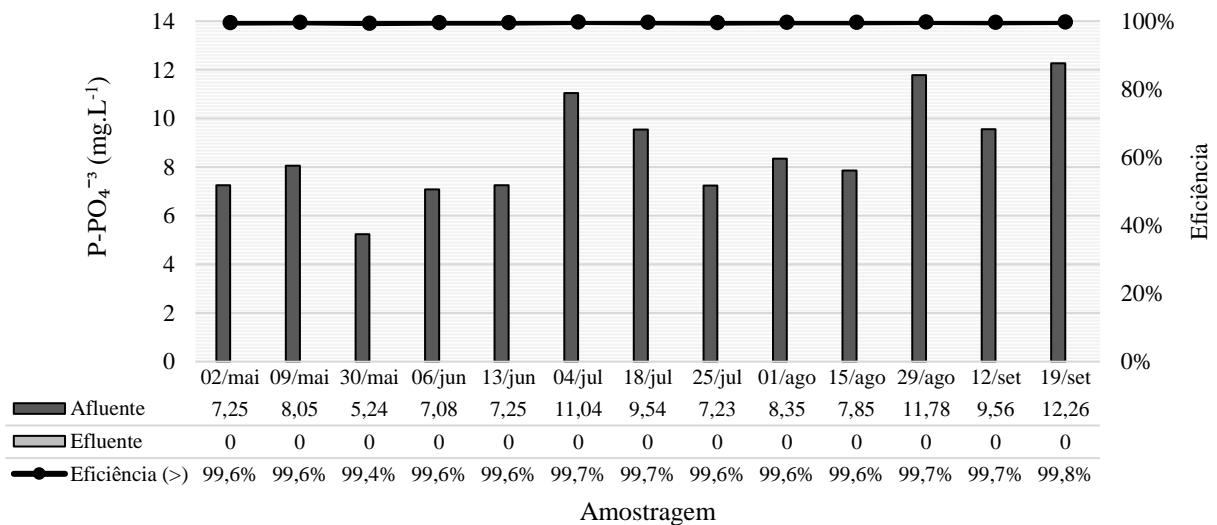
Figura 11 - Concentração de $P-PO_4^{3-}$ no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC



* O valor 0 (zero) corresponde a n.d. (não detectável).

Fonte: Autora.

Figura 12 - Concentração de $P-PO_4^{3-}$ no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS



* O valor 0 (zero) corresponde a n.d. (não detectável).

Fonte: Autora.

A concentração média do afluente da EC-WC, durante o monitoramento, foi de 8,91 mg.L⁻¹ P-PO₄⁻³, variando de 5,76 a 11,82 mg.L⁻¹ P-PO₄⁻³. Por outro lado, no afluente da EC-TS a média foi de 8,65 mg.L⁻¹ P-PO₄⁻³, com máximo de 12,26 e mínimo de 5,24 mg.L⁻¹ P-PO₄⁻³. Percebe-se que a média entre os afluentes foi praticamente a mesma e estes valores os caracterizam como esgoto médio a fraco e são similares a valores de esgoto bruto (JORDÃO; PESSÔA, 2014). Pela semelhança dos valores, pode-se perceber que o WCFV não apresentou boas eficiências de remoção de P-PO₄⁻³ e que esta somente ocorreu a partir do dia 15/ago.

Após o tratamento por EC, não foi detectada (n.d.) a presença de P-PO₄⁻³ nas amostras em nenhuma campanha de monitoramento, o que significa uma redução maior do que 99,5% para EC-WC e 99,4% para EC-TS com concentração residual inferior à 0,03 mg.L⁻¹. Percebe-se ainda a invariabilidade nos valores de eficiência e concentração final durante o monitoramento, indicando a eficiência do processo para as variações no afluente no período monitorado.

A remoção de P-PO₄⁻³ presente no esgoto ocorre principalmente por adsorção com os flocos de hidróxidos de alumínio gerados pela Equação 3 seguido de flotação pelas bolhas de gás hidrogênio e oxigênio, e por precipitação por meio da formação de AlPO₄ (Equação 15) (ATTOUR et. al., 2014).



Os resultados obtidos neste estudo são superiores aos observados por Elazzouzi, Haboubi e Elyoubi (2017). Eles encontraram como melhor condição para remoção de fosfato do esgoto sanitário oriundo de uma estação de tratamento no Marrocos, 200 A.m⁻² x 50 min. Ao aplicar a EC em amostra com concentração inicial de 15 mg.L⁻¹ de fosfato conseguiu eficiência de remoção de 97%.

Nguyen et al. (2016) ao testar o processo em efluente domésticos oriundo da estação de tratamento de esgoto com concentração inicial de 3,2 mg P.L⁻¹, encontrou as melhores condições para aplicação de EC em 10 V e 6 min resultando em 0,2 mg P.L⁻¹.

Resultados semelhantes foram obtidos por Makwana e Ahammed (2017) que otimizaram o processo de eletrocoagulação pela metodologia de superfície resposta em esgoto doméstico previamente tratado anaerobicamente em UASB, obtendo como as melhores condições operacionais densidade de corrente de 15 mA.cm⁻² e tempo de eletrólise de 18 min alcançando remoção de P-PO₄⁻³ superior a 99,9 % e concentração final menor que 0,1 mg.L⁻¹.

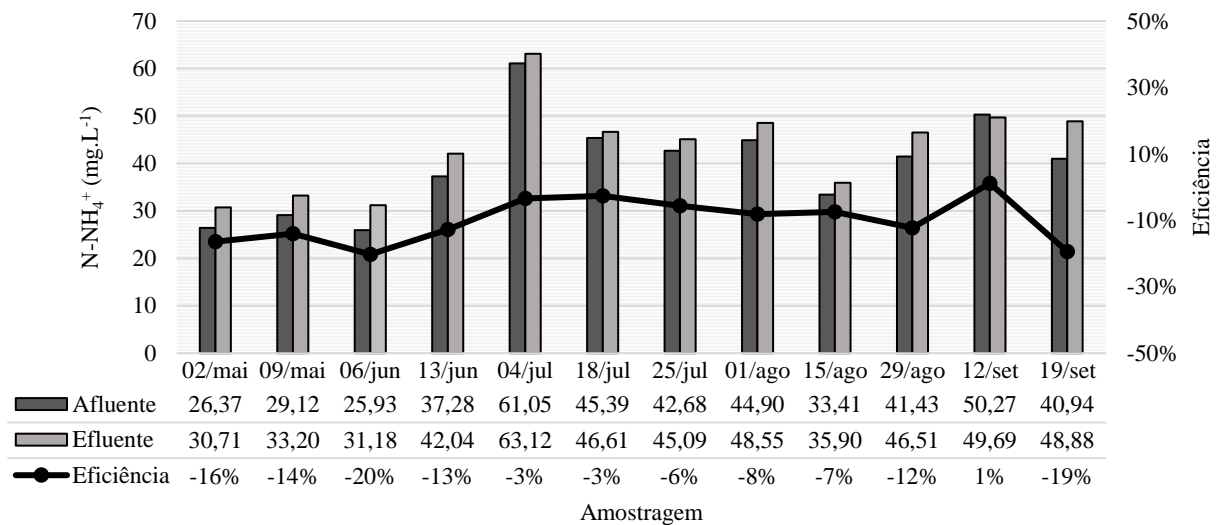
As eficiências de remoção alcançadas e as concentrações finais atingidas são inferiores aos limites estabelecidos pela Resolução CONSEMA nº 355/2017, que exige eficiência de remoção de 75% ou concentração final de 4 mg.L^{-1} , para faixa de vazões de lançamentos menor que $1000 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$. Ainda, considerando a NBR 13969/1997 (ABNT, 1997) os valores estão bem abaixo do limite de 1 mg.L^{-1} fixado para lançamento em águas superficiais.

5.2.2 Nitrogênio

O nitrogênio foi quantificado em N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^- .

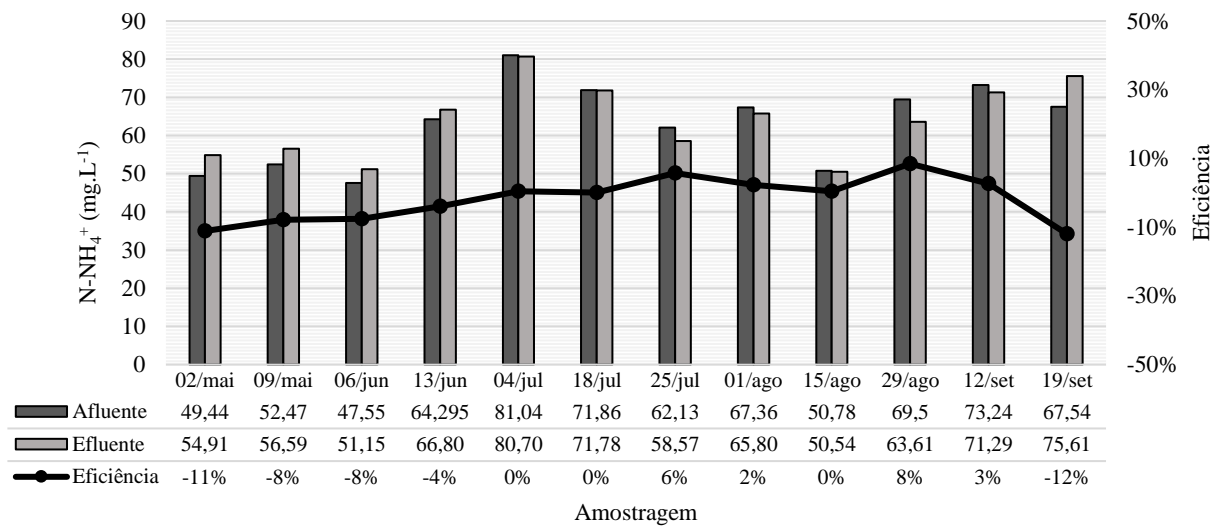
O comportamento do N-NH_4^+ no período de monitoramento está apresentado nas Figuras 13 e 14.

Figura 13 - Concentração de N-NH_4^+ no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC



Fonte: Autora.

No EC-WC não houve remoção de N-NH_4^+ em nenhuma campanha de monitoramento. Os valores no afluente e efluente foram similares. No ET-CS isto se repetiu, exceto nas campanhas dos dias 04/jul a 12/set em que ocorreram remoções. Ambos os afluentes utilizados, WCFV e TS, continham nitrogênio orgânico e por isto o aumento do N-NH_4^+ pode ter ocorrido devido à amonificação, que é a conversão do nitrogênio orgânico para o amoniacal. Além disso, é possível que os processos de conversão do nitrogênio continuaram acontecendo nas amostras.

Figura 14 - Concentração de N-NH_4^+ no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS

Fonte: Autora.

As concentrações médias de nitrogênio amoniacal do período monitorado foi de 43,46 mg.L^{-1} e 63,95 mg.L^{-1} para EC-WC e EC-TS, respectivamente. As menores concentrações do primeiro demonstram a melhor qualidade do efluente do EC-WC e menor potencial poluidor se comparado com o segundo. A Resolução CONSEMA nº 355/2017 estabelece limite máximo de 20 mg.L^{-1} de nitrogênio amoniacal, enquanto que a Resolução CONAMA 430/2011 cita que este limite não é exigível para esgotos sanitários. De toda forma, necessita-se de esforços para remover este poluente uma vez que é um agente causador de eutrofização em corpos hídricos e tóxico a diversos microrganismos aquáticos.

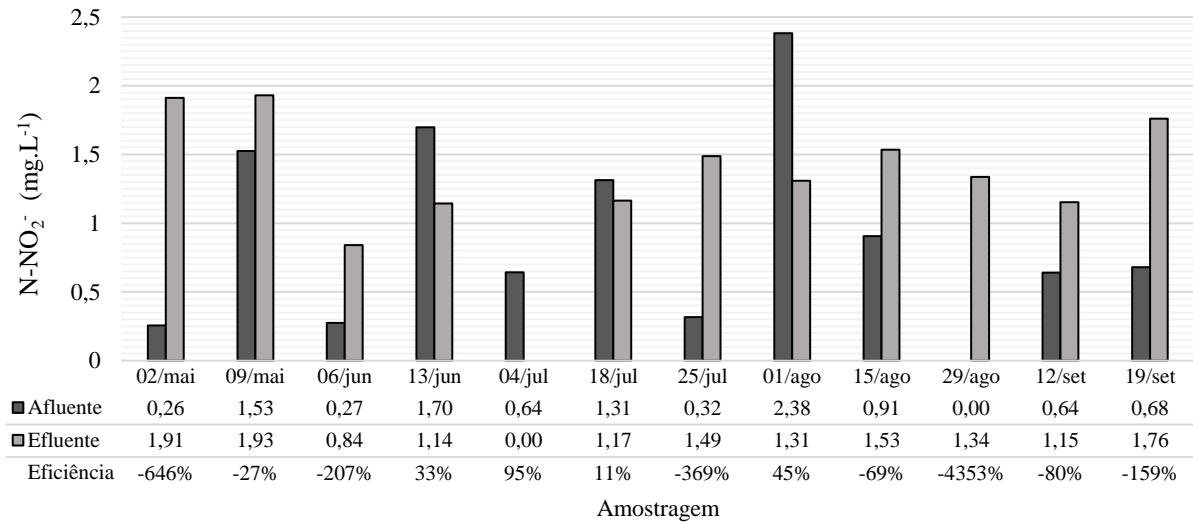
O comportamento do N-NO_2^- está representado nas Figuras 15 e 16. Os valores de eficiência não foram ilustrados a fim de preservar a qualidade da imagem.

Os resultados das análises de N-NO_2^- para EC-WC mostraram que o efluente apresentou concentrações maiores do que o afluente, sendo 0,89 mg.L^{-1} a média do afluente e 1,30 mg.L^{-1} do efluente. Isto somente não ocorreu em quatro campanhas, dias 13/06, 04/07, 18/07 e 01/08, em que houve eficiências de remoção de 33%, $\leq 95\%$, 11% e 45%.

O aumento da concentração de nitrito no efluente da EC-WC pode estar relacionado com a característica do afluente. Nos *wetland* construídos os microrganismos são um dos grandes responsáveis pela remoção dos poluentes e entre eles destacam-se as bactérias nitrificantes que atuam nas conversões do nitrogênio (SAEED; SUN, 2012). Com tal

característica, a ação das bactérias oxidadoras de nitrogênio amoniacal no afluente e consequente nitrificação, pode ter causado este aumento.

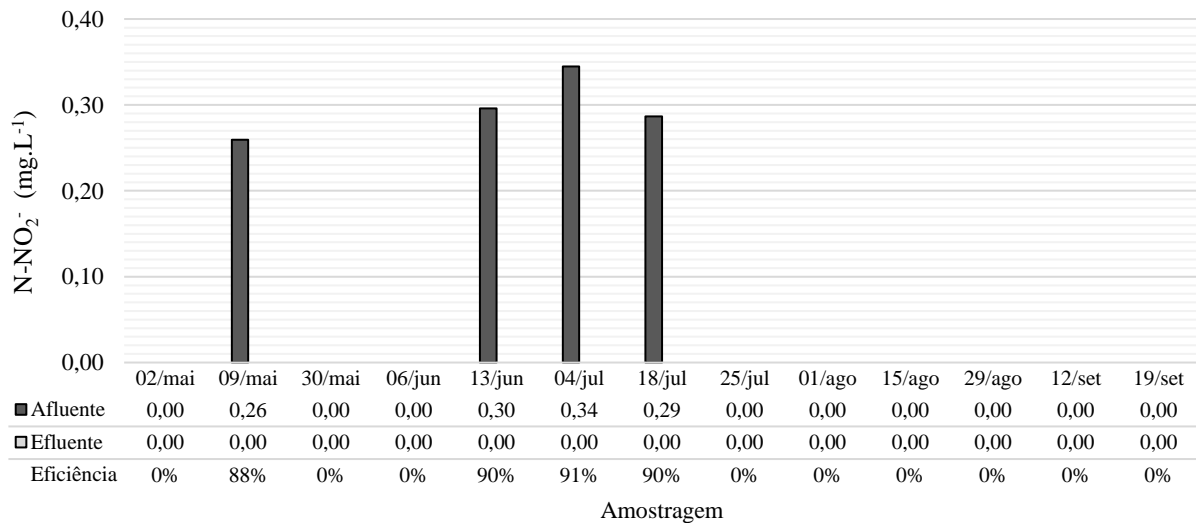
Figura 15 - Concentração de N-NO_2^- no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC



* O valor 0 (zero) corresponde a n.d. (não detectável).

Fonte: Autora.

Figura 16 - Concentração de N-NO_2^- no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS



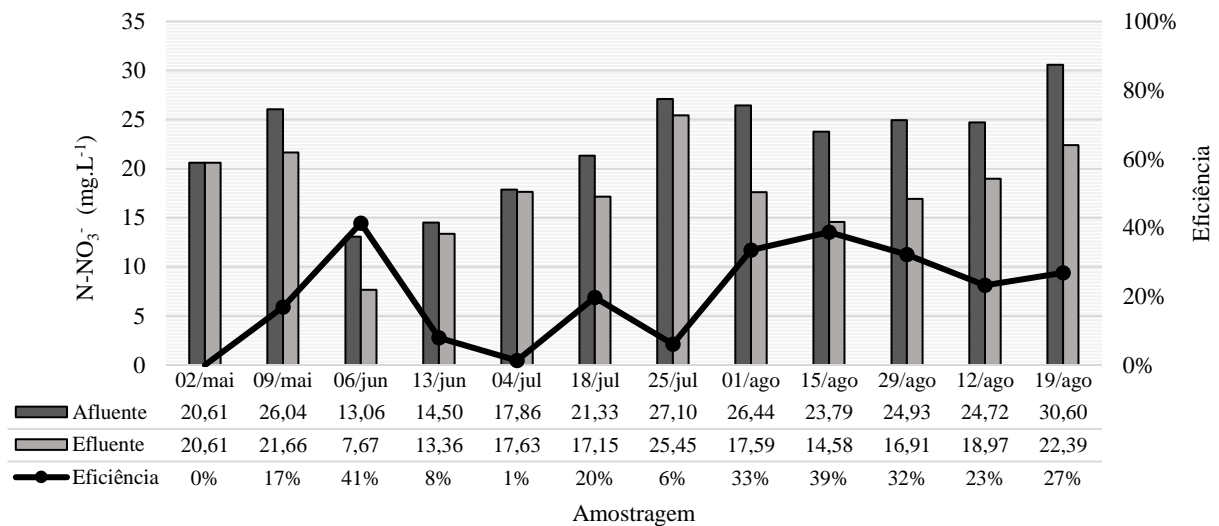
* O valor 0 (zero) corresponde a n.d. (não detectável).

Fonte: Autora.

No EC-TS, nos dias 09/05, 13/06, 04/07 e 18/07 o afluente apresentou concentração de N-NO_2^- igual a $0,26 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,30 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,34 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,29 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, e nos outros dias o resultado foi de não detectável. Isto pode ocorrer porque o N-NO_2^- é altamente instável e na presença de oxigênio é convertido a N-NO_3^- rapidamente. Para o efluente deste tratamento, todas as amostras resultaram em n.d. Logo, ocorreu a remoção de N-NO_2^- pela EC.

O comportamento do N-NO_3^- no período monitorado está apresentado nas Figuras 17 e 18. Os valores de eficiência de remoção não foram apresentados na Figura 18 a fim de deixar os dados melhor ilustrados.

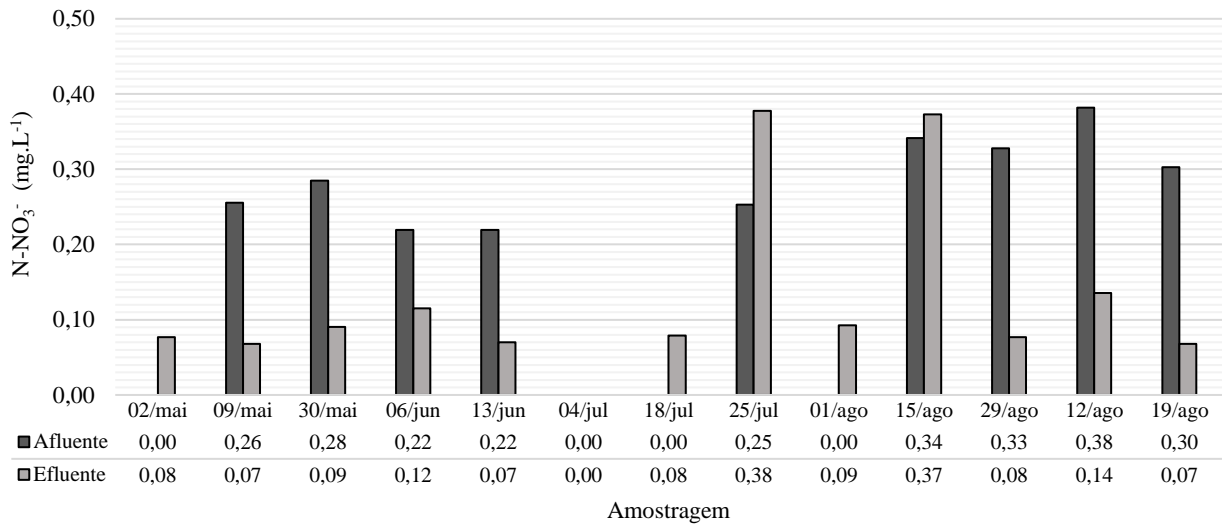
Figura 17 - Concentração de N-NO_3^- no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC



Fonte: Autora.

Na EC-WC os dados variaram bastante entre si e os valores semelhantes registrados no afluente e efluente em 02/mai e 04/jul interferiram significativamente no valor da média. Por isto, a análise dos dados foi realizada considerando a média e a mediana. O mesmo foi realizado para EC-TS.

O N-NO_3^- apresentou variação no afluente entre $30,60 \text{ mg.L}^{-1}$ e $13,06 \text{ mg.L}^{-1}$ sendo a média e mediana do período de $22,58 \text{ mg.L}^{-1}$ e $24,25 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. No efluente as concentrações ficaram entre $24,25 \text{ mg.L}^{-1}$ e $7,67 \text{ mg.L}^{-1}$ com média de $17,83 \text{ mg.L}^{-1}$ e mediana de $17,61 \text{ mg.L}^{-1}$. As eficiências de remoção variaram bastante sendo a média de 20,6% e a mediana de 21,4%, máxima de 41% e mínimo de 0%. O CV dos dados de eficiência de remoção foi de 67%, indicando que os dados são heterogêneos.

Figura 18 - Concentração de N-NO_3^- no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS

* O valor 0 (zero) corresponde a n.d. (não detectável).

Fonte: Autora

Na EC-TS, em cinco campanhas não foi detectado N-NO_3^- no afluente sendo estas realizadas em 02/mai, 04/jul, 18/jul e 01/ago. No dia 04/jul também não foi detectado nitrato no efluente. Nos dias 02/05, 18/07, 25/jul, 01/ago e 15/ago as concentrações nos efluentes foram maiores do que no afluente. A média afluente foi de $0,29 \text{ mg.L}^{-1}$ e do efluente de $0,14 \text{ mg.L}^{-1}$ enquanto que a mediana afluente foi de $0,28 \text{ mg.L}^{-1}$ e do efluente $0,08 \text{ mg.L}^{-1}$. Analisando somente as eficiências de remoção para os casos em que a mesma efetivamente ocorreu, o tratamento por EC promoveu eficiência média e mediana de 68%, com máxima de 78% e mínima de 47%. O CV foi de 15% sendo este considerado como média dispersão.

A NBR 13969/1997 (ABNT, 1997) exige concentração de nitrato inferior a 20 mg.L^{-1} para lançamento de efluente tratado em águas superficiais. Logo, esta restrição foi atendida nos dois tratamentos.

Foram obtidos diferentes resultados de remoção de nitrogênio pela eletrocoagulação para EC-WC e EC-TS. Para EC-WC houve remoção de N-NO_3^- mas não houve para N-NH_4^+ e N-NO_2^- . Por outro lado, no tratamento EC-TS houve remoção eficiente para N-NO_2^- , e somente em algumas campanhas para N-NH_4^+ e N-NO_3^- . Isto demonstra baixa afinidade do nitrogênio com o coagulante gerado eletricamente.

Além disso, cada afluente utilizado tinha suas particularidades em relação aos processos biológicos atuantes. Verificou-se que no afluente EC-WC ocorreu a nitrificação e as

concentrações de N-NO_2^- foram baixas ao passo que no afluente EC-TS havia pouca quantidade de N-NO_2^- , que se converteu rapidamente a N-NO_3^- .

Diferentes estudos já relataram remoção insuficiente da amônia. Ilhan et al. (2008) aplicando EC por 30 min e densidade de corrente de 631A.m^{-2} em lixiviado de um aterro sanitário de Istambul, alcançaram somente 14% de eficiência de remoção utilizando eletrodos de alumínio e 11% com eletrodos de ferro. Visando aumentar a eficiência, este autor promoveu a aeração do reator a fim de replicar o processo de *air stripping*. Ele conseguiu obter eficiência de remoção de 24% em 30 minutos de tratamento. Feng et. al. (2007) alcançaram 32,7% de eficiência de remoção de amônia e concentração final de $147,4\text{ mg.L}^{-1}$ ao tratar efluente de curtume durante 60 min e aplicando 1 A de corrente. Os autores atribuíram a remoção da amônia aos íons de cloro gerados pela adição de NaCl, ao aprisionamento nas bolhas de hidrogênio e ao aumento de pH. O mesmo foi reportado por Aoudj et al. (2017) em estudo de remoção da amônia utilizando amostra sintética, em que constataram que a amônia é removida por oxidação e presença de íons cloreto. Entretanto, neste estudo a corrente aplicada foi de 500 mA e esta é extremamente elevada, além de que testes utilizando solução sintética não sofrem influência dos outros parâmetros e mecanismos que podem se desenvolver durante a EC em efluentes reais. Além disto, os autores também testaram a influência de íons anódicos no processo. Nos testes eles encontraram valor concentração final de amônia de 72 mg.L^{-1} sendo esta superior à concentração inicial que era de 50 mg.L^{-1} . Os autores inferiram que o nitrato interferiu negativamente na remoção da amônia. O alumínio oxida no ânodo e reduz o nitrato a nitrito e em seguida o nitrito é convertido em amônia e gás nitrogênio (AOUDJ et al., 2017; KABDAŞLI et al., 2012).

Estudos sobre a remoção de nitrogênio, em especial o amoniacal, relata elevados tempos de detenção, variando de 30 a 270 minutos, para atingir remoção satisfatória, enquanto que para o fósforo tempos de detenção menores, de 5 a 10 minutos, conseguem remover praticamente todo o poluente (AOUDJ et al., 2017; KABDAŞLI et al., 2012; FENG et al. 2007; ELAZZOUZI, HABOUBI; ELYOUBI, (2017); NGUYEN et al., (2016)).

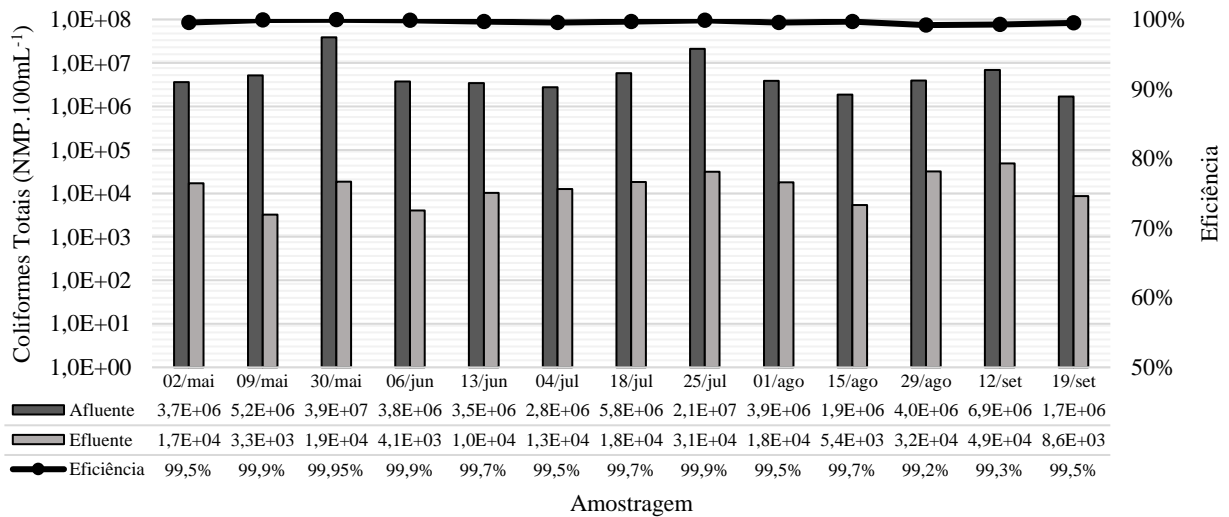
O comportamento e remoção da série nitrogenada no processo de EC diferiu dos demais parâmetros e são poucos os estudos que abordam os processos de remoção. Os principais mecanismos de remoção relatados foram a adsorção e a interação com íons cloretos. Por isto, investigações sobre o comportamento deste parâmetro são necessárias. Ajustes de pH e condutividade elétrica poderão promover um aumento na eficiência, embora isto implique (ou possa implicar) em maiores custos de operação e manutenção, e possivelmente interfira nos outros parâmetros. Em tempos e correntes elevados será possível obter resultados positivos para

remoção de nitrogênio, porém outros fatores como consumo energético, corrosão do material metálico utilizado e custo poderão inviabilizar o tratamento.

5.2.3 Coliformes Totais e *Escherichia coli*

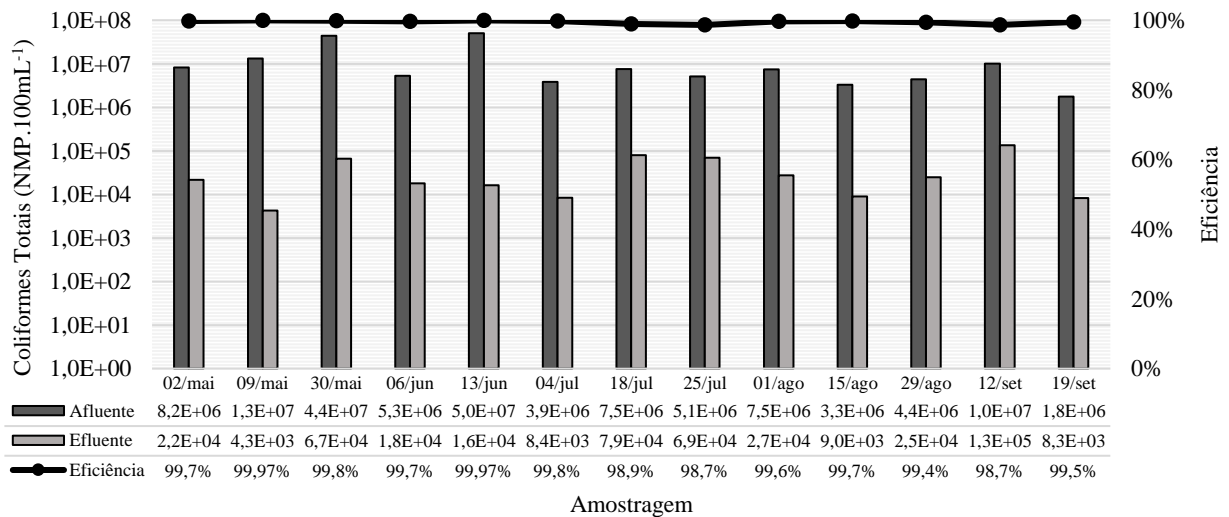
Os decaimentos de coliformes totais ao passar pela EC estão apresentados nas Figuras 19 e 20.

Figura 19 - Concentração de coliformes totais no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC



Fonte: Autora.

Figura 20 - Concentração de coliformes totais no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS



Fonte: Autora.

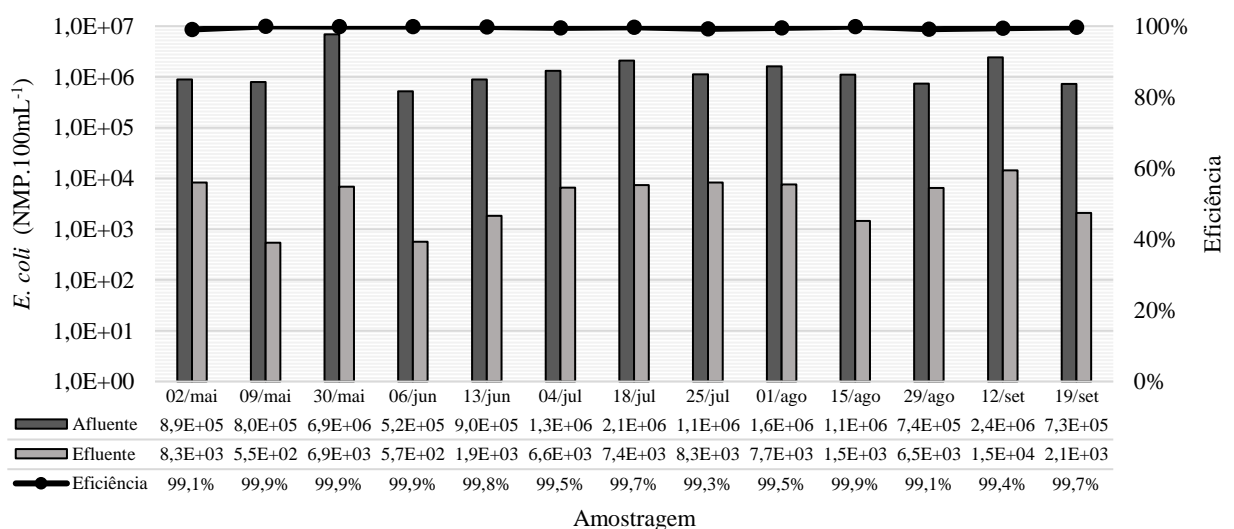
Durante o período de monitoramento do tratamento EC-WC, a concentração média de coliformes totais no afluente foi de $7,92 \times 10^6$ NMP.100mL⁻¹, sendo a máxima de $3,88 \times 10^7$ NMP.100mL⁻¹ e mínima de $1,68 \times 10^6$ NMP.100mL⁻¹. Em relação ao efluente, a média foi de $1,75 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹, com máxima de $4,86 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹ e mínima de $3,25 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹. O decaimento médio no período monitorado foi de 2,57 log (99,64%), máximo de 3,32 log (99,95%) e mínimo de 2,09 log (99,19%). O coeficiente de variação (CV) das eficiências para o período foi de 0%, indicando as mesmas foram homogêneas durante o monitoramento.

Para EC-TS, a concentração média de coliformes totais no afluente foi de $1,26 \times 10^7$ NMP.100mL⁻¹, sendo a máxima de $5,01 \times 10^7$ NMP.100mL⁻¹ e mínima de $1,78 \times 10^6$ NMP.100mL⁻¹. A concentração média no efluente foi de $3,75 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹, com máxima de $1,34 \times 10^5$ NMP.100mL⁻¹ e mínima de $4,37 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹, resultando em decaimento médio de 2,52 log (99,51%), máximo de 3,49 log (99,97%) e mínimo de 1,87 log (98,65%). O CV também indicou eficiências homogêneas durante o monitoramento.

Os resultados obtidos neste estudo são superiores aos encontrados por Elazzouzi, Haboubi, Elyoubi (2017), que conseguiram concentração final de 5×10^3 NMP.100mL⁻¹ após 60 min de tratamento com densidade de corrente de 200 A.m⁻², partindo de um efluente com concentração inicial de coliformes totais 5×10^7 NMP.100mL⁻¹.

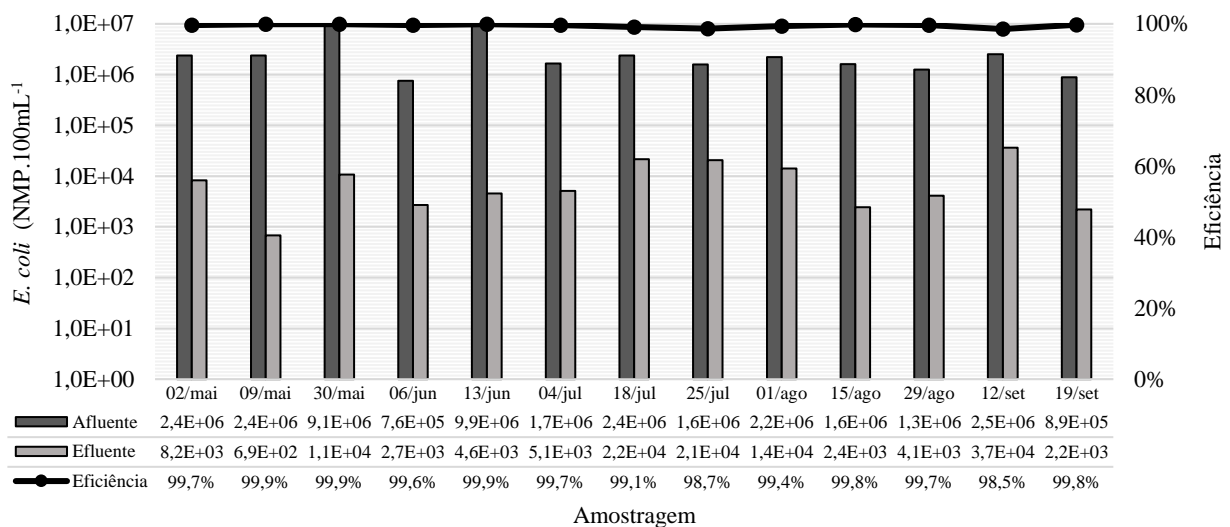
Os decaimentos de *E. coli* estão apresentados nas Figuras 21 e 22.

Figura 21 - Concentração de *Escherichia coli* no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC



Fonte: Autora.

Figura 22 - Concentração de *Escherichia coli* no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS



Fonte: Autora.

A concentração média de entrada de *E. coli* no reator de EC para EC-WC, durante o período monitorado foi de $1,63 \times 10^6$ NMP.100mL⁻¹, máxima de $6,90 \times 10^6$ NMP.100mL⁻¹ e mínima de $5,20 \times 10^5$ NMP.100mL⁻¹. No efluente, a média foi de $5,59 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹, máxima de $1,45 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹ e mínima de $5,45 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹. O decaimento médio no período foi de 2,52 log (99,59%); máximo de 3,17 log (99,93%) e mínimo de 2,03 log (99,07%).

No EC-TS, o afluente apresentou média de $2,97 \times 10^6$ NMP.100mL⁻¹, máxima de $9,91 \times 10^6$ NMP.100mL⁻¹ e mínima de $7,60 \times 10^5$ NMP.100mL⁻¹. A média do efluente foi de $1,03 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹, máxima de $3,66 \times 10^4$ e mínima de $6,85 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹. O decaimento médio no período foi de 2,55 log (99,51%), máximo de 3,54 log (99,95%) e mínimo de 1,84 log (98,55%).

Resultados semelhantes foram encontrados por Makwana e Ahammed (2016), que após encontrar como condições “ótimas” de 2 mA.cm⁻² e 5 min por meio de um modelo oriundo da aplicação da metodologia de superfície resposta e *Box-Behnken Design*, extrapolou os testes iniciais, a fim de avaliar o comportamento em relação ao grupo coliforme e obteve como concentrações finais $1,7 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹ e $3,7 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹ para coliformes fecais e *E. coli*, respectivamente.

Percebe-se que, os decaimentos de coliformes totais no EC-WC e EC-TS foram semelhantes (2,57 log e 2,52 log respectivamente), bem como o decaimento de *E. coli* (2,52 log

e 2,55 log). Além disso, a eficiência de remoção para *E. coli* foi um pouco menor do que para coliformes termotolerantes no EC-WC, sendo as médias de remoção de 99,59% e 99,64%, respectivamente. No EC-TS, a remoção de *E. coli* foi igual a de coliformes termotolerantes, 99,51%.

A remoção das bactérias acontece principalmente por ruptura e modificações na membrana (ELAZZOZI, HABOUBI, ELYOUBI, 2017). As células biológicas possuem em sua estrutura membrana e citoplasma o qual possui cargas opostas em seus lados e pode ser considerado como condutor elétrico. Durante o processo eletroquímico, uma acumulação de carga é observada aumentando a troca de cargas e causando rupturas nas membranas. Diao et al. (2004) em seu estudo com microscopia eletrônica de varredura verificaram danos na morfologia da superfície e estruturas das células após EC e encontrou vazamento substancial de material intracelular em células de *E. coli* após EC. Análises microscópicas mostraram aumento da distância entre a camada externa e interna da membrana, causando a ruptura e inativação dos microrganismos (ZIMMERMAN et al., 1973).

A Resolução CONSEMA nº 355/2017 define que os efluentes líquidos sanitários devem atender a valores de concentração ou eficiência mínima, conforme as faixas de vazão de lançamento, ficando as concentrações restringidas aos valores de 10^6 NMP.100 mL⁻¹ e eficiência de remoção de 90% para faixa de vazão de lançamento maior e igual a 200 m³.d⁻¹ e menor que 500 m³.d⁻¹. Os valores encontrados neste estudo estão de acordo com a legislação, satisfazendo os valores mínimos de remoção além de atender às restrições de eficiência de remoção.

Em relação *Escherichia coli*, a resolução cita que este poderá substituir o parâmetro coliformes termotolerantes e os valores a serem atendidos serão definidos junto ao órgão ambiental competente.

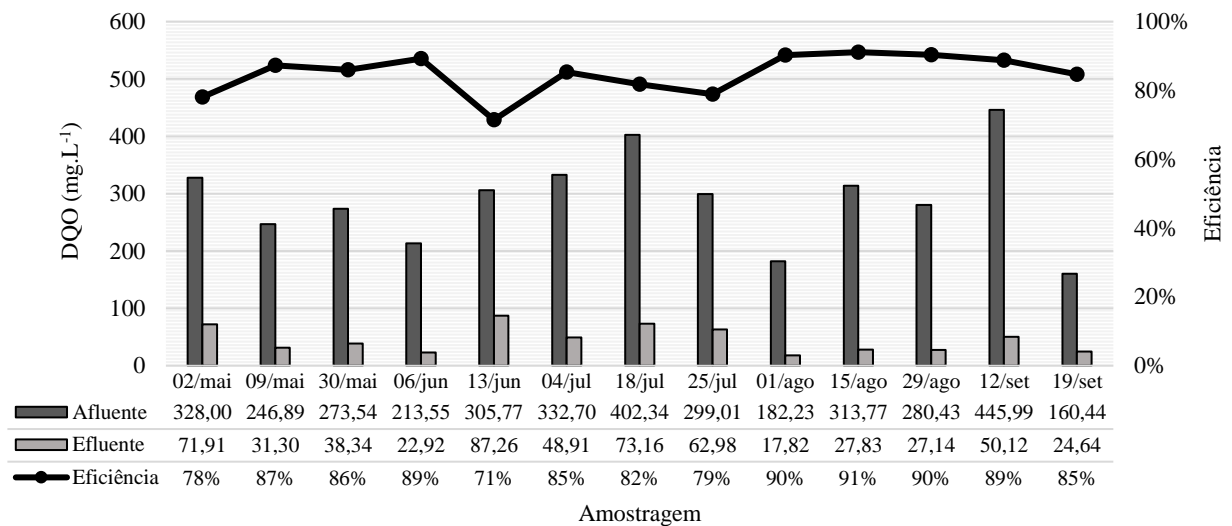
5.2.4 Matéria Orgânica Carbonácea

Os comportamentos temporais da matéria orgânica carbonácea em termos de DQO é apresentado na Figura 23 e 24.

Durante o monitoramento EC-WC, a concentração média de DQO no afluente foi de 291,13 mg.L⁻¹, variando entre 445,99 mg.L⁻¹ e 160,44 mg.L⁻¹. Esta variação é elevada e está relacionada com a carga de entrada na ETE experimental, bem como com a eficiência do WCFV. No efluente a média encontrada foi de 44,95 mg.L⁻¹, máxima 87,26 mg.L⁻¹ e mínima de 17,82 mg.L⁻¹, resultando em eficiência de remoção média de 85%, máxima de 91% e mínima

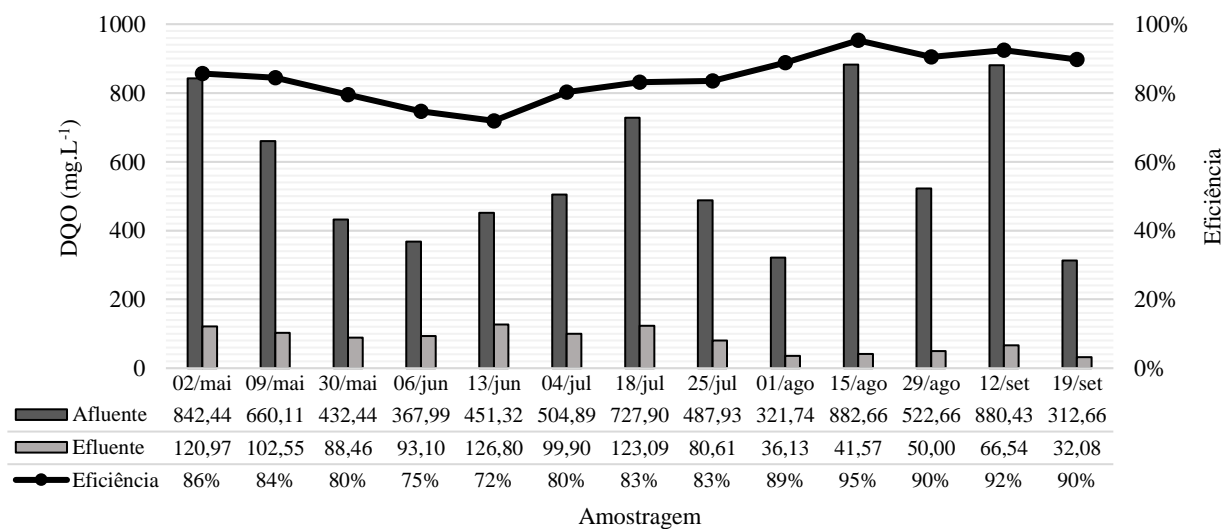
de 71%. O CV das eficiências para o período foi de 7%, o que significa que mesmo com a diferença nas eficiências, as mesmas ainda são classificadas como homogêneas.

Figura 23 - Concentração de matéria orgânica carbonácea (DQO) no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC



Fonte: Autora.

Figura 24 - Concentração de matéria orgânica carbonácea (DQO) no afluente, no efluente e eficiência de tratamento na EC-TS



Fonte: Autora.

Para EC-TS, a média de DQO no afluente foi de 568,86 mg.L⁻¹, variando entre 882,66 mg.L⁻¹ e 312,66 mg.L⁻¹. No efluente, a média encontrada foi de 81,68 mg.L⁻¹, máxima 126,80 mg.L⁻¹ e mínima de 32,08 mg.L⁻¹, resultando em eficiência de remoção média de 85%, máxima de 95% e mínima de 72%. Neste tratamento o CV foi de 8%, indicando dados homogêneos.

Percebe-se que para ambos os tratamentos, EC-WC e EC-TS, o dia 13 de junho foi o que apresentou menor eficiência. Uma particularidade sobre este dia é que por ser inverno, a temperatura do ar e efluente estavam mais baixas que o normal e mesmo que em laboratório tenta-se reproduzir as mesmas condições operacionais sempre, este fato pode ter influenciado o processo. Além disso, o EC-TS apresentou maior linearidade dos dados e as maiores eficiências, 95% e 92%, coincidiram com as maiores concentrações de entrada. Porém, este comportamento não foi observado no EC-WC.

Em ambos processos, os afluentes apresentaram variação de aproximadamente 285,55 mg.L⁻¹ no EC-WC e 570 mg.L⁻¹ no EC-TS, sendo a última bastante elevada. Esta variação está relacionada com a concentração e carga de entrada de esgoto bruto na ETE, bem como a eficiência do TS para ambos os tratamentos avaliados EC-WC e EC-TS, e com a eficiência do WCFV para EC-WC. Além disso, percebe-se que houve variação de aproximadamente 20% na eficiência durante o monitoramento tanto para EC-WC como EC-TS, mas as concentrações finais no EC-WC foram menores.

Em relação a Resolução CONSEMA 355/2017, os valores encontrados neste estudo atendem ao valor de lançamento que a resolução exige que é de 330 mg.L⁻¹ de DQO para vazão menor do que 200 m³.d⁻¹. Além disso, pelas concentrações afluentes no EC-WC pode-se perceber que em alguns dias a ETE experimental não atendeu o padrão de lançamento na qual está inserida que é de 330 mg.L⁻¹ de DQO para vazão menor do que 200 m³.d⁻¹. Logo, a eletrocoagulação apresenta-se como uma complementação ao tratamento.

Em relação a NBR 13969/1997 (ABNT, 1997), a concentração média do efluente da EC-WC atendeu o limite de 50 mg.L⁻¹ para lançamento em corpos hídricos superficiais da classe a, enquanto que a EC-TS atendeu apenas a classe c que limita o valor a 125 mg.L⁻¹.

Este estudo, apresentou resultados superiores ao encontrados por Formentini (2012) que conseguiu remoção máxima de DQO de 83,78% nas condições de 0,15 A x 6,32 min, sendo a DQO remanescente de 143,47 mg.L⁻¹. O estudo foi realizado em efluente doméstico bruto similar ao estudado utilizando eletrodos de alumínio.

Makwana e Ahammed (2016), ao utilizar a EC como pós-tratamento de UASB, em efluente doméstico, sendo a concentração inicial de DQO de 274 mg.L⁻¹, na eficiência máxima

conseguiram atingir a concentração de 90 mg.L^{-1} de DQO no efluente, valor superior ao encontrado neste estudo.

Outros estudos da aplicação de eletrocoagulação em esgoto doméstico com características e configuração de reatores similares a este estudo, apresentaram menores eficiências como, por exemplo, o estudo de Elazzouzi, Haboubi e Elyoubi (2017) em que obtiveram eficiência máxima de 70%, Maia et al. (2014) encontraram 69,20% e Sarala (2012) encontrou 77% de eficiência.

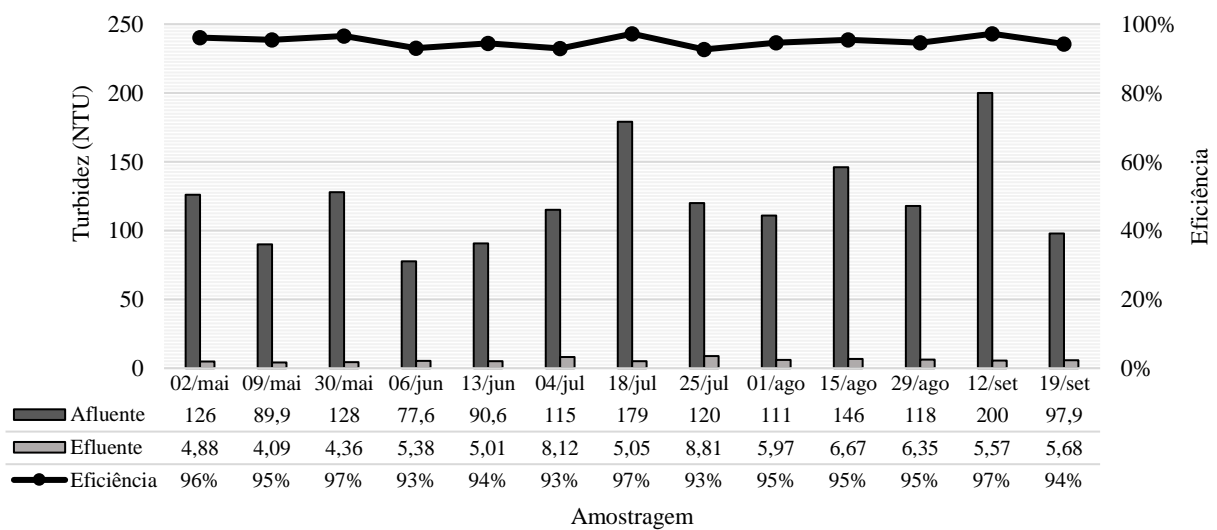
Estudos mostram que a redução de matéria orgânica carbonácea acontece nos primeiros minutos do processo e em seguida atinge um valor constante. Sarala (2012) verificou em seu estudo uma diminuição acentuada na DQO de esgoto doméstico nos primeiros 5 minutos do processo, e depois disso, uma diminuição gradual.

Este foi o parâmetro que apresentou as maiores variações nas eficiências e as menores eficiências. Acredita-se que, o processo de eletrocoagulação promove a remoção da matéria orgânica particulada, porém a matéria orgânica dissolvida não é eficientemente removida.

5.2.5 Turbidez

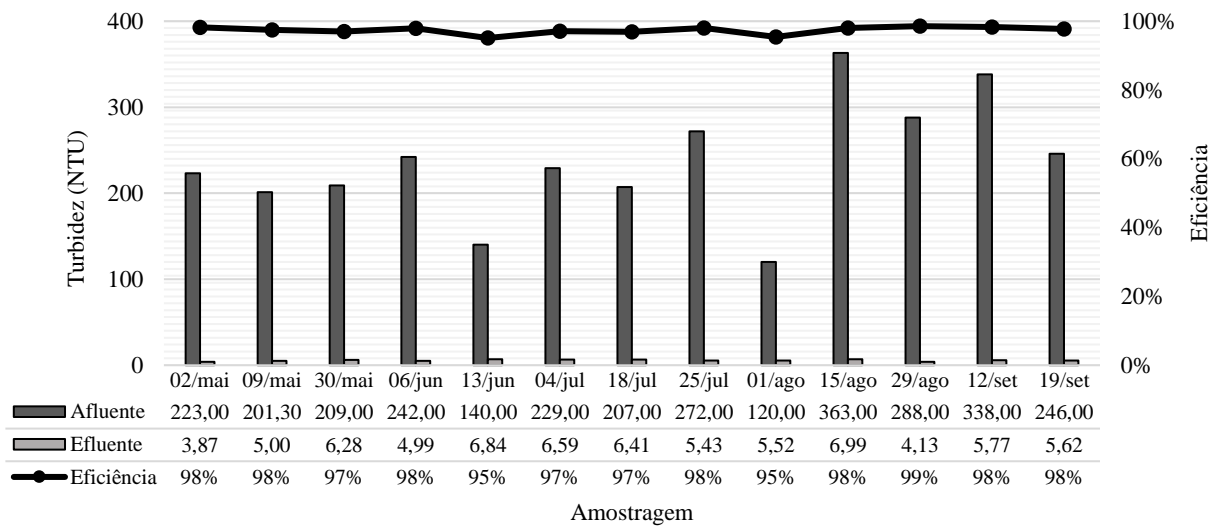
As reduções de turbidez no período monitorado são apresentadas nas Figuras 25 e 26.

Figura 25 - Turbidez no afluente, no efluente e eficiência de tratamento na EC-WC



Fonte: Autora.

Figura 26 - Turbidez no afluente, no efluente e eficiência de tratamento na EC-TS



Fonte: Autora.

Durante o período analisado a turbidez EC-WC variou de 77,6 a 200 NTU e 4,09 a 8,81 NTU para o afluente e efluente, respectivamente. A média do afluente foi de 123 NTU, enquanto que no efluente a média foi de 5,84 NTU, resultando em eficiência média de redução de 95%, máxima de 97% e mínima de 93%, com CV de 2%.

No EC-TS, a variação foi de 120 a 363,00 NTU e 3,87 a 6,99 NTU para o afluente e efluente, respectivamente. A média do afluente foi de 236,79 NTU enquanto que o efluente a média foi de 5,65 NTU, resultando em eficiência média de remoção de 97%, máxima de 99% e mínima de 95% e CV de 1%.

O processo de eletrocoagulação resultou em boas e constantes eficiências de remoção para este parâmetro mesmo que as concentrações afluentes tenham diferido.

Os dias de maior eficiência no EC-WC, 18/jul e 12/set, foram também os dias em que a turbidez no afluente apresentou os maiores valores. Dessa forma, pode-se inferir que quando o efluente do WCFV apresentou maior turbidez, a EC-WC alcançou maior remoção. Por outro lado, isto não ocorreu no EC-TS. Neste tratamento observou-se eficiências de remoção de turbidez menores nos mesmos tratamentos em que encontrou-se os menores valores no afluente, em 13/jun e 01/ago.

A turbidez dos efluentes é ocasionada pela presença de sólidos, assim a elevada remoção de turbidez pode estar relacionada com o processo de coagulação, isto é, a ocorrência de interação dos hidróxidos de alumínio com as partículas, formando os flocos que deslocam-se naturalmente para a superfície com o auxílio das microbolhas geradas no processo devido à

flotação. As eficiências para o tratamento EC-TS foram maiores do que para EC-WC, e este fato foi causado pela maior turbidez no afluente do EC-TS, e conseqüente maior quantidade de sólidos. Isso possibilitou que ocorresse uma interação maior entre os hidróxidos e as partículas, bem como um arraste maior para a superfície das mesmas.

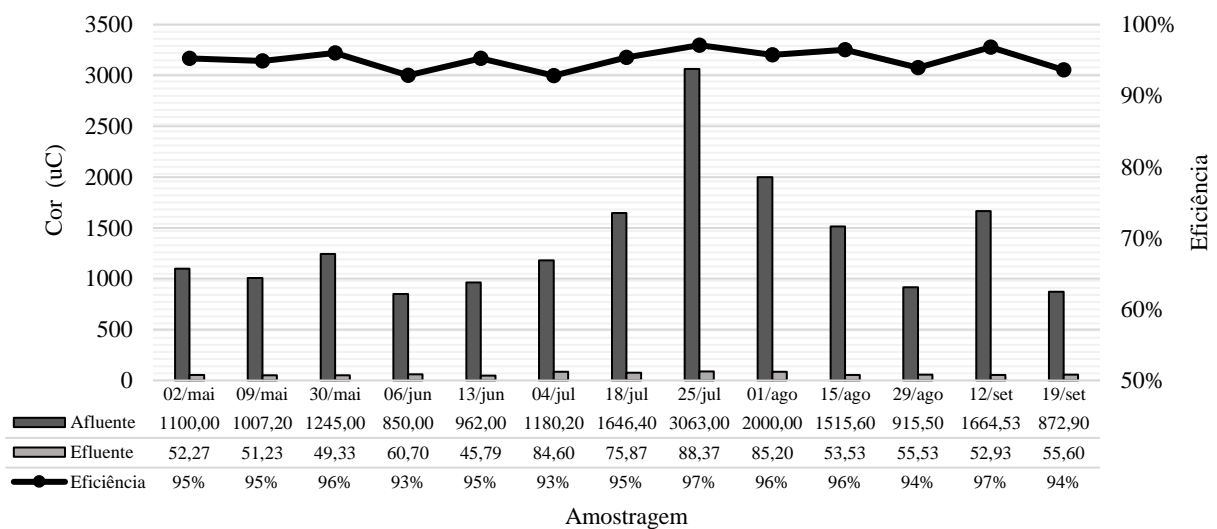
Romero (2009), aplicando a EC no tratamento de esgoto sanitário, com eletrodos de alumínio configurados transversalmente e paralelamente ao fluxo, densidade de corrente de 14,2 mA.cm⁻² e tempo de tratamento de 18,2 min, obteve entre 93 e 96% de remoção de turbidez, para o arranjo transversal e em paralelo, respectivamente, e considerou estes como extremamente satisfatórios.

Makwana e Ahammed (2017), em seus estudos com modelagem em efluente pré-tratado anaerobicamente, utilizando eletrodos de alumínio, densidade de corrente de 15 mA.cm⁻² e tempo de tratamento de 5 min, obtiveram 98,5% de eficiência de remoção de turbidez.

5.2.6 Cor Aparente

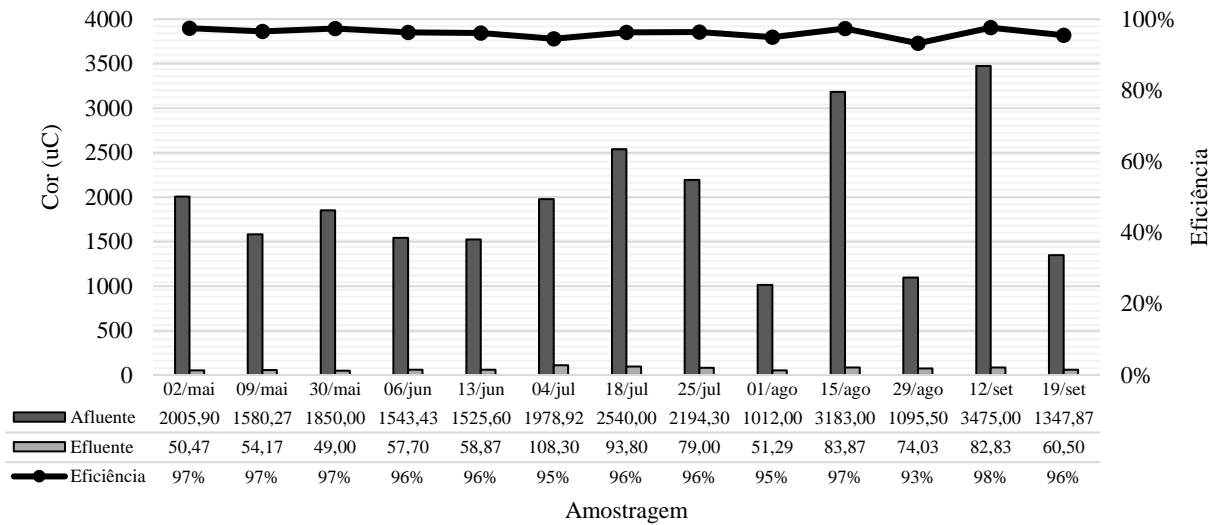
As reduções de cor aparente estão apresentadas nas Figuras 27 e 28.

Figura 27 – Cor aparente no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-WC



Fonte: Autora.

Figura 28 – Cor aparente no afluente, efluente e eficiência de tratamento na EC-TS



Fonte: Autora.

A variável cor apresentou grande variação no afluente, sendo entre 3.063 uC e 850 uC, resultando como média 1.386,33 uC no EC-WC. Tal fato ocorreu devido à variação sazonal do esgoto bruto da ETE, bem como está fortemente ligada com a eficiência do tratamento secundário, o WCFV. No efluente, a média foi de 62,38 uC com máximo de 88,37 uC e mínimo de 45,79 uC. As eficiências de remoção de cor do período monitorado variaram entre 97% e 93% sendo a média correspondente igual a 95%.

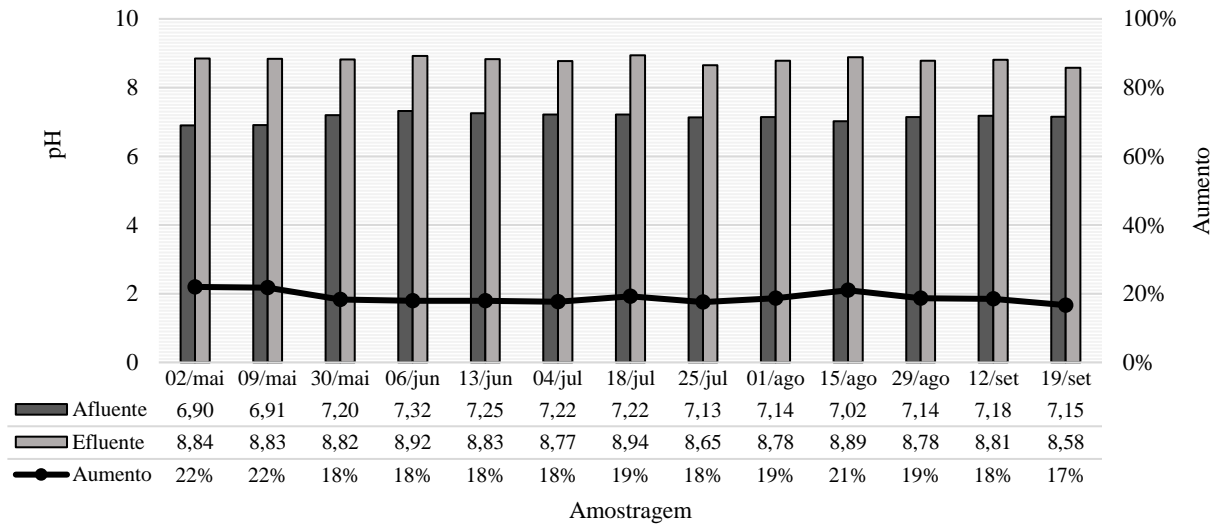
No EC-TS, a média afluente foi de 1.948,60 uC variando entre 3.475 e 1.012 uC. No efluente a média foi de 69,53 uC, com máximo de 108,30 e mínimo de 49 uC. Durante o monitoramento, a eficiência média de remoção para o parâmetro cor foi de 96%, atingido 98% como máximo e 93% como mínimo.

A remoção de cor aparente acompanhou a remoção de turbidez, uma vez que ambos os parâmetros estão relacionados com a presença de sólidos em suspensão. No geral, as eficiências de remoção encontradas foram altas.

5.2.7 pH

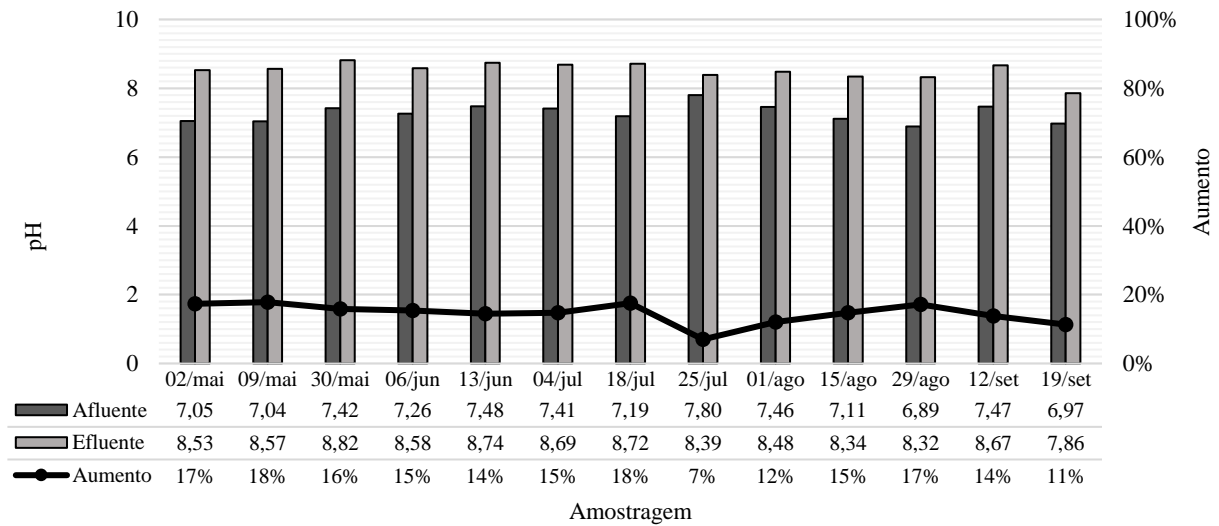
Nas Figuras 29 e 30 são mostradas as variações do pH no período monitorado.

Figura 29 – Valores de pH no afluente, efluente e aumento do valor na EC-WC



Fonte: Autora.

Figura 30 – Valores de pH no afluente, após a EC e aumento do valor na EC-TS



Fonte: Autora.

Durante todo o período monitorado, o pH afluente da EC-WC ficou próximo a neutralidade, com média de 7,14, variando entre 7,32 e 6,90. O efluente apresentou pH médio de 8,80, alcançando máximo de 8,94 e mínimo de 8,58 durante o monitoramento. O aumento médio para este parâmetro foi de 19%.

Na EC-TS o pH médio de entrada também se manteve próximo a neutralidade sendo este de 7,27. A média do efluente foi de 8,51, menor quando comparada com a EC-WC. A

variação deste parâmetro foi entre 7,80 e 6,89 no afluente e 8,82 e 7,85 no efluente. O pH no efluente aumentou em média 15 %.

O aumento do pH nos processos de eletrocoagulação já era esperado. Como citado anteriormente na seção 3.2.1 esse aumento é causado principalmente pela liberação de OH^- (Equação 6).

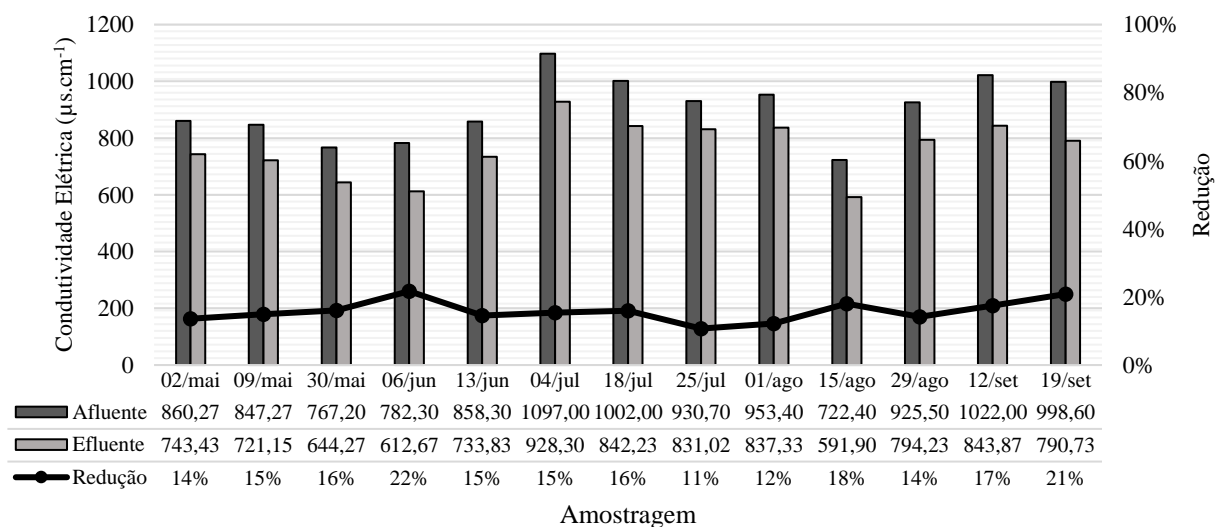
Diversos estudos observaram que o pH aumenta na célula eletrolítica durante o processo de EC em efluentes domésticos (UN et al., 2009; WEI et al., 2012). Harif et al. (2012) citaram que a geração dos hidróxidos de alumínio utiliza os íons hidroxilas, porém nem todo o montante produzido é utilizado. Uma vez que a taxa de geração excede a quantidade utilizada para geração das variadas formas de hidróxidos metálicos, os íons hidroxilas se acumulam na solução, resultando na elevação do pH.

Observando os resultados durante todo o período monitorado do EC-WC e EC-TS, percebe-se que os mesmos permaneceram dentro dos limites estabelecidos pelas Resoluções CONSEMA 355/2017, CONAMA 430/2011 e NBR 13969/1997, que restringem o valor máximo de pH em 9.

5.2.8 Condutividade Elétrica (CE)

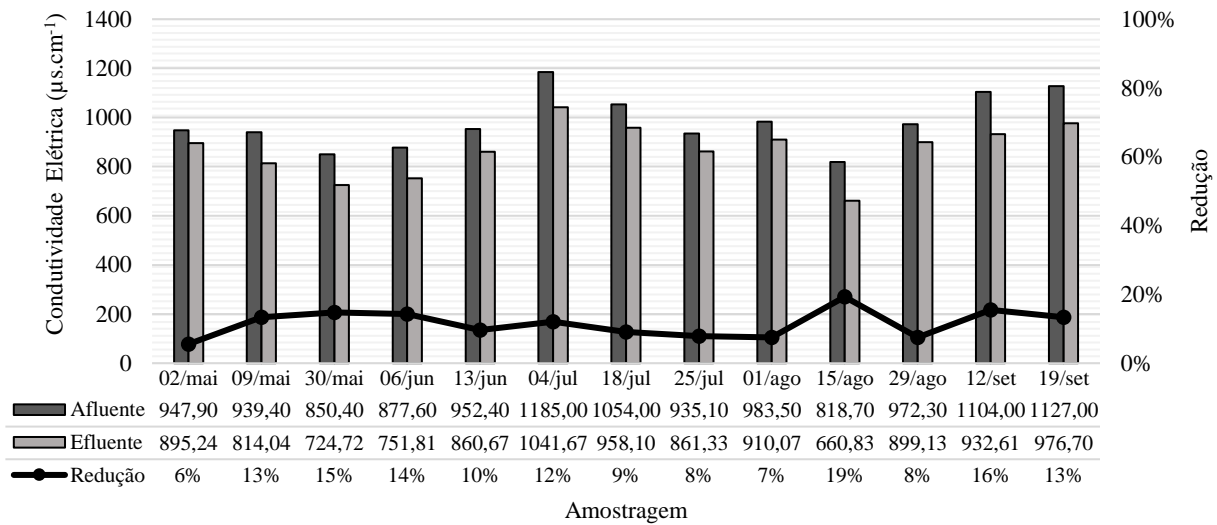
As diminuições nos valores de condutividade elétrica são apresentadas nas Figuras 31 e 32.

Figura 31 - Condutividade elétrica no afluente, no efluente e redução alcançada na EC-WC



Fonte: Autora.

Figura 32 - Condutividade elétrica no afluente, no efluente e redução alcançada na EC-TS



Fonte: Autora.

A condutividade média do afluente na EC-WC foi de $905,15 \mu\text{s.cm}^{-1}$, variando entre $1.097,00 \mu\text{s.cm}^{-1}$ e $722,40 \mu\text{s.cm}^{-1}$. O efluente apresentou média de $762,69 \mu\text{s.cm}^{-1}$, máximo de $928,30 \mu\text{s.cm}^{-1}$ e mínimo de $591,90 \mu\text{s.cm}^{-1}$. A redução média deste parâmetro foi de 16%, a máxima de 22% e a mínima de 11%.

A média afluente no EC-TS foi de $980,56 \mu\text{s.cm}^{-1}$, com máximo de 1185 e mínimo de $818,70 \mu\text{s.cm}^{-1}$. O efluente apresentou média de $868,22 \mu\text{s.cm}^{-1}$, variando entre 1041,67 e $660,83 \mu\text{s.cm}^{-1}$. A redução média deste parâmetro foi de 12%, com máxima de 19% e mínima de 6%.

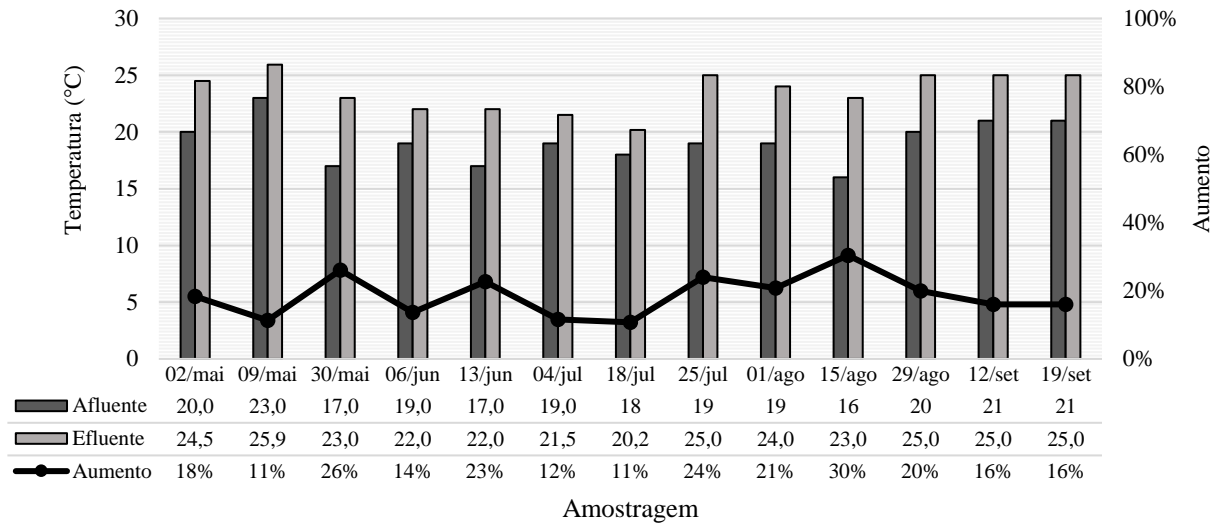
A condutividade elétrica está relacionada intimamente com o funcionamento do sistema, a fim de garantir que a eletrocoagulação aconteça. Quanto menor a concentração de íons, menor a capacidade de condução de corrente elétrica e maior o consumo energético (LEE; GAGNON, 2014; MOUSSA et al., 2017).

Neste estudo, percebe-se que aparentemente a CE não é fortemente afetada pelo processo de EC assim como Gomes et al. (2009) e Den e Wang (2008) também verificaram em seus trabalhos.

5.2.9 Temperatura

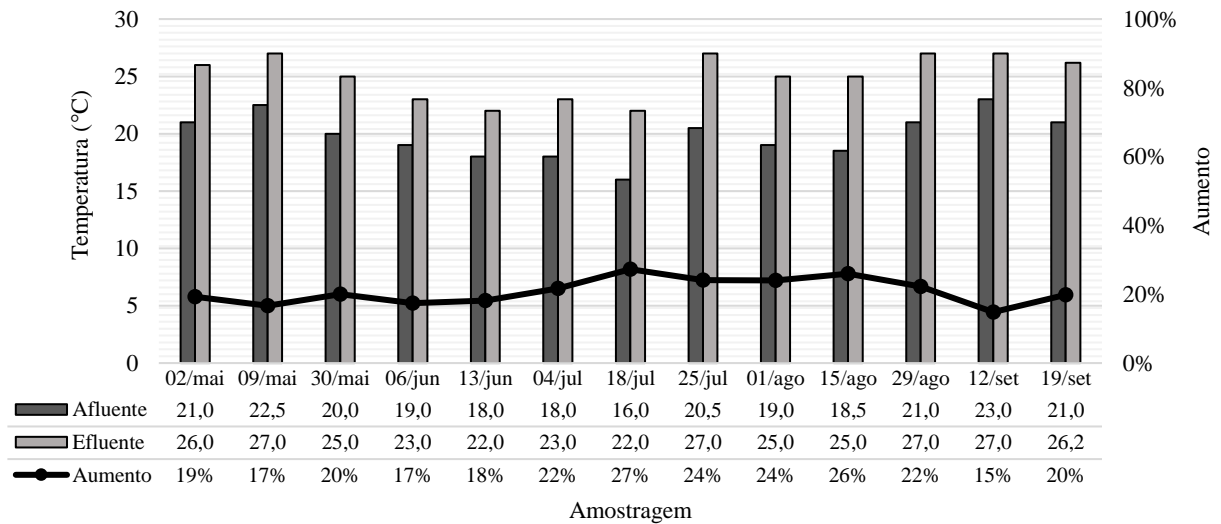
A variação da temperatura nos efluentes dos processos de tratamento são apresentadas nas Figuras 33 e 34.

Figura 33 - Temperatura no afluente, efluente e aumento gerado na EC-WC



Fonte: Autora.

Figura 34 - Temperatura no afluente, efluente e aumento gerado na EC-TS



Fonte: Autora.

A temperatura média do afluente no EC-WC foi de 19,15 °C, variando entre 23,0 °C e 16,0 °C no período monitorado. O efluente apresentou média de 23,55 °C, com máximo de 25,93 °C e mínimo de 20,2 °C. O aumento médio de temperatura foi de 19%, com máxima de 30% e mínimo de 11%.

No EC-TS, a temperatura média afluente foi de 19,81 °C, máxima 23 °C e mínima de 16 °C. No efluente, a média foi de 25 °C, com máxima de 27 °C e mínima de 22 °C. Percentualmente, o aumento foi de 21%, variando entre 27% e 15%.

O aumento de temperatura também era esperado, uma vez que na EC pode ocorrer perda de energia por dissipação térmica. Entretanto, este aumento não foi exacerbado sendo de aproximadamente 4 °C no EC-WC e 5 °C no EC-TS, indicando assim que foi feito um bom dimensionamento do reator.

Durante todo o monitoramento a temperatura ficou abaixo do valor limite estabelecido pelas Resoluções CONSEMA 355/2017 e CONAMA 430/2011 e pela NBR 13969/1997 que é 40 °C.

Na Tabela 11 são resumidos os valores encontrados em cada teste, EC-WC e EC-TS, bem como os valores de referência nas legislações ambientais vigentes para o lançamento de efluentes.

Tabela 11 - Resumos dos valores obtidos nos experimentos e os definidos pelas legislações

Parâmetro	EC-WC	EC-TS	Legislação		
			CONSEMA 355/2017	CONAMA 430/2011	NBR 13.969/1997
P-PO ₄ ³⁻	n.d. > 99,5 %	n.d. > 99,4 %	máx 4 mg.L ⁻¹ ≥ 75% remoção		< 1 mg.L ⁻¹
N-NH ₄ ⁺	43,46 mg.L ⁻¹	63,95 mg.L ⁻¹	máx 20 mg.L ⁻¹	não elegível	< 5 mg.L ⁻¹
N-NO ₂ ⁻	1,30 mg.L ⁻¹	n.d.			< 20 mg.L ⁻¹
N-NO ₃ ⁻	17,83 mg.L ⁻¹ 20,60%	0,14 mg.L ⁻¹ 68%			< 20 mg.L ⁻¹
Coliformes Totais	1,75x10 ⁴ NMP.100mL ⁻¹ 2,57 log (99,64%)	3,75x10 ⁴ NMP.100mL ⁻¹ 2,52 log (99,51%)	máx 10 ⁶ ≥ 90% remoção		< 1x10 ³
<i>E. coli</i>	5,59x10 ³ NMP.100mL ⁻¹ 2,52 log (99,59%)	1,03x10 ⁴ NMP.100mL ⁻¹ 2,55 log (99,51%)			
DQO	44,95 mg.L ⁻¹ 85%	81,68 mg.L ⁻¹ 85%	330		50 mg.L ⁻¹ -classe a 125 mg.L ⁻¹ -classe c
Turbidez	5,84 NTU 95%	5,65 NTU 97%,			
Cor	62,38 uC 95%	69,53 uC 96%			
pH	8,8 19%.	8,51 15 %.	6 – 9	6 – 9	6 – 9
CE	762,69 µS.cm ⁻¹ 16%	868,22 µS.cm ⁻¹ 12%			
Temperatura	23,55 °C 19%	25 °C 21%	40 °C	40 °C	40 °C

Fonte: Autora.

Não foram encontrados na literatura estudos cuja finalidade era avaliar aplicação da EC, sob condições fixas, durante um período de tempo como realizado neste trabalho. Os estudos citados nesta seção foram delineados para a otimização do processo de EC visando a remoção específica de um poluente.

5.3 ANÁLISE GERAL DOS TRATAMENTOS

Realizou-se a análise em relação as concentrações finais dos efluentes do WCFV, EC-WC e EC-TS, a fim de verificar se os efluentes de cada tratamento apresentavam o mesmo valor de concentração ou se eram diferentes.

Na Tabela 11 são mostrados os resultados para o Teste de Kruskal-Wallis e na Tabela 12 o resultado em relação a quais tratamentos diferiram entre si.

Tabela 12 – Resumo do Teste Kruskal-Wallis para os efluentes do WCFV, EC-WC e EC-TS

<i>Teste de Kruskal-Wallis</i>	
<i>Parâmetro</i>	<i>p-valor</i>
Fósforo (P-PO ₄ ³⁻)	1,51E-08
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	3,10E-05
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	1,56E-05
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	1,78E-06
Coliformes Totais	2,26E-06
<i>E. coli</i>	2,44E-06
DQO	5,06E-07
Turbidez	3,13E-06
Cor Aparente	2,66E-06
pH	1,78E-07
CE	5,87E-03
Temperatura	4,22E-06

Fonte: Autora.

Nos casos em que p-valor < 0,05, rejeita-se a hipótese nula de quem, em média, os três tratamentos apresentam o mesmo valor de concentração, ou seja, pelo menos um deles possui média diferente dos demais. Neste estudo, todas as variáveis analisadas apresentaram pelo menos um tratamento com média diferente dos demais.

Por meio das comparações múltiplas pode-se inferir quais são os tratamentos iguais e quais diferem entre si.

Tabela 13 - Comparações Múltiplas - FWER para os efluentes do WCFV, EC-WC e EC-TS

Parâmetro	Tratamentos		
	p-valor		
	ECTS - ECWC	ECTS - WCFV	ECWC - WCFV
Fósforo (P-PO ₄ ³⁻)	1,000	0,000	0,000
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	0,000	0,000	0,270
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	0,000	0,000	0,077
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	0,000	0,000	0,015
Coliformes Totais	0,170	0,000	0,000
<i>E. Coli</i>	0,233	0,000	0,000
DQO	0,001	0,000	0,000
Turbidez	0,977	0,000	0,000
Cor Aparente	0,339	0,000	0,000
pH	0,000	0,000	0,000
CE	0,016	0,534	0,005
Temperatura	0,023	0,000	0,000

Fonte: Autora.

Os dados obtidos mostram que as concentrações finais de P-PO₄³⁻, coliformes totais, *E. coli*, turbidez e cor aparente não diferiram entre si e, portanto, EC-WC e EC-TS resultaram em valores parecidos (p-valor > 0,05). O nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato diferiram entre os dois tratamentos e a EC-WC resultou em concentrações menores de N-NH₄⁺ (média de 43,5 mg.L⁻¹ enquanto na EC-TS foi de 63,9 mg.L⁻¹) e consequente melhor qualidade do efluente devido a presença do WCFV onde as conversões do nitrogênio aconteceram.

Na comparação do EC-TS com WCFV somente a condutividade elétrica resultou em valores semelhantes, isto é, não houve diferença significativa antes e depois da EC. Para os outros parâmetros analisados, verificou-se que por meio da EC-TS é possível obter concentrações significativamente menores exceto para N-NH₄⁺, em que o valor médio do período na EC-TS (63,9 mg.L⁻¹) foi significativamente maior do no WCFV (39,9 mg.L⁻¹).

A comparação entre EC-WC e WCFV mostra que as concentrações de N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻ foram parecidas nos dois tratamentos, o que significa que o pequeno aumento nestes parâmetros não gerou um acréscimo significativo a ponto de interferir na qualidade do efluente. Para todos os outros parâmetros o processo de eletrocoagulação promoveu melhora significativa.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A eletrocoagulação com eletrodos de alumínio mostrou-se uma técnica promissora para o tratamento de efluentes domésticos. O dimensionamento dos reatores para EC-WC e EC-TS foi efetivo, e os mesmos tiveram desempenho eficiente e atingiram elevada redução nos parâmetros analisados, exceto N-NH_4^- .

O tratamento EC-WC removeu eficientemente o parâmetro fósforo e este não foi detectado em nenhuma amostra indicando que a concentração foi inferior a $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$. Os outros parâmetros monitorados resultaram em concentrações médias no período de $43,5 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N-NH}_4^+$, $1,3 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N-NO}_2^-$, $17,8 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$, $1,75 \times 10^4 \text{ NMP.100 mL}^{-1}$ de coliformes totais, $5,59 \times 10^3 \text{ NMP.100 mL}^{-1}$ de *E. coli*, $44,95 \text{ mg.L}^{-1}$ DQO, $5,84 \text{ NTU}$ turbidez, $62,4 \text{ uC}$ cor aparente, $8,8 \text{ pH}$, $762,7 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$ condutividade elétrica e $23,5 \text{ }^\circ\text{C}$ temperatura. Os parâmetros estão abaixo dos limites estabelecidos pelas Resoluções CONAMA 430/2011 e CONSEMA 355/2017, exceto para nitrogênio amoniacal.

O tratamento EC-TS também removeu eficientemente o parâmetro fósforo e este não foi detectado em nenhuma amostra indicando que a concentração foi inferior a $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$. Os outros parâmetros monitorados resultaram em concentrações médias no período de $63,9 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N-NH}_4^+$, n.d. para N-NO_2^- , $0,1 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$, $3,75 \times 10^4 \text{ NMP.100 mL}^{-1}$ de coliformes totais, $1,03 \times 10^4 \text{ NMP.100 mL}^{-1}$ de *E. coli*, $81,77 \text{ mg.L}^{-1}$ DQO, $5,65 \text{ NTU}$ turbidez, $69,5 \text{ uC}$ cor aparente, $8,5 \text{ pH}$, $868,2 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$ condutividade elétrica e $25 \text{ }^\circ\text{C}$. Os parâmetros estão abaixo dos limites estabelecidos pelas Resoluções CONAMA 430/2011 e CONSEMA 355/2017 exceto para nitrogênio amoniacal.

A comparação entre as concentrações finais da EC-WC e EC-TS mostrou que não houve diferença significativa para os parâmetros fósforo, coliformes totais, *E. coli*, turbidez e cor aparente, o que significa que ambos os tratamentos atingiram os mesmos valores e não diferiram entre si. Para N-NH_4^- , N-NO_2^- e N-NO_3^- , houve diferença significativa sendo que o primeiro resultou em valores menores na EC-WC do que na EC-TS, gerando um efluente de melhor qualidade. Os parâmetros pH, CE e temperatura também difeririam entre os tratamentos, mas todos permaneceram dentro dos limites definidos nas legislações e por isto não são limitantes na escolha dos tratamentos.

A eletrocoagulação mostrou resultados divergentes em relação ao nitrogênio e não removeu N-NH_4^+ . Concentrações menores foram encontradas na EC-WC devido ao WCFV mostrando que o tratamento biológico secundário é necessário para este parâmetro. Logo, o

WCFV remove nitrogênio e não remove fósforo, enquanto que na eletrocoagulação ocorre o inverso e por isto a combinação destes processos promoveu efluente de melhor qualidade.

A eletrocoagulação é eficiente como pós-tratamento de tanque séptico (tratamento secundário), com exceção do parâmetro de nitrogênio. Outrossim, é também eficiente como tratamento terciário. Contudo, para geração de um efluente de melhor qualidade e com possível utilização no reuso não potável indica-se a combinação dos processos de tratamento, WCFV + EC-WC.

7 RECOMENDAÇÕES

Para trabalhos futuros sugere-se:

- Realizar a quantificação do desgaste dos eletrodos, estimar a geração do coagulante e consequente consumo energético em cada tratamento;
- Avaliar o custo operacional do processo de eletrocoagulação;
- Propor e avaliar alternativas para o lodo gerado;
- Avaliar alternativas para recuperação do fósforo do lodo;
- Realizar estudo prévio específico para análise e avaliação do comportamento da série nitrogenada em no efluente do TS e no efluente do WCFV, o qual pode ser realizado por meio de planejamento experimental, e verificar a viabilidade do sistema.

REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição de efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ALINSAFI, A.; KHEMIS, M.; PONS, M. N.; LECLERC, J. P.; YAACOUBI, A.; BENHAMMOU, A.; NEJMEDDINE, A. Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater. **Chemical Engineering and Processing**, v. 44, p. 461–470, 2005.

AOUDJ, S.; KHELIFA, A.; DROUCHE, N. Removal of fluoride, SDS, ammonia and turbidity from semiconductor wastewater by combined electrocoagulation - electroflotation. **Chemosphere**, v. 180, p. 379-387, 2017.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 2012.

ASWATHY, P.; GANDHIMATHI, R.; RAMESH, S.T.; NIDHEESH, P.V. Removal of organics from bilge water by batch electrocoagulation process. **Separation and Purification Technology**, 2016.

ATTOUR, A.; TOUATI, M., TLILI, M.; BEN AMOR, M.; LAPICQUE, F.; LECLERC, J.P. Influence of operating parameters on phosphate removal from water by electrocoagulation using aluminum electrodes. **Separation and Purification Technology**, v. 123, p. 124–129, 2014.

AYAZ, S. Ç.; AKTAS, O.; FINDIK, N.; AKÇA, L. Phosphorus removal and effect of adsorbent type in a constructed wetland system. **Desalination and Water Treatment**. v. 37, p. 152-159, 2012.

BARBOSA, I.; TERAN, F. Eletrocoagulação-flotação aplicada ao tratamento de efluentes gerados na indústria de reciclagem de plásticos. **HOLOS Environment**, v.9, n.1, p. 93-112, 2009.

BATTISTELLI, A. A.; LAPOLLI, F. R.; HASSAMER, M. E. N; JUSTINO, N. M. Avaliação do processo de eletrocoagulação aplicado à remoção de fósforo em reatores aeróbios. In: XII **Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas**. Poços de caldas, MG. 2015.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 491-500, 2005.

BUKHARI, A. A. Investigation of the electro-coagulation treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal wastewater. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 914–921, 2008.

BURNS, S. E.; YIACOUMI, S.; TSOURIS, C. Microbubble generation for environmental and industrial separations. **Separation and Purification Technology**, v. 22, p. 221 – 232, 1997.

CARISSIMI, E. **Desenvolvimento do Reator Gerador de Flocos (RGF): aspectos teóricos e aplicações no tratamento e reuso de águas e efluentes.** 2003. 156 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2003.

CANIZARES, P.; CARMONA, M.; LOBATO, J.; MARTINEZ, F.; RODRIGO, M.A. Electrodeposition of aluminum electrodes in electrocoagulation processes. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 44, p. 4178-4185, 2005.

CHELLAM, S.; SARI, M.A. Aluminum electrocoagulation as pretreatment during microfiltration of surface water containing NOM: A review of fouling, NOM, DBP, and virus control. **Journal of Hazardous Materials**, v.5, n.304, p. 490 – 501, 2016.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**. v. 38, p. 11–41, 2004.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 430/2011:** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 15 jan. 2018.

CONSEMA – CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 355/2017:** Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/resolucoes>>. Acesso em: 15 jan. 2018.

COPASA – COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS. **Água não tratada é porta aberta para várias doenças.** Programa Chuá de Educação Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, 2009. Disponível em: <http://www.copasa.com.br/media2/PesquisaEscolar/COPASA_Doen%C3%A7as.pdf>. Acesso em: 01 nov. 2016.

CRESPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. **Eletroflotação: princípios e aplicações.** São Carlos: Rima, 2004. 96p.

DANESHVAR, N.; ASHASSI-SORKHABI, H.; TIZPAR, A. Decolorization of orange II by electrocoagulation method. **Separation and Purification Technology**, v. 31, n.2, p.153-162, 2003.

DECEZARO, S. T. **Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em Wetland construído de fluxo vertical.** 2016. 141 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2016.

DEMIRCI, Y.; PEKEL, L. C.; ALPBAZ, M. Investigation of Different Electrode Connections in Electrocoagulation of Textile Wastewater Treatment. **International Journal of Electrochemical Science.**, v. 10, p. 2685 – 2693, 2015.

DEN, W.; WANG, C. Removal of silica from brackish water by electrocoagulation pretreatment to prevent fouling of reverse osmosis membranes. **Separation and Purification Technology**, v. 59, n. 3, p. 318 – 325, 2008.

DI BERNARDO, L. **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. São Carlos: ABES-RJ, 498 p., 2003. Disponível em: <<https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/DiBernardo.pdf>>. Acesso em: 22 jul. 2017.

DIAO, H. F.; LI, X. Y.; GU, J. D.; SHI, H. C.; XIE, Z. M. Electro microscopic investigation of the bacterial action on electrochemical disinfection in comparison with chlorination and Fenton reaction. **Process Biochemistry**, v. 39, p. 1421 – 1426, 2004.

ELAZZOUI, M.; HABOUBI, K.; ELYOUBI, M. S. Electrocoagulation- flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 117, p. 614-626, 2017.

EL-GOHARY, F.; TAWFIK, A.; MAHMOUD, U. Comparative study between chemical coagulation/precipitation (C/P) versus coagulation/dissolved air flotation (C/DAF) for pre-treatment of personal care products (PCPs) wastewater. **Desalination**, v. 252, p. 106–112, 2010.

EMAMJOMEH, M. M.; SIVAKUMAR, M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 1663–1679, 2009.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 2011. 790 p.

FENG, J.; SUN, Y.; ZHENG, X.; ZHANG, J.; LI, S.; TIAN, Y. Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, n. 12, p. 1409–1415, 2007.

FORMENTINI, D. F. **Tratamento eletroquímico de esgotos sanitários**. 2012. 139 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2012.

GAO, Y.; XIE, Y.W.; ZHANG, Q.; WANG, A.L.; YU, Y.X.; YANG, L.Y. Intensified nitrate and phosphorus removal in an electrolysis -integrated horizontal subsurface-flow constructed wetland. **Water Research**, v. 108, n.1, p. 38045, 2017.

GHERNAOUT, D.; BADIS, A.; KELLIL, A.; GHERNAOUT, B. Application of electrocoagulation in *Escherichia coli* culture and two surface waters. **Desalination**, v. 219, p. 118–125, 2008.

GOMES, J. ET AL. Treatment of produced water by electrocoagulation. *In EPD Congress 2009: Proceedings of sessions and symposia held during TMS 2009 Annual Meeting & Exhibition*, San Francisco, California, 15 - 19 February, p. 459 - 456, 2009.

HARIF, T.; KHAI, M.; ADIN, A. Electrocoagulation versus chemical coagulation: coagulation/flocculation mechanisms and resulting floc characteristics. **Water Research**, v. 46, n. 10, p. 3177–3188, 2012.

HASAN, S. W.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Start-up period investigation of pilot-scale submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) treating raw municipal wastewater. **Chemosphere**, v. 97, p. 71-77, 2014.

ILHAN, F.; KURT, U.; APAYDIN, O.; GONULLU, M. T. Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 154, n° 1-3, p. 318 – 389, 2008.

JAFELICCI JR., M., VARANDA, L. O mundo dos colóides. **Química Nova na Escola**, n. 9, p. 9 – 13, 1999.

JIMÉNEZ, C.; SÁEZ, C.; MARTÍNEZ, F.; CAÑIZARES, P.; RODRIGO, M. A. Electrochemical dosing of iron and aluminum in continuous processes: A key step to explain electro-coagulation processes. **Separation and Purification Technology**, v. 98, p. 102–108, 2012.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7ª Edição, Rio de Janeiro: ABES, 2014, 1087 p.

KABDAŞLI, I.; ARSLAN-ALATON, I; ÖLMEZ-HANCI, T.; TÜNAY, O. Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review. **Environmental Technology Reviews**, v. 1, p. 2 – 24, 2012.

KIM, H. G.; JANG, H. N.; KIM, H. M.; LEE, D. S.; CHUNG, T. H. Effect of an electro phosphorous removal process on phosphorous removal and membrane permeability in a pilot-scale MBR. **Desalination**, v. 250, n. 2, p. 629-633, 2010.

KLETECKE, R. M. **Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e *Colocasia esculenta***. 2011. 310 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2011.

KOBYA, M.; HIZ, H.; SENTURK, E.; AYDINER, C.; DEMIRBAS, E. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, v. 190, p. 201–211, 2006.

KUOKKANEN, V.; KUOKKANEN, T.; RÄMÖ, J.; LASSI, U.; ROININEN, J. Removal of phosphate from wastewaters for further utilization using electrocoagulation with hybrid electrodes – Techno-economic studies. **Journal of Water Process Engineering**, v. 8, p. 50 – 54, 2015.

KUSHWAHA, J.P.; SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I. D. Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residue disposal. **Separation and Purification Technology**, v. 76, p. 198–205, 2010.

LEE, S. Y.; GAGNON, G. A. Review of the factors relevant to the design and operation of an electrocoagulation system for wastewater treatment. **Environmental Review**, v. 22, p. 421–429, 2014.

LUZ, P. S. S. **Eletrocoagulação de Lixiviados de Aterros Sanitários**. 2012. 62 p. Dissertação (Mestrado em Química Industrial) – Universidade da Beira Interior, Corvilhã, Portugal, 2012.

MAIA, L. G. C.; PARENTE, T. C.; ABDALA NETO, E. F.; ALEXANDRE, J. E. C.; STEFANUTTI, R.; NASCIMENTO, R. F. Otimização da técnica de eletrocoagulação/floculação por meio de redução de DQO utilizando eletrodos de aço carbono avaliando redução de concentrações da matéria orgânica. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Química. Anais COBEQ**. Florianópolis, SC, 2014.

MAKWANA, A. R.; AHAMMED, M. M. Electrocoagulation process for the post-treatment of anaerobically treated urban wastewater. **Separation Science and Technology**, v. 53, n. 8, p. 1412 – 1422, 2017.

MAKWANA, A. R.; AHAMMED, M. M. Continuous electrocoagulation process for the post-treatment of anaerobically-treated municipal wastewater. **Process Safety and Environment Protection**, v. 102, p.724 – 733, 2016.

MERMA, A. G. **Eletrocoagulação aplicada a meios aquosos contendo óleo**. 2008. 128 f. Dissertação (Mestrado em Ciência dos Materiais e Metalurgia) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2008.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5th Edition, New York, McGraw-Hill, 2013. 2048 p.

MOLLAH, M. Y. A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A. G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D. L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, n. 1-3, p. 199–210, 2004.

MOLLAH, M.Y.A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J.R.; COCKE, D.L. Electrocoagulation (EC) — science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, n.1, p. 29–41, 2001.

MONTEIRO, V. R. C.; SEZERINO, P. H. Monitoramento de *wetlands* construídos de escoamento horizontal e vertical empregados no tratamento de águas cinzas. In: **2º Simpósio Brasileiro sobre wetlands construídos**: UTFPR: Curitiba, 2015.

MONTGOMERY, D. C. Design and analysis of experiments. 7th ed. New York, Estados Unidos: John Wiley & Sons, 656 p. 2009.

MORENO, C.H.A.; COCKE, D.L.; GOMES, J.A.; MORKOVSKY, P.; PARGA, J.R.; PETERSON, E.; GARCIA, C. Electrochemical reactions for electrocoagulation using iron electrodes. **Ind. Eng. Chem. Res.** n. 48, v. 4, p. 2275–2282, 2009.

MORES, R.; TREICHEL, H., ZAKRZEWSKI, C. A.; KUNZ, A.; STEFFENS, J.; DALLAGO, R. M. Remove of phosphorous and turbidity of swine wastewater using electrocoagulation under continuous flow. **Separation and Purification Technology**, v. 171, p. 112- 117, 2016.

MOUSSA, D. T.; EL-NAAS, M. H.; NASSER, M.; AL-MARRI, M. J. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 24 – 41, 2017.

MYERS, R. H., MONTGOMERY, D. C., ANDERSON-COOK, C. M.. **Response surface methodology: process and product optimization using designed experiments**, second ed. John Wiley & Sons, New York, 2009

NGUYEN, D. D.; NGO, H. H.; GUO, W.; NGUYEN, T. T.; CHANG, S. W.; JANG, A.; YOON, Y. S. Can electrocoagulation process be an appropriate technology for phosphorus removal from municipal wastewater? **Science of the Total Environment**, v. 563–564, p. 549–556, 2016.

ONU - NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL. **Assembleia da ONU reconhece saneamento como direito humano distinto de direito à água potável**. 04 jan. 2016. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/assembleia-geral-da-onu-reconhece-saneamento-como-direito-humanodistinto-do-direito-a-agua-potavel/>>. Acesso em: 01 nov. 2016.

PELLISSARI, C.; DECEZARO, S. T.; BENTO, A. P.; WOLFF, D. B.; SEZERINO, P. H. *Wetlands* construídos aplicados no tratamento de efluentes de bovinocultura leiteira. In: **2º Simpósio Brasileiro sobre wetlands construídos**, Anais. UTFPR: Curitiba, 2015.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias**: Utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed. do Autor. Florianópolis-SC, 2004.

ROMERO, J. A. P. Eletroflotação aplicada ao tratamento de esgoto sanitário. 2009. 144 p. Tese (Doutorado em Química Analítica) - Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2009.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429-448, 2012.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes**: fundamentos e aplicações. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 2013. 404 p.

SARALA, C. Domestic Wastewater Treatment by Electrocoagulation with Fe-Fe Electrodes. **International Journal of Engineering Trends and Technology**, v. 3, n. 4, 2012, p. 530-533.

SARI, M. A; CHELLAM, S. Mechanisms of boron removal from hydraulic fracturing wastewater by aluminum electrocoagulation. **Journal of Colloid and Interface Science**. v. 458, p. 103–111, 2015.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T.; SIMS, J.; LEMUNYON, J.; STEVENS, R.; PARRY, R. **Agricultural Phosphorus and Eutrophication**. USDA. Agricultural Research Service, September 2003.

SILVA, J. P. V. **Tratamento de efluentes de tanques de piscicultura aplicando a tecnologia de eletrocoagulação**. 2013. 73 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2013.

SILVA, J. R. P.; MERÇON, F.; SILVA, L.F.; CERQUEIRA, A. A.; XIMANGO, P. B.; MARQUES, M. R. C. Evaluation of electrocoagulation as pre-treatment of oil emulsions, followed by reverse osmosis. **Journal of Water Process Engineering**, v. 8, p.126–135, 2015.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos -2015**. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Brasília: SNSA/MCIDADE, 212 p., 2017.

STEFANAKIS, A. I.; AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V.A. **Vertical flow constructed wetlands: Eco-engineering System for wastewater and sludge treatment**. 1st Edition. Elsevier Science, Amsterdam. 2014

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V.A. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**. p. 416– 430, 2012.

TANG, X.Q.; LI, J.Z.; LI, X.J.; LIU, X.G.; HUANG, S.L. Optimization of nitrogen and phosphorus removal in vertical subsurface flow constructed wetlands by using polypropylene pellet as part of substrate. **Environmental Science**. v. 29, p. 1284–1288, 2008.

THEODORO, P. S. **Utilização da eletrocoagulação no tratamento de efluentes da indústria galvânica**. 2010. 112 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, PR, 2010.

TIAN, Y.; HE, W.; ZHU, X.; YANG, W.; REN, N.; LOGAN, B. E. Energy efficient electrocoagulation using an air-breathing cathode to remove nutrients from wastewater. Energy efficient electrocoagulation using an air-breathing cathode to remove nutrients from wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 292, p. 308 – 314, 2016.

TRAN, N.; DROGUI, P.; BLAIS, J-F.; MERCIER, G. Phosphorus removal from spiked municipal wastewater using either electrochemical coagulation or chemical coagulation as tertiary treatment. **Separation and Purification Technology**. v. 95, p.16–25, 2012.

TREIN, C. M.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos *wetlands* construídos. **Ambiente Construído**, v. 15, n. 4, p. 351-367, 2015.

UM, U. T.; AYTAC, E. Electrocoagulation in a packed bed reactor-complete treatment of color and cod from real textile wastewater. **Journal of Environmental Management**, v.123, p. 113 – 119, 2013.

UN, U. T.; KOPARAL S.; OGUTVEREN, U. B. Electrocoagulation of vegetable oil refinery wastewater using aluminum electrodes. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 428-433, 2009.

VASUDEVAN, S.; LAKSHMI, J.; SOZHAN, G. Studies on a Mg-Al-Zn Alloy as an Anode for the Removal of Fluoride from Drinking Water in an Electrocoagulation Process. **Clean**. v. 37, p. 372 – 378, 2009.

- VEPSÄLÄINEN, M. **Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters**. 2012. 154 p. Tese (Doutor em Ciência – Tecnologia) – VTT Science, Mikkeli, Finlândia, 2012.
- VIEIRA, J. **Coleta e estratégia simplificada de tratamento de água de chuva para fins não potáveis com ênfase no uso industrial**. 2008. 53 p. Monografia (Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 2008.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v. 1, 4. ed., Belo Horizonte: UFMG, 2014, 452 p.
- WAN, W.; PEPPING, T. J.; BANERJI, T.; CHAUDHARI, S.; GIAMMAR, D. E. Effects of water chemistry on arsenic removal from drinking water by electrocoagulation. **Water Research**. v. 45, p.384-392, 2011.
- WEI, M.C.; WANG, K.S.; HUANG, C.L.; CHIANG, C.W.; CHANG, T.J.; LEE, S.S.; CHANG, S.H. Improvement of textile dye removal by electrocoagulation with low-cost steel wool cathode reactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 192, p. 37 – 44, 2012.
- WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control, fundamentals to their understanding. **Water Science & Technology**, v. 32, p. 21-29, 1995.
- ZHU, B.; CLIFFORD, D. A.; CHELLAM, S. Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation pretreatment for enhanced virus removal using microfiltration membranes. **Water Research**, v. 39, p. 3098–3108, 2005.
- ZIMMERMANN, U.; SCHULZ, J.; PILWAT, G. Transcellular ion flow in *Escherichia coli* B and electrical sizing of bacterias. **Biophysical Journal**, v. 13, n. 10, p. 1005-1013, 1973.

APÊNDICE A - REGRESSÃO LINEAR MÚLTIPLA

A.1 EC-WC

 Variável analisada: PH

Variáveis do modelo e codificação usada

b(1): CORRENTE
 b(2): CORRENTE*CORRENTE
 b(3): TEMPO
 b(4): TEMPO*TEMPO
 b(5): CORRENTE*TEMPO
 b(6): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO
 b(7): CORRENTE*TEMPO*TEMPO
 b(8): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO*TEMPO

Análise de variância

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Modelo	8	2.836318519	0.35453981	58.6914	0.0000
Erro	18	0.108733333	0.00604074		

Total corrigido	26	2.945051852			

Total não corrigido	2015,7204				

Média	8.63407407	Raiz do QME	0.07772220		
R ²	0.96307931	R ² ajustado	0.94667012		
C.V. (%)	0.90017993				

 Variável analisada: COND

Variáveis do modelo e codificação usada

b(1): CORRENTE
 b(2): CORRENTE*CORRENTE
 b(3): TEMPO
 b(4): TEMPO*TEMPO
 b(5): CORRENTE*TEMPO
 b(6): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO
 b(7): CORRENTE*TEMPO*TEMPO
 b(8): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO*TEMPO

Análise de variância

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Modelo	8	193929.834985184	24241.22937315	473.9108	0.0000
Erro	18	920.726333336	51.15146296		

Total corrigido	26	194850.561318520			

Total não corrigido	17965906,5116				

Média	811.28740741	Raiz do QME	7.15202510		
R ²	0.99527471	R ² ajustado	0.99317457		
C.V. (%)	0.88156491				

 Variável analisada: TURBIDEZ

Variáveis do modelo e codificação usada

b(1): CORRENTE
 b(2): CORRENTE*CORRENTE
 b(3): TEMPO
 b(4): TEMPO*TEMPO
 b(5): CORRENTE*TEMPO
 b(6): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO
 b(7): CORRENTE*TEMPO*TEMPO
 b(8): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO*TEMPO

Análise de variância

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Modelo	8	6450.265385185	806.28317315	9415.1223	0.0000
Erro	18	1.541466667	0.08563704		

Total corrigido	26	6451.806851852			

Total não corrigido	15718,475				

Média	18.52592593	Raiz do QME	0.29263806		
R ²	0.99976108	R ² ajustado	0.99965489		
C.V. (%)	1.57961371				

 Variável analisada: TEMP

Variáveis do modelo e codificação usada

b(1): CORRENTE
 b(2): CORRENTE*CORRENTE
 b(3): TEMPO
 b(4): TEMPO*TEMPO
 b(5): CORRENTE*TEMPO
 b(6): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO
 b(7): CORRENTE*TEMPO*TEMPO
 b(8): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO*TEMPO

Análise de variância

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Modelo	8	89.400000000	11.17500000	125.1971	0.0000
Erro	18	1.606666667	0.08925926		

Total corrigido	26	91.006666667			

Total não corrigido	18562,06				

Média	26.15555556	Raiz do QME	0.29876288		
R ²	0.98234562	R ² ajustado	0.97449922		
C.V. (%)	1.14225401				

A.2 EC-TS

 Variável analisada: PH

Variáveis do modelo e codificação usada

b(1): CORRENTE
 b(2): CORRENTE*CORRENTE
 b(3): TEMPO
 b(4): TEMPO*TEMPO
 b(5): CORRENTE*TEMPO
 b(6): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO
 b(7): CORRENTE*TEMPO*TEMPO
 b(8): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO*TEMPO

Análise de variância

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Modelo	8	9.125600000	1.14070000	60.2482	0.0000
Erro	18	0.340800000	0.01893333		

Total corrigido	26	9.466400000			

Total não corrigido	2018,7896				

Média	8.62666667	Raiz do QME	0.13759845		
R^2	0.96399899	R^2 ajustado	0.94799854		
C.V. (%)	1.59503612				

 Variável analisada: COND

Variáveis do modelo e codificação usada

b(1): CORRENTE
 b(2): CORRENTE*CORRENTE
 b(3): TEMPO
 b(4): TEMPO*TEMPO
 b(5): CORRENTE*TEMPO
 b(6): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO
 b(7): CORRENTE*TEMPO*TEMPO
 b(8): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO*TEMPO

Análise de variância

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Modelo	8	184519.520585185	23064.94007315	299.1185	0.0000
Erro	18	1387.974533334	77.10969630		

Total corrigido	26	185907.495118519			

Total não corrigido	20727229,2758				

Média	872.23259259	Raiz do QME	8.78121269		
R^2	0.99253406	R^2 ajustado	0.98921586		
C.V. (%)	1.00675127				

Variável analisada: TURBIDEZ

Variáveis do modelo e codificação usada

b(1): CORRENTE
 b(2): CORRENTE*CORRENTE
 b(3): TEMPO
 b(4): TEMPO*TEMPO
 b(5): CORRENTE*TEMPO
 b(6): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO
 b(7): CORRENTE*TEMPO*TEMPO
 b(8): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO*TEMPO

Análise de variância

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Modelo	8	3110.950385185	388.86879815	3184.2591	0.0000
Erro	18	2.198200000	0.12212222		
Total corrigido	26	3113.148585185			
Total não corrigido	6555,1309				
Média	11.29074074	Raiz do QME	0.34945990		
R ²	0.99929390	R ² ajustado	0.99898008		
C.V. (%)	3.09510163				

Variável analisada: TEMP

Variáveis do modelo e codificação usada

b(1): CORRENTE
 b(2): CORRENTE*CORRENTE
 b(3): TEMPO
 b(4): TEMPO*TEMPO
 b(5): CORRENTE*TEMPO
 b(6): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO
 b(7): CORRENTE*TEMPO*TEMPO
 b(8): CORRENTE*CORRENTE*TEMPO*TEMPO

Análise de variância

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Modelo	8	212.646666667	26.58083333	117.2684	0.0000
Erro	18	4.080000000	0.22666667		
Total corrigido	26	216.726666667			
Total não corrigido	20668,49				
Média	27.52222222	Raiz do QME	0.47609523		
R ²	0.98117444	R ² ajustado	0.97280753		
C.V. (%)	1.72985751				

APÊNDICE B – RESULTADOS DO MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO E BACTERIOLÓGICO

Tabela B.1 – Resultados do monitoramento para os parâmetros turbidez, DQO, Coliformes Totais e *E. coli*.

(Continua)

Data	Repetição	TURBIDEZ (NTU)				DQO (mg.L ⁻¹)				COLIFORMES TOTAIS (NMP.100 mL ⁻¹)				<i>E. coli</i> (NMP.100 mL ⁻¹)			
		TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC
02/mai	1	223	126,00	3,99	4,86	856,89	323,56	124,67	71,66	8,29E+06	2,96E+06	2,06E+04	1,67E+04	2,37E+06	7,20E+05	9,84E+03	6,97E+03
	2	223	126,00	3,92	4,83	840,22	333,56	113,56	71,55	8,10E+06	4,35E+06	2,25E+04	1,73E+04	2,37E+06	1,07E+06	6,63E+03	9,59E+03
	3	223	126,00	3,71	4,96	830,22	326,89	124,67	72,51	8,20E+06	3,65E+06	2,16E+04	1,70E+04	2,37E+06	8,93E+05	8,24E+03	8,28E+03
09/mai	1	201,3	89,90	5,08	3,90	651,33	248,00	103,78	31,39	1,36E+07	5,23E+06	3,50E+03	2,79E+03	2,40E+06	9,95E+05	8,50E+02	9,80E+02
	2	201,3	89,90	5,14	4,25	668	244,67	107,44	31,30	1,30E+07	5,07E+06	5,04E+03	3,72E+03	2,40E+06	6,00E+05	5,20E+02	1,10E+02
	3	201,3	89,90	4,77	4,13	661	248,00	100,11	31,22	1,33E+07	5,15E+06	4,27E+03	3,25E+03	2,40E+06	7,98E+05	6,85E+02	5,45E+02
30/mai	1	209	128,00	6,30	4,46	435,77	272,43	88,48	36,17	4,60E+07	3,61E+07	8,30E+04	1,65E+04	7,49E+06	6,23E+06	1,08E+04	6,70E+03
	2	209	128,00	6,23	4,31	425,77	289,10	88,50	39,99	4,15E+07	4,15E+07	5,01E+04	2,06E+04	1,07E+07	7,58E+06	1,06E+04	7,03E+03
	3	209	128,00	6,31	4,31	435,77	259,10	88,41	38,85	4,37E+07	3,88E+07	6,65E+04	1,86E+04	9,10E+06	6,90E+06	1,07E+04	6,87E+03
06/jun	1	242	77,60	5,04	5,44	363,54	206,88	91,99	22,56	5,89E+06	3,75E+06	1,01E+04	2,04E+03	7,40E+05	3,15E+05	2,56E+03	5,10E+02
	2	242	77,60	4,69	5,21	386,88	216,88	91,99	21,95	4,80E+06	3,77E+06	2,60E+04	6,09E+03	7,80E+05	7,25E+05	2,88E+03	6,30E+02
	3	242	77,60	5,23	5,50	353,54	216,88	95,32	24,25	5,34E+06	3,76E+06	1,81E+04	4,07E+03	7,60E+05	5,20E+05	2,72E+03	5,70E+02
13/jun	1	140	90,60	6,41	5,00	446,88	303,54	125,70	85,52	1,09E+07	4,42E+06	3,73E+03	9,10E+03	1,09E+07	8,55E+05	1,99E+03	9,80E+02
	2	140	90,60	7,06	5,08	456,88	306,88	125,70	89,90	8,93E+07	2,52E+06	2,89E+04	1,15E+04	8,93E+06	9,35E+05	7,17E+03	2,72E+03
	3	140	90,60	7,05	4,95	450,21	306,88	129,00	86,36	5,01E+07	3,47E+06	1,63E+04	1,03E+03	9,91E+06	8,95E+05	4,58E+03	1,85E+03
04/jul	1	229	115,00	6,51	8,20	501,56	328,22	100,00	46,82	3,64E+06	3,76E+06	8,22E+03	1,28E+04	1,36E+06	1,31E+06	4,92E+03	6,42E+03
	2	229	115,00	6,43	8,17	504,89	338,22	98,46	50,40	4,10E+06	1,78E+06	8,54E+03	1,25E+04	1,97E+06	1,35E+06	5,26E+03	6,70E+03
	3	229	115,00	6,83	8,00	508,22	331,67	101,23	49,51	3,87E+06	2,77E+06	8,38E+03	1,26E+04	1,66E+06	1,33E+06	5,09E+03	6,56E+03
18/jul	1	207	179,00	6,62	5,19	746,789	396,79	123,46	72,27	6,48E+06	6,17E+06	8,16E+04	1,47E+04	2,73E+06	2,14E+06	2,76E+04	6,27E+03
	2	207	179,00	6,37	5,11	716,789	403,46	122,34	73,88	8,62E+06	5,50E+06	7,70E+04	2,06E+04	2,02E+06	2,09E+06	1,59E+04	6,97E+03
	3	207	179,00	6,25	4,86	720,122	406,79	123,46	73,34	7,55E+06	5,84E+06	7,93E+04	1,99E+04	2,37E+06	2,11E+06	2,17E+04	8,84E+03
25/jul	1	272	120,00	5,61	8,77	475,68	292,34	81,23	63,40	6,23E+06	3,82E+07	8,16E+04	3,13E+04	1,84E+06	6,40E+05	3,08E+04	3,45E+03
	2	272	120,00	5,51	8,79	479,01	299,01	80,27	63,13	4,07E+06	4,31E+06	5,79E+04	4,61E+04	1,31E+06	1,62E+06	1,50E+04	9,33E+03
	3	272	120,00	5,16	8,86	509,1	305,68	80,33	62,41	5,15E+06	2,12E+07	6,87E+04	1,66E+04	1,58E+06	1,13E+06	1,58E+04	1,22E+04

(conclusão)

Data	Repetição	TURBIDEZ (NTU)				DQO (mg.L-1)				COLIFORMES TOTAIS (NMP.100 mL ⁻¹)				<i>E. coli</i> ((NMP.100 mL ⁻¹))			
		TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC
01/ago	1	120	111,00	5,51	5,90	310,63	182,23	36,60	17,61	5,34E+06	4,55E+06	3,58E+04	1,79E+04	2,04E+06	1,84E+06	1,37E+04	8,13E+03
	2	120	111,00	5,40	6,09	329,15	182,23	36,07	17,35	9,67E+06	3,25E+06	3,26E+04	1,79E+04	2,37E+06	1,41E+06	1,94E+04	7,17E+03
	3	120	111,00	5,64	5,93	325,44	182,23	35,71	18,49	7,50E+06	3,90E+06	1,40E+04	1,79E+04	2,20E+06	1,63E+06	9,11E+03	7,65E+03
15/ago	1	363	146,00	6,89	6,77	853,77	310,43	40,90	27,50	3,32E+06	2,92E+06	9,33E+03	6,83E+03	1,68E+06	1,30E+06	2,31E+03	1,69E+03
	2	363	146,00	6,98	6,50	917,1	317,10	41,09	28,82	3,32E+06	2,44E+06	8,60E+03	3,99E+03	1,55E+06	9,25E+05	2,56E+03	1,22E+03
	3	363	146,00	7,09	6,74	877,1	313,77	42,73	27,17	3,32E+06	2,68E+05	8,97E+03	5,41E+03	1,61E+06	1,11E+05	2,44E+03	1,46E+03
29/ago	1	288	118,00	4,23	6,36	562,66	275,99	50,61	26,43	4,67E+06	3,97E+06	2,25E+04	3,65E+04	1,07E+06	6,10E+05	4,41E+03	7,59E+03
	2	288	118,00	3,94	6,45	522,66	275,99	50,06	27,81	4,20E+06	3,95E+06	2,61E+04	2,76E+04	1,46E+06	8,75E+05	3,88E+03	5,46E+03
	3	288	118,00	4,22	6,24	482,66	289,32	49,33	27,17	4,43E+06	3,96E+06	2,61E+04	3,20E+04	1,26E+06	7,43E+05	4,15E+03	6,53E+03
12/set	1	338	200,00	5,90	5,50	889,32	475,99	65,81	50,98	8,29E+06	7,11E+06	1,41E+05	3,08E+04	2,52E+06	2,83E+06	3,45E+04	1,05E+04
	2	338	200,00	5,90	5,61	845,99	422,66	66,54	48,60	1,19E+07	6,76E+06	1,41E+05	8,66E+04	2,52E+06	2,07E+06	5,17E+04	1,85E+04
	3	338	200,00	5,50	5,61	905,99	439,32	67,28	50,79	1,01E+07	6,93E+06	1,20E+05	2,85E+04	2,52E+06	2,45E+06	2,36E+04	1,45E+04
19/set	1	246	97,90	5,58	5,60	305,99	152,66	32,48	24,90	1,92E+06	1,92E+06	1,11E+04	3,31E+03	8,45E+05	7,30E+05	3,05E+03	7,40E+02
	2	246	97,90	5,60	5,71	315,99	172,66	31,75	25,52	1,64E+06	1,44E+06	4,43E+03	1,30E+04	9,35E+05	7,30E+05	1,21E+03	3,83E+03
	3	246	97,90	5,69	5,72	315,99	155,99	32,00	23,50	1,78E+06	1,68E+06	9,33E+03	9,59E+03	8,90E+05	7,30E+05	2,33E+03	1,73E+03

Tabela B.2 – Resultados do monitoramento para os parâmetros cor aparente, turbidez, pH e CE.

(Continua)

Data	Repetição	COR APARENTE (uC)				pH				CE (µS.cm ⁻¹)				T (°C)			
		TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC
02/mai	1	2005,9	1100	50,70	52,00	7,05	6,9	8,50	8,71	947,9	860,27	895,90	753,70	21	20,0	26,0	24,5
	2	2005,9	1100	50,30	52,30	7,05	6,9	8,56	8,9	947,9	860,27	889,83	733,30	21	20,0	26,0	24,5
	3	2005,9	1100	50,40	52,50	7,05	6,9	8,53	8,92	947,9	860,27	900,00	743,30	21	20,0	26,0	24,5
09/mai	1	1580,27	1007,2	54,70	49,60	7,04	6,91	8,54	8,79	939,4	847,27	822,87	733,85	22,5	23,0	27,0	26,0
	2	1580,27	1007,2	56,50	50,00	7,04	6,91	8,50	8,88	939,4	847,27	818,57	713,70	22,5	23,0	27,0	26,0
	3	1580,27	1007,2	51,30	54,10	7,04	6,91	8,66	8,83	939,4	847,27	800,67	715,90	22,5	23,0	27,0	25,8
30/mai	1	1850	1245	48,00	49,80	7,42	7,2	8,81	8,84	850,4	767,20	725,15	643,30	20	17,0	25,0	23,0
	2	1850	1245	50,00	49,10	7,42	7,2	8,86	8,8	850,4	767,20	722,00	645,20	20	17,0	25,0	23,0
	3	1850	1245	49,00	49,10	7,42	7,2	8,78	8,81	850,4	767,20	727,00	644,30	20	17,0	25,0	23,0

(conclusão)

Data	Repetição	COR APARENTE (uC)				pH				CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)				T (°C)			
		TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC
06/jun	1	1543,43	850	59,70	62,00	7,26	7,32	8,34	8,88	877,6	782,30	776,87	619,00	19	19,0	23,0	22,0
	2	1543,43	850	54,60	58,40	7,26	7,32	8,55	9	877,6	782,30	743,30	609,00	19	19,0	23,0	22,0
	3	1543,43	850	58,80	61,70	7,26	7,32	8,85	8,89	877,6	782,30	735,25	610,00	19	19,0	23,0	22,0
13/jun	1	1525,6	962	56,40	46,00	7,48	7,25	8,63	8,86	952,4	858,30	866,00	736,50	18	17,0	22,0	22,0
	2	1525,6	962	61,30	45,46	7,48	7,25	8,80	8,8	952,4	858,30	856,00	732,00	18	17,0	22,0	22,0
	3	1525,6	962	58,90	45,90	7,48	7,25	8,79	8,83	952,4	858,30	860,00	733,00	18	17,0	22,0	22,0
04/jul	1	1978,92	1180,2	108,90	86,20	7,41	7,22	8,71	8,84	1185	1097,00	1040,00	931,90	18	19,0	23,0	21,5
	2	1978,92	1180,2	106,00	85,90	7,41	7,22	8,70	8,72	1185	1097,00	1044,00	929,00	18	19,0	23,0	21,5
	3	1978,92	1180,2	110,00	81,70	7,41	7,22	8,65	8,75	1185	1097,00	1041,00	924,00	18	19,0	23,0	21,5
18/jul	1	2540	1646,4	90,20	75,90	7,19	7,22	8,67	8,94	1054	1002,00	961,30	845,60	16	18,0	22,0	20,0
	2	2540	1646,4	98,80	76,80	7,19	7,22	8,71	8,96	1054	1002,00	956,70	840,90	16	18,0	22,0	20,5
	3	2540	1646,4	92,40	74,90	7,19	7,22	8,77	8,91	1054	1002,00	956,30	840,20	16	18,0	22,0	20,0
25/jul	1	2194,3	3063	78,80	86,90	7,8	7,13	8,38	8,59	935,1	930,70	862,40	831,10	20,5	19,0	27,0	25,0
	2	2194,3	3063	79,80	90,80	7,8	7,13	8,43	8,66	935,1	930,70	860,00	831,00	20,5	19,0	27,0	25,0
	3	2194,3	3063	78,40	87,40	7,8	7,13	8,35	8,7	935,1	930,70	861,60	830,97	20,5	19,0	27,0	25,0
01/ago	1	1012	2000	52,00	85,20	7,46	7,14	8,45	8,83	983,5	953,40	917,60	835,10	19	19,0	25,0	24,0
	2	1012	2000	50,28	82,60	7,46	7,14	8,50	8,71	983,5	953,40	912,60	839,00	19	19,0	25,0	24,0
	3	1012	2000	51,60	87,80	7,46	7,14	8,50	8,8	983,5	953,40	900,00	837,90	19	19,0	25,0	24,0
15/ago	1	3183	1515,6	83,30	51,60	7,11	7,02	8,30	8,87	818,7	722,40	661,30	592,70	18,5	16,0	25,0	23,0
	2	3183	1515,6	84,10	56,40	7,11	7,02	8,37	8,91	818,7	722,40	660,40	589,80	18,5	16,0	25,0	23,0
	3	3183	1515,6	84,20	52,60	7,11	7,02	8,34	8,88	818,7	722,40	660,80	593,20	18,5	16,0	25,0	23,0
29/ago	1	1095,5	915,5	76,50	56,80	6,89	7,14	8,29	8,78	972,3	925,50	911,90	799,80	21	20,0	27,0	25,0
	2	1095,5	915,5	70,00	55,50	6,89	7,14	8,32	8,77	972,3	925,50	895,70	795,40	21	20,0	27,0	25,0
	3	1095,5	915,5	75,60	54,30	6,89	7,14	8,35	8,8	972,3	925,50	889,80	787,50	21	20,0	27,0	25,0
12/set	1	3475	1664,5	85,00	51,80	7,47	7,18	8,69	8,81	1104	1022,00	930,00	846,97	23	21,0	27,0	25,0
	2	3475	1664,5	81,50	52,00	7,47	7,18	8,64	8,8	1104	1022,00	936,67	845,08	23	21,0	27,0	25,0
	3	3475	1664,5	82,00	55,00	7,47	7,18	8,68	8,81	1104	1022,00	931,17	839,56	23	21,0	27,0	25,0
19/set	1	1347,87	872,9	60,30	56,60	6,97	7,15	7,85	8,5	1127	998,60	980,10	793,50	21	21,0	26,2	25,0
	2	1347,87	872,9	59,70	56,30	6,97	7,15	7,84	8,62	1127	998,60	978,80	789,10	21	21,0	26,2	25,0
	3	1347,87	872,9	61,50	53,90	6,97	7,15	7,89	8,62	1127	998,60	971,20	789,60	21	21,0	26,2	25,0

Tabela B.3 – Resultados médios do monitoramento para os parâmetros P-PO₄³⁻, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻.

Data	FÓSFORO				N-NH ₄ ⁺				N-NO ₂ ⁻				N-NO ₃ ⁻			
	TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC	TS	WCFV	ECTS	ECWC
02/mai	7,25	7,56	n.d	n.d	49,44	26,4	54,91	30,7	n.d	0,26	0,00	1,91	n.d	20,6	0,08	20,6
09/mai	8,05	8,81	n.d	n.d	52,465	29,1	56,59	33,2	0,26	1,53	0,00	1,93	0,26	26,0	0,07	21,7
30/mai	5,24	5,76	n.d	n.d	–	–	–	–	-	–	–	–	-	–	–	–
06/jun	7,08	7,18	n.d	n.d	47,55	25,9	51,15	31,2	n.d	0,27	0,00	0,84	0,22	13,1	0,12	7,7
13/jun	7,25	8,37	n.d	n.d	64,295	37,3	66,80	42,0	0,30	1,70	0,00	1,14	0,22	14,5	0,07	13,4
04/jul	11,04	11,20	n.d	n.d	81,04	61,1	80,70	63,1	0,34	0,64	0,00	0,00	n.d	17,9	0,00	17,6
18/jul	9,54	9,69	n.d	n.d	71,86	45,4	71,78	46,6	0,29	1,31	0,00	1,17	n.d	21,3	0,08	17,1
25/jul	7,23	10,23	n.d	n.d	62,13	42,7	58,57	45,1	n.d	0,32	0,00	1,49	0,25	27,1	0,38	25,5
01/ago	8,35	9,18	n.d	n.d	67,36	44,9	65,80	48,5	n.d	2,38	0,00	1,31	n.d.	26,4	0,09	17,6
15/ago	7,85	7,40	n.d	n.d	50,78	33,4	50,54	35,9	n.d	0,91	0,00	1,53	0,34	23,8	0,37	14,6
29/ago	11,78	11,26	n.d	n.d	69,5	41,4	63,61	46,5	n.d	0,00	0,00	1,34	0,33	24,9	0,08	16,9
12/set	9,56	7,35	n.d	n.d	73,24	50,3	71,29	49,7	n.d	0,64	0,00	1,15	0,38	24,7	0,14	19,0
19/set	12,26	11,82	n.d	n.d	67,54	40,9	75,61	48,9	n.d	0,68	0,00	1,76	0,30	30,6	0,07	22,4