

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

**Andressa Gabriela Glusczak**

**ÁGUA DE ABASTECIMENTO COM ELEVADA TURBIDEZ:  
ELETROCOAGULAÇÃO/FLOTAÇÃO COMO PRÉ-TRATAMENTO  
EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA**

Santa Maria, RS

2018

**Andressa Gabriela Glusczak**

**ÁGUA DE ABASTECIMENTO COM ELEVADA TURBIDEZ:  
ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO COMO PRÉ-TRATAMENTO EM  
ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Engenharia Civil**.

Orientador: Prof. Dr. Elvis Carissimi

Santa Maria, RS

2018

Gluszczak, Andressa Gabriela

ÁGUA DE ABASTECIMENTO COM ELEVADA TURBIDEZ:  
ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO COMO PRÉ- TRATAMENTO EM ESTAÇÕES  
DE TRATAMENTO DE ÁGUA / Andressa Gabriela Gluszczak.-  
2018.

68 p. ; 30 cm

Orientador: Elvis Carissimi

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

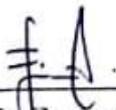
1. Eletrocoagulação/flotação 2. Pré-tratamento de água  
3. Redução de Turbidez I. Carissimi, Elvis II. Título.

Andressa Gabriela Glusczak

**ÁGUA DE ABASTECIMENTO COM ELEVADA TURBIDEZ:  
ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO COMO PRÉ- TRATAMENTO EM  
ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Engenharia Civil**.

**Aprovado em 17 de agosto de 2018:**



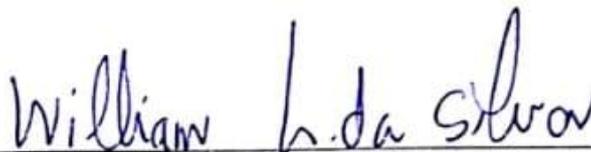
---

Elvis Carissimi, Dr. (UFSM)  
(Presidente/ Orientador)



---

Raphael Corrêa Medeiros, Dr. (UFSM)  
(Videoconferência)



---

William Leonardo da Silva, Dr. (UFN)

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus, por reger minha vida da melhor forma possível e guiar meus passos.

À minha mãe, Marli, que é minha inspiração, meu maior incentivo, minha maior força e o maior amor do mundo.

Ao meu pai, Nedson, por sempre me confortar e se orgulhar de cada conquista.

Ao meu padrasto Sandro, por sempre acreditar em mim.

Ao meu namorado Leonardo, por tudo que faz pra garantir que eu esteja bem e é meu maior conforto nessa vida acadêmica.

Ao meu orientador Professor Dr. Elvis Carissimi, por todos ensinamentos compartilhados, por toda orientação e apoio prestados.

Aos amigos que fiz neste curto período, que sem eles teria sido muito mais difícil: Andressa Hubner, Manoel Maraschin, Matheus Martins, Gustavo Bracher, Cristiane Graepin, Ezequiel Somavilla, Júlia Manfio, Janaína Goerk, Jéssica Demarco, Fernanda Cantoni, Liliane Buligon, Selton Fernandes, Amanda Segatto. E à Andressa D'Agostin, pelo apoio e auxílio, e por permanecer na minha vida.

À todos do LEMA, que prestaram auxílio sempre que solicitado.

À UFSM por toda estrutura e possibilidade de concluir a pós-graduação.

À CAPES, pois o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

## RESUMO

### ÁGUA DE ABASTECIMENTO COM ELEVADA TURBIDEZ: ELETROCOAGULAÇÃO/FLOTAÇÃO COMO PRÉ-TRATAMENTO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

AUTORA: Andressa Gabriela Glusczak

ORIENTADOR: Elvis Carissimi

Fontes de água doce, superficiais (rios, lagos) ou subsuperficiais, em geral, são utilizadas como mananciais para captação de água bruta de abastecimento público. Para que a água seja distribuída os tratamentos que visem a “segurança” desta em relação as qualidades estéticas, à padrões físicos e químicos, bem como no controle de doenças (padrão biológico), são necessários. A água bruta, por consequência de determinados períodos do ano, ou mesmo pela presença de sedimentos ou sólidos em suspensão no manancial, podem ocasionar uma significativa elevação dos níveis de turbidez. Desta forma, os processos convencionais de tratamento podem ser inviabilizados, como a coagulação e a filtração, surgindo necessidade de pré-tratamento. A eletrocoagulação/flotação é um processo eletroquímico, onde a energia elétrica é fornecida aos eletrodos – constituindo uma célula eletrolítica – com ânodo (reações de oxidação) e cátodo (reações de redução) e estes promovem a coagulação e a flotação das partículas, fornecendo o tratamento à água. O objetivo deste trabalho consistiu em avaliar o uso de eletrocoagulação-flotação para o pré-tratamento de água de abastecimento com diferentes unidades de turbidez, propondo uma técnica de pré-tratamento em Estação de Tratamento de Água. O sistema de eletrocoagulação-flotação foi utilizado em escala de bancada com eletrodos de alumínio em conexão monopolar, operando em batelada. A água bruta sintética com diferentes faixas de turbidez foi simulada utilizando-se de diferentes concentrações de bentonita sódica. Primeiramente, foi realizado o planejamento experimental com teste de efeitos DCCR 2<sup>3</sup> e definida melhores condições de operações para um DCCR 2<sup>2</sup>, onde a melhor condição de tratamento (corrente elétrica 1,85 A, tempo de eletrólise de 20 min e pH 9) foi empregada para aplicabilidade em diferentes turbidez. Evidenciou-se que as remoções de turbidez obtidas foram satisfatórias (cerca de 99,00%), para faixas altas de turbidez (550 uT a 3500 uT) e o mecanismo de remoção por flotação foi superior até aproximadamente 2600 uT, após isso a sedimentação prevaleceu. Os ensaios após tratamento enquadram-se na classe 1 de águas doces segundo a Resolução CONAMA nº 357/05 devido aos parâmetros de turbidez, SDT e cloreto ficando dependente do tratamento simplificado para abastecimento de água, porém levando em consideração os parâmetros avaliados na legislação de potabilidade. Assim, o pré-tratamento por eletrocoagulação/flotação pode ser indicado para estações de tratamento de água pela eficiência constatada na redução de turbidez.

**Palavras-chave:** Redução de turbidez. Eletrodos de alumínio. Planejamento experimental.

## ABSTRACT

AUTHOR: Andressa Gabriela Glusczak  
ADVISOR: Elvis Carissimi

### WATER WITH HIGH TURBIDITY: ELECTROCOAGULATION/FLOTATION PRETREATMENT IN WATER TREATMENT PLANTS

Freshwater sources, surface (rivers, lakes) or groundwater, are generally used as resources for water supply. In order to the water to be distributed, treatments that aim at its “safety” regarding aesthetic qualities, physical and chemical standards, as well as controlling diseases (biological standards), are necessary. Raw water, as a consequence of certain periods of the year, or even because of the presence of sediment or suspended solids in the source, may cause a significant increase in turbidity levels. Therefore, conventional treatment processes, such as coagulation and filtration, may be impeded, requiring pretreatment. Electrocoagulation/flotation is an electrochemical process, in which electrical energy is provided to the electrodes – making an electrolytical cell – with an anode (oxidation reactions) and cathode (reduction reactions), and these promote coagulation and flotation of particles, thus treating water. The main goal of this work was to evaluate the use of electrocoagulation/flotation as pretreatment of drinking water with different levels of turbidity, offering a pretreatment method for Water Treatment Plants. The electrocoagulation/flotation reactor was used in bench scale with aluminum electrodes in monopolar connection, operating in batch. Synthetic raw water with different turbidity ranges was simulated using different concentrations of sodium bentonite. Firstly, experimental design with DCCR 2<sup>3</sup> effects test was performed and better operating conditions were defined for a DCCR 2<sup>2</sup>, in which the best treatment condition (electric current 1.85 A, electrolysis time of 20 min and pH 9) was used for applicability in different turbidity. Turbidity removals were found to be satisfactory (about 99.00%) for high turbidity ranges (550 uT at 3500 uT) and the flotation removal mechanism was higher up to approximately 2600 uT, after which sedimentation prevailed. Trials after treatment could be fit as a class 1 freshwater, according to the CONAMA Resolution no. 357/05, because of its turbidity, TDS and chloride, requiring only the simple treatment for water supply, but taking into consideration the parameters evaluated in the potable water legislation. Thus, pretreatment by electrocoagulation/flotation may be indicated for water treatment plants, on account of its proved high efficiency in turbidity reduction.

**Keywords:** Turbidity reduction. Aluminum electrodes. Experimental design.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

|   |    |
|---|----|
| Figura 1 – Mecanismos envolvidos na aplicação da eletrocoagulação/flotação. ....  | 18 |
| Figura 2 – Reator monopolar com conexão em paralelo. ....   | 19 |
| Figura 3 – Reator monopolar com conexão em série. ....  | 20 |
| Figura 4 – Reator bipolar com conexão em série. ....  | 21 |
| Figura 5 – Diagrama de solubilidade dos hidróxidos de alumínio em função do pH. ....  | 23 |
| Figura 6 – Sistema de eletrocoagulação/flotação utilizado. ....   | 31 |
| Figura 7 – Relação de remoção entre turbidez e cor aparente do ensaio de efeitos. ....  | 40 |
| Figura 8 – Gráficos de Pareto para variáveis respostas no teste de efeitos. ....  | 41 |
| Figura 9 – Superfície de resposta para o tempo 0 (DCCR 2 <sup>3</sup> ) em função de pH e corrente elétrica. ....   | 42 |
| Figura 10 – Superfícies de resposta para os fatores de remoção de turbidez (a) e cor aparente (b), pH final (c), temperatura final (d), condutividade elétrica final (e), consumo de energia (f) e desgaste dos eletrodos (g). .... | 47 |
| Figura 11 – Gráfico da relação de remoção de turbidez e remoção de cor aparente. ....   | 53 |
| Figura 12 – Relação entre temperatura final (a) e consumo de energia (b). ....  | 54 |
| Figura 13 – Relação entre condutividade elétrica final (a) e consumo de energia (b). ....   | 55 |
| Figura 14 – Relação entre sólidos dissolvidos totais (a) e turbidez final (b). ....   | 56 |
| Figura 15 – Relação entre massa de lodo seca e a estimativa de produção de sólidos no lodo. ....  | 59 |

## LISTA DE TABELAS E QUADRO

|  |    |
|--|----|
| Tabela 1 – Valor máximo permitido de turbidez para cada classificação de água doce e tratamento mínimo indicado conforme Resolução CONAMA nº 357 de 2005..   | 16 |
| Tabela 2 – Variáveis independentes com limites máximos e mínimos definidos para estudo de efeitos utilizando DCCR 2 <sup>3</sup> .                           | 32 |
| Tabela 3 – Variáveis independentes com limites máximos e mínimos utilizados no DCCR 2 <sup>2</sup> .   | 32 |
| Tabela 4 – Parâmetros químico/físicos de análise da água, método e referência e equipamentos utilizados.   | 33 |
| Tabela 5 – Valores máximos permitidos dos parâmetros de análise da água conforme a Resolução CONAMA nº 357/05 e PRC nº 05/17.                                | 34 |
| Tabela 6 – Matriz do estudo de efeitos, baseado no planejamento experimental DCCR 2 <sup>3</sup> com triplicata do ponto central e valores reais utilizados. | 38 |
| Tabela 7 – Características da água bruta sintética de cada ensaio do planejamento DCCR <sup>3</sup> ...  | 38 |
| Tabela 8 – Valores das variáveis respostas determinadas após execução do planejamento DCCR 2 <sup>3</sup> .  | 39 |
| Tabela 9 – Matriz do DCCR 2 <sup>2</sup> com triplicata do ponto central e valores reais utilizados.   | 44 |
| Tabela 10 – Características da água bruta sintética para DCCR 2 <sup>2</sup> .   | 45 |
| Tabela 11 – Valores obtidos com os ensaios realizados no planejamento experimental DCCR 2 <sup>2</sup> .   | 45 |
| Tabela 12 – R <sup>2</sup> e f calculado e tabelado das variáveis respostas e modelos de regressão gerados pelo DCCR para superfícies resposta.              | 46 |
| Tabela 13 – Características da água bruta de cada ensaio variando turbidez para aplicação do tratamento por ECF nas melhores condições de operação.          | 51 |
| Tabela 14 – Determinação dos parâmetros avaliados nas melhores condições de tratamento por eletrocoagulação/flotação.  | 52 |
| Tabela 15 – Características e estimativa de volume de lodo gerado nos ensaios variando turbidez.   | 57 |
| Quadro 1 – Enquadramento dos ensaios de viabilidade de aplicação de ECF conforme a Resolução CONAMA nº 357/05 e PRC nº 05/17.                                | 60 |

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

|        |  |
|--------|--|
| Al     | Alumínio                                 |
| CONAMA | Conselho Nacional do Meio Ambiente       |
| DDCR   | Delineamento Composto Central Rotacional |
| EC     | Eletrocoagulação                         |
| ECF    | Eletrocoagulação/flotação                |
| EF     | Eletroflotação                           |
| ETA    | Estação de Tratamento de Água            |
| Fe     | Ferro                                    |
| g      | Gramas                                   |
| i      | Corrente elétrica                        |
| L      | Litros                                   |
| mg     | Miligramas                               |
| pH     | Potencial Hidrogeniônico                 |
| PRC    | Portaria de Consolidação                 |
| SDT    | Sólidos Dissolvidos Totais               |
| t      | Tempo de eletrólise                      |
| uC     | Unidades de cor                          |
| uT     | Unidades de Turbidez                     |
| VMP    | Valor Máximo Permitido                   |

## SUMÁRIO

|              |   |           |
|--------------|---|-----------|
| <b>1</b>     | <b>INTRODUÇÃO .....</b>   | <b>11</b> |
| <b>2</b>     | <b>OBJETIVOS .....</b>  | <b>13</b> |
| 2.1          | OBJETIVO GERAL.....   | 13        |
| 2.2          | OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....   | 13        |
| <b>3</b>     | <b>REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>  | <b>14</b> |
| 3.1          | ÁGUA DE ABASTECIMENTO.....  | 14        |
| 3.2          | ELETROCOAGULAÇÃO/FLOTAÇÃO .....   | 17        |
| <b>3.2.1</b> | <b>Reatores de eletrocoagulação/flotação.....</b>   | <b>18</b> |
| 3.2.1.1      | Reator Monopolar.....   | 19        |
| 3.2.1.2      | Reator Bipolar .....  | 20        |
| <b>3.2.2</b> | <b>Fluxo dos reatores .....</b>   | <b>21</b> |
| <b>3.2.3</b> | <b>Reações que ocorrem nos eletrodos .....</b>  | <b>21</b> |
| <b>3.2.4</b> | <b>Materiais para utilização em eletrodos .....</b>   | <b>24</b> |
| <b>3.2.5</b> | <b>Parâmetros que influenciam no processo de eletrocoagulação/flotação .....</b>  | <b>25</b> |
| 3.2.5.1      | <i>Corrente e carga elétrica .....</i>  | <i>25</i> |
| 3.2.5.2      | <i>Efeito do pH e condutividade elétrica na água.....</i>   | <i>26</i> |
| 3.2.5.3      | <i>Temperatura .....</i>  | <i>27</i> |
| 3.2.5.4      | <i>Efeito da distância entre eletrodos.....</i>   | <i>28</i> |
| 3.3          | CARACTERIZAÇÃO DA BENTONITA .....   | 28        |
| 3.4          | DELINEAMENTO DE TRATAMENTO .....  | 29        |
| <b>4</b>     | <b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>   | <b>30</b> |
| 4.1          | ÁGUA BRUTA SINTÉTICA.....   | 30        |
| 4.2          | SISTEMA DE OPERAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO/FLOTAÇÃO .....  | 30        |
| 4.3          | DELINEAMENTO EXPERIMENTAL .....   | 31        |
| 4.4          | PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE ELETROCOAGULAÇÃO/FLOTAÇÃO .....   | 33        |
| <b>5</b>     | <b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>   | <b>37</b> |
| 5.1          | DEFINIÇÃO DAS MELHORES CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO DO SISTEMA DE ELETROCOAGULAÇÃO/FLOTAÇÃO .....                                    | 37        |
| <b>5.1.1</b> | <b>Estudo de efeitos utilizando planejamento experimental DCCR 2<sup>3</sup> .....</b>  | <b>37</b> |
| <b>5.1.2</b> | <b>Delineamento experimental DCCR 2<sup>2</sup> para obtenção dos melhores resultados para eletrocoagulação/flotação.....</b> | <b>44</b> |
| 5.2          | VERIFICAÇÃO DA APLICABILIDADE DA MELHOR CONDIÇÃO DO SISTEMA DE ECF VARIANDO TURBIDEZ.....                                     | 50        |
| <b>6</b>     | <b>CONCLUSÃO .....</b>  | <b>62</b> |
|              | <b>SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....</b>  | <b>63</b> |
|              | <b>REFERÊNCIAS .....</b>  | <b>64</b> |

## 1 INTRODUÇÃO

Toda água destinada para uso humano que tenha por objetivo o consumo, preparação de alimentos e higiene, necessita atender a padrões pré-estabelecidos definidos por agências reguladoras e legislação vigente de potabilidade, como a Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde nº 5 de 28 de setembro de 2017, anexo XX (BRASIL, 2017), através de padrões químicos, físicos, biológicos e radiológicos fixados por meio de valores máximos permitidos (VMP). Ligado a isso, o sistema de abastecimento de água é condicionado ao tratamento de água e distribuição da água potável, por meio de normativas, como a Lei do Saneamento Básico de Nº 11.445/07 (BRASIL, 2007), o qual tem maior relevância e enfoque, visto que é a partir dela que a água é destinada a população.

A Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos (águas doces, salinas, salobras), o enquadramento dos corpos de água superficiais (classe especial, classe 1, classe 2, classe 3, classe 4) e os padrões de lançamentos de efluentes (alterados pela CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011). Dentro desta resolução é possível enquadrar o manancial e ter uma base para definição das melhores etapas para o posterior tratamento de água. O tratamento convencional é o mais utilizado no Brasil, o qual se baseia em processos de coagulação e floculação, decantação/flotação, filtração, seguido de desinfecção e correção do pH (LIBÂNIO, 2016). Embora haja outros tipos, como o tratamento simplificado (filtração e desinfecção), e o tratamento avançado (técnicas de remoção e/ou inativação de constituintes refratários aos processos convencionais), bem como técnicas descentralizadas, que visam o tratamento para pequenas populações ou mesmo à nível domiciliar (CONAMA, 2005; HELLER; PÁDUA, 2010).

A turbidez é o parâmetro físico que confere a água aspecto nebuloso e esteticamente indesejável, indicando a presença de partículas em suspensão as quais variam em tamanho (de grosseiras à colóides) e ocasionam a dispersão e absorção de um feixe de luz que incide na amostra. A turbidez decorre de materiais variados como argila e silte, micro-organismos, matéria orgânica e descarga de efluentes. Devido às dimensões destes materiais podem ocorrer diferentes variações nas soluções, como as dispersões coloidais ou suspensões no meio aquoso em que se encontram (DI BERNANDO, 2004; RICHTER, 2009; RICHTER, NETTO, 1991).

Assim, o aumento na turbidez normal de operação de uma Estação de tratamento de água (ETA) pode acarretar problemas, como: (a) elevados custos com a coagulação química, uma vez que será extrapolada a quantidade diária utilizada do coagulante; (b) geração de lodo

intensificada, necessitando de limpeza da unidade, e o maior custo no transporte deste lodo; e (c) problemas com os filtros, diretamente ligadas às condições de água bruta, que nas camadas superficiais, quando carregadas com muitas partículas (causadoras de turbidez) o meio poroso é diretamente afetado pela colmatação, o que acarreta em lavagens muito seguidas (alto consumo de água), bem como a troca do meio filtrante (elevação de custo) (RICHTER, 2009).

Desse modo, a utilização de processos eletroquímicos no tratamento de água e efluentes vêm destacando-se, em relação aos tratamentos convencionais, pela: baixa produção de lodo, fácil manutenção, redução no consumo de reagentes químicos, a energia solar pode ser utilizada como fonte de energia e podem ser adaptadas para uso em unidades de tratamento portáteis no caso de emergências (BAGGA; CHELLAM; CLIFFORD, 2008; HAKIZIMANA et al., 2017; EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009; EMAMJOMEH; SIVAKUMAR; VARYANI, 2011).

O reator de eletrocoagulação/flotação, na sua forma mais simples, é constituído de uma célula eletrolítica composta por um ânodo e um cátodo, em que uma corrente elétrica é fornecida ocasionando as reações de oxidação e redução nos eletrodos. Quando uma solução eletrolítica é colocada entre dois eletrodos com cargas elétricas opostas, uma corrente direta passa do pólo positivo (ânodo) para o pólo negativo (cátodo), e um campo elétrico é estabelecido. Como resultado das reações eletrolíticas, o coagulante é gerado *in situ* pela oxidação do metal do ânodo e, então flotado pelos gases de hidrogênio e oxigênio, que são formados e liberados no cátodo e no ânodo, na forma de bolhas de gás. Assim, o processo combina a oxidação, floculação e flotação, promovendo a remoção de componentes inorgânicos e patógenos (MOLLAH, et al. 2001; EMAMJOMEH, SIVAKUMAR, 2009; EMAMJOMEH, SIVAKUMAR, VARYANI, 2011; ALAM, SHANG, 2016).

Neste contexto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o uso de eletrocoagulação/flotação para o pré-tratamento de água de abastecimento com elevados níveis de turbidez (50 a 3500 uT), propondo uma solução primária à inviabilização dos processos de tratamento em ETAs, quando ocasionados por elevação da turbidez, para o enquadramento na Resolução CONAMA n° 357/05 e PRC n° 05/17.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o uso de eletrocoagulação-flotação para o pré-tratamento de água de abastecimento com diferentes unidades de turbidez, propondo uma técnica de pré-tratamento em Estação de Tratamento de Água.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos foram:

- Avaliar a eficiência de um reator de eletrocoagulação/flotação monopolar com conexão em paralelo na remoção de diferentes unidades de turbidez (50 a 3500 uT) em água bruta sintética com bentonita sódica;
- Verificar as variáveis independentes (tempo, corrente, pH) significativas no tratamento de água pelo delineamento experimental (DCCR);
- Verificar, através da turbidez, cor aparente, pH, sólidos dissolvidos totais, cloreto e alumínio qual classe pertence a água após tratamento por eletrocoagulação-flotação, por enquadramento na Resolução CONAMA nº 357/ 05 e PRC nº 05/2017, anexo XX;
- Propor um pré-tratamento eficiente na redução de turbidez, como auxílio para estações de tratamento de água que captam água bruta em mananciais com altos valores de turbidez, bem como em situações adversas.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 ÁGUA DE ABASTECIMENTO

Um dos quatro eixos do Saneamento Básico brasileiro (Lei N° 11.445/07) é o abastecimento de água, que visa fornecer água de consumo humano agradável ao paladar e segura à saúde humana, através de métodos de tratamento de água adequados às condições da água bruta. Para atingir este objetivo é necessário que a água para abastecimento atenda padrões preestabelecidos de potabilidade, regulados por legislação vigente, como a Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde n° 5 de 28 de setembro de 2017, anexo XX.

Para que o sistema de abastecimento de água seja eficiente, é necessário um manancial, usualmente de água doce, podendo ser superficial (rios, lagos, canais) ou subterrâneo. Assim, a escolha do manancial que irá atender ao sistema é de extrema importância, pois a água deve ser fornecida em quantidade e qualidade suficientes, para atender ao abastecimento público, levando em consideração a bacia hidrográfica a qual pertence (RICHTER; NETTO, 1991; LIBÂNIO, 2016).

A quantidade refere-se aos parâmetros de projeto, uma vez que deve-se avaliar o tempo que a captação será possível de ser realizada no manancial escolhido, levando em consideração o prognóstico (cenário futuro) do local que este vai prover o abastecimento, tanto a nível populacional, como degradação da bacia hidrográfica (LIBÂNIO, 2016). Enquanto a qualidade avalia a potabilidade, por padrões físicos, químicos, biológicos e radiológicos para que o tratamento possa ser o mínimo possível, levando em consideração potenciais fontes poluidoras ao longo do manancial que possam vir a interferir no fornecimento de água a qual, apenas através da captação a água não está apta para seu consumo direto, ficando condicionada a ensaio de tratabilidade, que demonstrará a técnica de tratamento adequada a ser utilizada (RICHTER; NETTO, 1991; LIBÂNIO, 2016).

As etapas subsequentes de tratamento da água bruta irão depender das características que ela apresenta, as quais deverão ser verificadas com certa regularidade, uma vez que essas condições podem mudar rapidamente em diferentes períodos do ano (RICHTER; NETTO, 1991). Quando a água bruta apresenta grande quantidade de sólidos e matéria orgânica, o pré-tratamento compõe uma alternativa para que esses parâmetros não interfiram no tratamento das ETAs. Dentre esses podem ser utilizados os agentes oxidantes (cloro, ozônio), carvão ativado em filtros e filtros com pedregulhos (grosseiros), para auxiliar na remoção destes sólidos.

Ligado a isso, a turbidez é um dos parâmetros físicos essenciais para a escolha do manancial para captação de água. Assim, avalia a capacidade da água em dispersar a radiação solar, e é causada por partículas em suspensão que variam em dimensões (grosseiras à colóides), como micro-organismos, despejo de efluentes (domésticos e industriais), argila e silte (RICHTER; NETTO, 1991). Segundo Libânio (2016), águas superficiais utilizadas para abastecimento público geralmente variam de 3 a 500 uT, enquanto águas subterrâneas apresentam até menos de 1 uT.

A elevação da turbidez em corpos hídricos com captação de água para abastecimento pode ser provocada por causas naturais como deslizamentos de encostas ou fundo remexido por consequência de períodos chuvosos, e despejos industriais e domésticos. Portanto, quando a água bruta chega em ETAs em desacordo com a turbidez usualmente tratada, ou a prevista em ensaios de tratabilidade, os processos utilizados no tratamento serão comprometidos, surgindo a necessidade da utilização de pré-tratamento desta água perante a inviabilização do tratamento de água de abastecimento.

Nas estações de tratamento de água (ETAs), a turbidez é um dos principais parâmetros operacionais, pois têm grande importância no controle dos processos de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e também desinfecção. Assim, legislações brasileiras, como a PRC nº 5 de 28 de setembro de 2017, anexo XX, estabelece o VMP para consumo humano de 0,5 uT em 95% das amostras, quando utilizada filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta), de 1,0 uT em 95% das amostras quando o tratamento for por filtração lenta, ou desinfecção de águas subterrâneas. E entre os 5% dos valores permitidos superiores aos valores máximos apresentados, para água subterrânea com desinfecção, o limite máximo para qualquer amostra pontual deve ser de 5,0 uT, assegurado, simultaneamente, o atendimento ao VMP de 5,0 uT em toda a extensão do sistema de distribuição, e para filtração rápida o limite máximo para qualquer amostra pontual deve ser menor ou igual a 1,0 uT, e menor ou igual a 2,0 uT para filtração lenta.

A Resolução do CONAMA nº 357/05 traz a turbidez como um dos parâmetros físicos a ser considerados na classificação dos corpos hídricos, ou seja, na etapa de escolha do manancial de abastecimento, conforme a Tabela 1.

Tabela 1 – Valor máximo permitido de turbidez para cada classificação de água doce e tratamento mínimo indicado conforme Resolução CONAMA nº 357 de 2005.

| <b>Classe de água doce</b> | <b>VMP</b> | <b>Tratamento indicado</b>          |
|----------------------------|------------|-------------------------------------|
| Especial                   | –          | Desinfecção                         |
| Classe 1                   | 40 uT      | Tratamento simplificado             |
| Classe 2                   | 100 uT     | Tratamento convencional             |
| Classe 3                   | 100 uT     | Tratamento convencional ou avançado |

A remoção da turbidez ocorre nas etapas de clarificação da água, ou seja, na coagulação mediante a adição de sais metálicos, geralmente por compostos de alumínio e ferro (ex: sulfato de alumínio, sulfato ferroso) (RICHTER; NETTO, 1991). Esta etapa do tratamento tem como foco a desestabilização de partículas em suspensão reduzindo as forças atrativas, que juntamente com uma mistura rápida do coagulante no meio aquoso resulta na formação de flocos (floculação), por meio da agregação destas partículas desestabilizadas, onde passa a predominar o mecanismo de varredura, pois o floco adquire mais peso, levando a sedimentação (HOLT; et al., 2002; LEAL; LIBÂNIO, 2002; LIBÂNIO, 2016).

Entretanto, este processo apresenta elevados custos com coagulantes, manutenção e na geração de lodo, sendo um problema para a disposição ambientalmente adequada deste lodo, precisando ser tratado para evitar contaminação dos recursos naturais (HAN; SONG; KWON, 2002; CORNWELL, 2010).

O método de tratamento por filtração pode ser considerado o processo unitário mais importante dentre os tratamentos, uma vez que pode ser o único (filtração lenta) ou precedido por coagulação (filtração direta) (RICHTER, 2009). A filtração baseia-se na separação de substâncias sólidas do meio aquoso, através de uma camada filtrante (meio poroso, ex: areia), que retém os sólidos de diferentes diâmetros (LIBÂNIO, 2016). É dito como processo físico e por vezes biológico, como no caso da filtração lenta, que opera em condições que favorecem o crescimento microbiano (podendo auxiliar na redução de microrganismos patogênicos). Quando operado com água bruta de elevada turbidez, pode ocasionar a colmatação destes devido a presença de sólidos em suspensão, necessitando limpezas com maior regularidade acarretando em maiores custos (MANZ, 2007; COLLIN, 2009).

Por conseguinte, o pré-tratamento da água de abastecimento auxilia na redução da turbidez, contribuindo no melhoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos, a fim de atingir valores aceitáveis para consumo humano (SANTOS, et al., 2018). Assim, diferem-se os pré-tratamentos existentes, pois dependem das características apresentadas pela água

bruta, como: a) pré-filtração, para remoção de partículas sólidas precedendo a filtração lenta; b) pré-oxidação, utilizada com compostos de cloro e ozônio, visando o controle do sabor e odor, remoção de compostos inorgânicos (ferro, manganês), e evitar o crescimento de algas (LIBÂNIO, 2016). Santos et al. (2018) ressaltam a possibilidade da combinação de eletrocoagulação e eletroflotação para o pré-tratamento, pois, diferente dos pré-tratamentos comumente utilizados (agente oxidantes) não requer a adição de reagentes, sendo este um uso promissor.

### 3.2 ELETROCOAGULAÇÃO/FLOTAÇÃO

O processo de eletrocoagulação/flotação (ECF) é uma técnica eletroquímica de tratamento, que pode ser aplicada em sistemas de tratamento de água e efluente, com a combinação da oxidação, floculação e flotação, atuando na remoção de contaminantes inorgânicos e patógenos (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009; EMAMJOMEH, SIVAKUMAR, VARYANI, 2011).

Dentre as vantagens do uso da ECF no tratamento de água podem ser destacadas: pode ser utilizada em tratamento de água e efluentes; baixa produção de lodo; alta eficiência na remoção de partículas; manutenção facilitada, possibilidade de automação completa; redução de reagentes químicos; a energia solar pode ser utilizada como fonte de energia; tratamento compacto, pode ser adaptada para uso em unidades de tratamento portáteis em casos emergenciais (CHEN; HUNG, 2007; BAGGA; CHELLAM; CLIFFORD, 2008; HAKIZIMANA, et al. 2017).

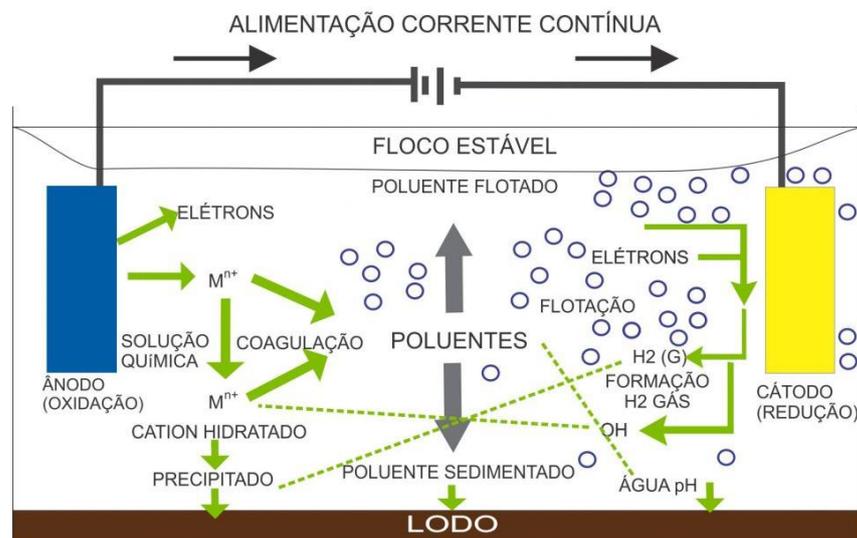
As desvantagens em utilizar a técnica de eletrocoagulação como tratamento podem ser citadas como: alta condutividade da água requerida; os eletrodos necessitam de troca regularmente, pois são dissolvidos pela oxidação, necessitando de manutenção; formação de película de óxido no cátodo (passivação) que diminui a eficiência do sistema; o uso da eletricidade por ser elevado o custo em alguns locais; e a formação de hidróxido gelatinoso que pode solubilizar em alguns casos (MOLLAH, 2001; HAKIZIMANA, et al, 2017).

Segundo Emamjomeh e Sivakumar (2009), os mecanismos que regem a eletrocoagulação-flotação são: a oxidação do eletrodo (ânodo), a geração de bolhas de gás (ânodo e cátodo) e a flotação e/ou sedimentação dos flocos formados. Assim, quando os eletrodos estão ligados a uma fonte de potencial, o ânodo oxida (sofrendo o processo de corrosão) e no cátodo ocorrem reações de redução (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

Os mecanismos envolvidos no processo eletroquímico de eletrocoagulação/flotação podem ser explicados pela combinação da eletrocoagulação (EC) e eletroflotação (EF). Onde na EC ocorre a desestabilização dos sólidos em suspensão, pela emulsificação ou dissolução dos contaminantes no meio aquoso através da corrente elétrica, produzindo coagulante *in situ* via oxidação eletrolítica no material do ânodo; enquanto na EF as bolhas de gás hidrogênio (originadas na reação de redução do cátodo) e o oxigênio (formadas na oxidação do ânodo) colidem com partículas suspensas na água, aderindo-se a estas e transportam com elas os poluentes e as partículas até a superfície da fase líquida tratada, removendo-as superficialmente do meio aquoso (MOLLAH, et al. 2001; HAN; SONG; KWON, 2002; EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009; EMAMJOMEH; SIVAKUMAR; VARYANI, 2011; SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2013).

A Figura 1 apresenta o processo de eletrocoagulação/flotação com os respectivos de mecanismos operando sinergicamente para remover poluentes da água

Figura 1 – Mecanismos envolvidos na aplicação da eletrocoagulação/flotação.



Fonte: Kemia, 2018.

### 3.2.1 Reatores de eletrocoagulação/flotação

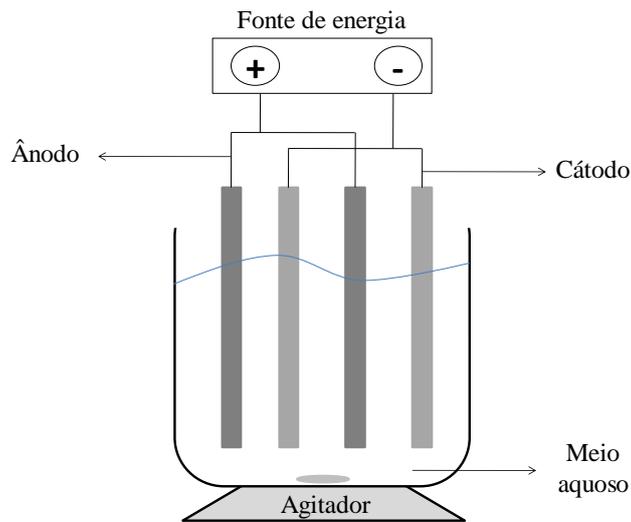
Os reatores podem ser arranjados de diferentes formas, sendo a mais simples composta por uma célula eletrolítica, ou seja, composto apenas de um ânodo e um cátodo, que são conectados ou arranjos mais complexos, em que variados ânodos e cátodos são “assentados”

na célula, conectando-os de formas diversas. Estas diferentes conexões dos eletrodos podem ser classificadas em monopolar e bipolar (HAKIZIMANA, et al., 2017).

### 3.2.1.1 Reator Monopolar

Os reatores monopolares podem ter os eletrodos conectados em paralelo ou em série. O arranjo dos eletrodos conectados em paralelo consiste em cátodos e ânodos dispostos alternativamente com um mesmo potencial anódico ou catódico. Cada um desses pares, que correspondem a uma célula eletrolítica, a voltagem é a mesma, consistindo assim em células ligadas em paralelo (HAKIZIMANA, et al., 2017). A Figura 2 ilustra a ligação desta configuração de reator monopolar conectado em paralelo.

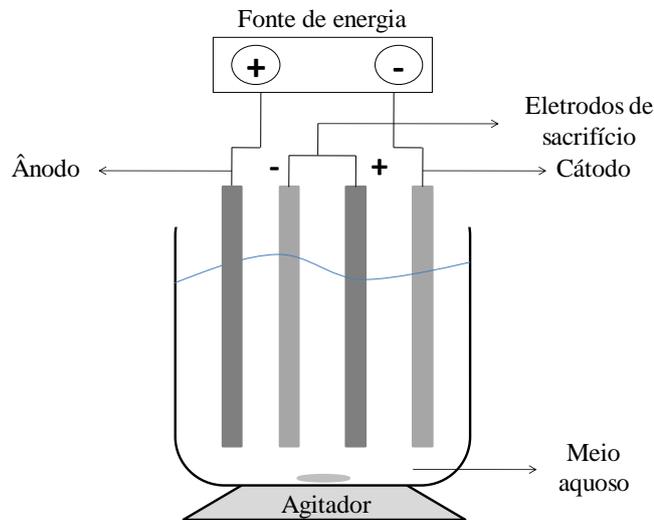
Figura 2 – Reator monopolar com conexão em paralelo.



Fonte: Autora.

Ainda sobre os reatores monopolares, os eletrodos podem ser conectados em séries, distinguindo-se dos eletrodos em paralelo, neste tipo de configuração são colocados, internamente eletrodos de sacrifício (placas condutoras) entre os eletrodos exteriores, que são os quais recebem corrente elétrica, enquanto os internos não tem interconexão com os demais, este está representado na Figura 3 (HAKIZIMANA, et al. 2017; CRESPILO; REZENDE, 2004).

Figura 3 – Reator monopolar com conexão em série.



Fonte: Autora.

A voltagem total ( $U_t$ ) da eletrólise de conexão monopolar é a mesma entre os eletrodos, ou seja,  $U_t = U_0$  (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009).

### 3.2.1.2 Reator Bipolar

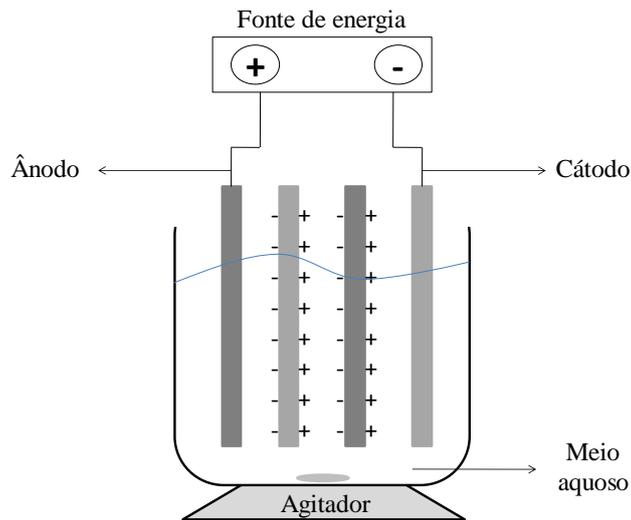
Os reatores com configuração de eletrodos bipolares em série compreende dois eletrodos conectados a uma fonte de alimentação externa elétrica com eletrodos de sacrifício colocados entre os externos. Os eletrodos externos assumem monopolaridade e os internos bipolaridade. Os eletrodos bipolares não estão interligados e cada um dos seus lados atua simultaneamente como um ânodo e um cátodo, que significa que os lados opostos de cada eletrodo bipolar são carregados de forma oposta, proporcionando a dissolução anódica no lado positivo e a dissolução catódica no lado negativo, na Figura 4 está representado um reator com conexão em série (HAKIZIMANA, et al., 2017a).

Na conexão bipolar a voltagem total ( $U_t$ ) é expressa na Equação 1, com N sendo o número de eletrodos (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009).

$$U_t = (N-1) U_0 \quad (1)$$

No geral, eletrodos monopolares requerem baixa voltagem e alta corrente, contrário aos eletrodos bipolares que operam sobre alta voltagem e baixa corrente (HAKIZIMANA, et al., 2017), conforme Figura 4.

Figura 4 – Reator bipolar com conexão em série.



Fonte: Autora.

### 3.2.2 Fluxo dos reatores

Holt et al. (2005) ressaltam que uma das maiores distinções entre os reatores de eletrocoagulação recai sobre a alimentação, ou seja, o fluxo do sistema em que o reator pode ser configurado (batelada ou contínuo). A maioria das aplicações são para sistemas contínuos, onde água e efluente fluem continuamente pelo sistema, operando de forma estável, tendo como grande vantagem deste sistema que os requisitos de coagulação são “essencialmente fixos”, o que gera vantagem na concepção e operação. Já reatores que operam por batelada, trabalham com uma quantidade fixa do meio aquoso que se deseja tratar a cada ciclo de tratamento, porém carregam a desvantagem das condições do reator sofrerem com mudanças com o tempo, do ponto de vista de projeto e operacional (HOLT et al., 2005).

### 3.2.3 Reações que ocorrem nos eletrodos

Durante a eletrólise o eletrodo positivo sofre reações anódicas enquanto no eletrodo negativo as reações catódicas estão presentes (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR; VARYANI,

2011). Estas reações podem ser descritas, conforme as equações 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8 (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2013; HAKIZIMANA, et al., 2017):

No ânodo, o metal é oxidado gerando cátions:



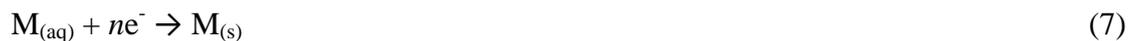
No ânodo utilizando-se eletrodo de alumínio essa expressão por der reescrita como:



Já em ânodos de ferro, pode-se ter a formação de:



No cátodo, na equação geral, a água é reduzida em gás hidrogênio e hidróxido ânions:



Quando são utilizados eletrodos de ferro e alumínio, os íons  $Fe^{3+}$  ou de  $Al^{3+}$  gerados irão sofrer imediatamente reações adicionais espontâneas para produzir os hidróxidos e/ou polídróxidos correspondentes (MOLLAH et al., 2004). Como exemplo a solvatação do cátion formado (Equação 9), onde estes contra íons formados tem forte afinidade com partículas dispersas, o que acarreta então a formação do agente coagulante (Equação 10) (CRESPILHO; REZENDE, 2004; MOLLAH, et al., 2004):

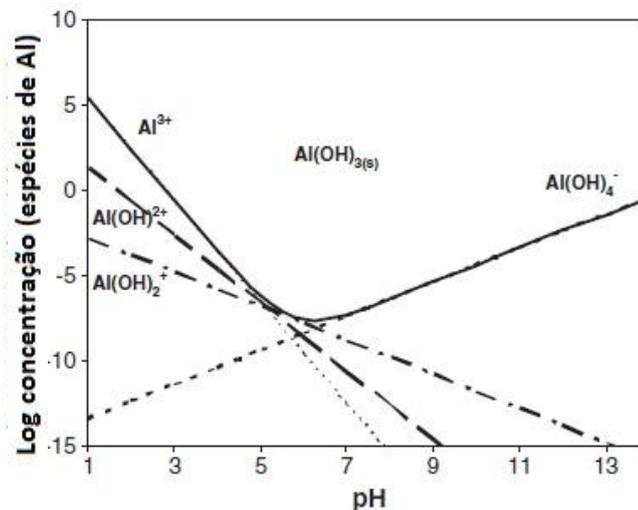




Muitos outros complexos de alumínio podem ser formados por reações secundárias e que irão emulsificar o meio aquoso e, assim remover contaminantes através da adsorção às partículas, formando-se os flocos (CRESPILHO; REZENDE, 2004). A partir das reações apresentadas, os gases de oxigênio ( $\text{O}_2$ ) e hidrogênio ( $\text{H}_2$ ) são liberados no ânodo e no cátodo, respectivamente, podendo interferir e causar a flutuação dos flocos coagulados. O que demonstra como o processo de eletrocoagulação está intrinsecamente ligado ao de eletroflotação (MOLLAH et al., 2004).

A formação dos hidróxidos de alumínio são dependente do pH da solução aquosa, ou seja, o tipo de coagulante que será formado durante a dissolução do alumínio ou ferro é dependente do pH do eletrólito (JIMÉNEZ et al., 2012) . A Figura 5 apresenta a solubilidade dos hidróxidos de alumínio em função do pH, em que estes são os compostos que podem agir no tratamento por ECF.

Figura 5 – Diagrama de solubilidade dos hidróxidos de alumínio em função do pH.



Fonte: Adaptado de Emamjomeh, Sivakumar, Varyani, 2011.

A quantidade de metal dissolvido, ou seja, alumínio e íons hidróxidos gerados durante as reações de oxidação anódica por ser calculada por meio da Lei de Faraday, expressa na equação 11, em que a massa de eletrodo consumido (m), em gramas, é função da corrente elétrica (I), dado em Ampère, com o tempo (t), em segundos (HOLT et al., 2002; CRESPILHO; REZENDE, 2004).

$$m = \frac{I.t.M}{ZF} \quad (11)$$

onde:

- M é o peso atômico do material do eletrodo ( $\text{g.mol}^{-1}$ );
- F é a constante de Faraday ( $9,65.10^4 \text{ C mol}^{-1}$ )
- Z é o número de elétrons transferidos na reação do eletrodo (Al igual a 3)

### 3.2.4 Materiais para utilização em eletrodos

Crespilho e Rezende (2004) ressaltam que um dos parâmetros mais importantes na montagem do reator de ECF é a escolha do material dos eletrodos, pois é a partir deles que todo o processo de tratamento irá ocorrer. Os materiais mais utilizados para esta finalidade são alumínio e ferro devido à facilidade de obtenção, bem como a quantidade de estudos já realizados que demonstram a aplicabilidade e eficiência de ambos. O alumínio se sobressai como eletrodo em reatores de eletrocoagulação-flotação, seja como ânodo ou cátodo ou apenas um destes associados a outros materiais (ferro, aço inoxidável), em relação ao custo mais baixo, fácil obtenção e estudos que comprovam sua eficiência no processo (VIK et al, 1984; HOLT et al., 2002; JIANG et al. 2002; EMAMJOMEH; SIVAKUMAR; VARYANI, 2011).

Diferente das reações apresentadas na utilização dos eletrodos de alumínio, os eletrodos de ferro por meio da oxidação do ânodo podem ser mais complexas, onde através de diferentes mecanismos para a produção do metal hidróxido pode gerar íons ferrosos ( $\text{Fe}^{2+}$ ) ou férricos ( $\text{Fe}^{3+}$ ), representados nas equações 5 e 6 respectivamente, e a partir destes (pela hidrólise na água) variadas formas monoméricas e poliméricas poderão se formar, dependendo do pH e da concentração do íon (ILHAN, et al., 2007; HAKIZIMANA, et al., 2017). A presença destes íons na água já tratada pode também conferir cor (amarela/verde), bem como gosto metálico (CRESPILHO; REZENDE, 2004; BENNETT, 2006).

Hakizimana et al. (2017) ressalta como uma das maiores diferenças entre os eletrodos de Al e Fe está na toxicidade que o alumínio pode fornecer quando disposto no ambiente, sendo mais relevante que a do ferro. O Ministério da Saúde, através da Portaria de Consolidação nº 05 de 2017 estabelece como VMP 0,2 mg/L de alumínio residual e para ferro

0,3 mg/L (BRASIL, 2017). Porém, Hakizimana et al. (2017) expõem que eletrodos de Fe tem o efeito tampão mais fraco do que eletrodos de alumínio, uma vez que o pH inicial é ácido ele pode atingir 9 ou 10 ao final. Outro fator é que  $\text{Fe}^{2+}$  é altamente solúvel e com isso não é capaz de uma desestabilização coloidal eficiente. Como consequência, gera uma menor eficiência no uso deste eletrodo para ECF e requer otimização, fazendo com que os eletrodos de Al sejam mais eficientes em um menor tempo (HAKIZIMANA et al., 2017).

A formação de uma camada inibidora no cátodo, geralmente de óxido, que impede a dissolução do material usado como eletrodo e a transferência de elétrons, é chamada de passivação, limitando a liberação do coagulante na solução. Essa camada com o passar do tempo pode tornar-se mais espessa e com isso reduzir a eficiência do processo de eletrocoagulação-flotação. A passivação pode ocorrer nos variados materiais de eletrodo e pode ser controlada revertendo a polaridade dos eletrodos, bem como o uso de diferentes materiais para ânodos e cátodos (ex: cátodo = Al, ânodo = Fe) (HOLT; BARTON; MITCHELL, 2005; LIU; ZHAO; QU, 2010).

### 3.2.5 Parâmetros que influenciam no processo de eletrocoagulação/flotação

Os parâmetros mais representativos que influenciam no processo de ECF estão ligados às condições de operação, como: carga elétrica, pH, condutividade elétrica, temperatura e disposição dos eletrodos no reator.

#### 3.2.5.1 Corrente e carga elétrica

A corrente fornecida ao sistema determinará a quantidade de metal que será oxidada no ânodo, ou seja, a quantidade de liberação de íons ( $\text{Al}^{+3}$  ou  $\text{Fe}^{+2}$ ) nos eletrodos sendo eles de alumínio ou ferro (CHEN, 2004; CRESPILO; REZENDE, 2004). A corrente elétrica (I), dada em A (Ampère), é concebida como a densidade de corrente (i), por  $\text{A}\cdot\text{m}^2$ , definida como a razão da corrente sobre a área da superfície do eletrodo (S), em  $\text{m}^2$ . A equação da continuidade impõe a conservação da corrente entre o ânodo (a) e o cátodo (c), a densidade pode ser diferenciada entre os eletrodos quando:

$$I = i_a \cdot S_a = i_c \cdot S_c \quad (12)$$

A densidade da corrente determina a dosagem de coagulante no ânodo e o gás de hidrogênio (H<sub>2</sub>) formado no cátodo regido pela Lei de Faraday, conforme apresentada na Equação 11. Resumidamente, a corrente cria um ambiente físico/químico que rege diretamente os mecanismos de coagulação/floculação e favorece a eletromigração de íons e colóides carregados (HAKIZIMANA et al., 2017).

A intensidade da corrente é dada pela divisão da carga que passa pela secção e o tempo que esta carga levou para passar. Então intensidade da corrente elétrica (I), em Ampère, pode ser concebida pela relação com a tensão elétrica (U), dada em V (Volts), e pela resistência elétrica (R), em Ohm, que é relacionada com a condutividade do meio (GARCIA, 2002). Conforme a Equação 13 por:

$$I = \frac{U}{R} \quad (13)$$

### 3.2.5.2 Efeito do pH e condutividade elétrica na água

Emamjomeh, Sivakumar e Varyani (2011) explicitam que os processos de ECF são altamente dependentes do pH da solução, uma vez que o pH reflete na eficiência da corrente, bem como na solubilidade dos metais hidróxidos, como demonstrado na Figura 5, pelo diagrama da solubilidade dos hidróxidos de alumínio em função do pH. Isto pode ser explicado, por que sobre certas condições, vários complexos e compostos poliméricos podem ser formados via hidrólise e reação de polimerização de Al<sup>3+</sup> dissolvidos eletroquimicamente.

Liu, Zhao e Qu (2010) explicam esse efeito no pH, tomando como base as reações nos eletrodos de alumínio, onde a faixa pH varia de 4 – 9, são formados: Al(OH)<sup>2+</sup>, Al(OH)<sub>2</sub>, Al<sub>2</sub>(OH)<sub>2</sub><sup>4+</sup>, Al(OH)<sub>3</sub>, Al<sub>13</sub>(OH)<sub>32</sub><sup>7+</sup>. Estes compostos contém, em sua superfície, altas cargas positivas, o que leva à neutralização por adsorção eletroquímica, ou seja, o desempenho do tratamento depende da natureza dos poluentes com a melhor remoção destes em valores de pH mais perto da neutralidade (pH 7) (CHEN, 2004). Já na faixa de pH > 10 Al(OH)<sub>4</sub><sup>-</sup> é dominante e o efeito da coagulação decai rapidamente, e pH baixo, o Al<sup>3+</sup> é o que prevalece e no qual não há efeito de coagulação, ou seja, a remoção de sólidos suspensos (partículas) diminui acentuadamente (JIANG, et al., 2002; LIU; ZHAO; QU, 2010).

Durante o processo eletroquímico de coagulação, a produção de H<sub>2</sub> no cátodo elevará a concentração de OH<sup>-</sup>, assim o pH da solução aquosa aumentará quando o pH da água bruta

estiver na faixa de 4 – 9. Porém, quando o pH da água que se quer tratar é superior à 9, o pH da água tratada diminuirá (LIU; ZHAO; QU, 2010). Assim, a eletrocoagulação é capaz de neutralizar o pH da água tratada através de suas reações.

A dissolução do Al ocorre através de reação apresentada na Equação 7, e a forma  $\text{Al(OH)}_3$  também dissolvido, onde a reação da equação 14 pode ocorrer facilmente à esquerda (LIU; ZHAO; QU, 2010).



Essas reações são responsáveis pelo aumento do pH das soluções. Com o pH alto, a reação da Equação 10 ocorre à direita facilmente,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  podem precipitar com o  $\text{Al(OH)}_3$ . Com o pH mais elevado procede a reação da Equação 15. E são esses os processos que envolvem a diminuição do pH do meio aquoso.



No que se refere à condutividade elétrica, pode-se dizer que quando esta é alta o efeito do pH não é significativo (CHEN, 2004). Porém quando a condutividade eletrolítica é baixa, a eficiência da corrente irá decair, sendo necessária elevação da corrente elétrica, para causar a passivação do eletrodo, elevando os custos de operação. Usualmente água naturais, segundo Libânio (2016) tem condutividade elétrica baixa, inferior a  $100 \text{ uS.cm}^{-1}$ . O tratamento por ECF requer condutividades elétricas mais altas para que a corrente elétrica consiga atingir toda solução a ser tratada. Nesse sentido o NaCl (cloreto de sódio) é comumente utilizado para elevar a condutividade das soluções (LIU, ZHAO, QU, 2010). Segundo a PRC nº 5 de 28 de setembro de 2017, anexo XX, o valor máximo permitido para cloretos em água de abastecimento, é de  $250 \text{ mg.L}^{-1}$  e para sódio de  $200 \text{ mg.L}^{-1}$ , visto que durante a eletrólise as moléculas de NaCl dissociam-se, e assim, tanto o sódio (cátion) quanto o cloro (ânion) elevam a condutividade elétrica da solução.

### 3.2.5.3 *Temperatura*

Segundo Liu, Zhao e Qu (2010) a temperatura da água influencia no processo de EC, onde o aumento da temperatura, quando utilizados eletrodos de alumínio, acelera reação destrutiva da membrana de óxido, causada pela passivação, e eleva a eficiência, porém

quando ultrapassados 60 °C a eficiência do processo tende a diminuir. Aumentando a temperatura a condutividade elétrica também aumenta e faz com que diminua o consumo de energia elétrica (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

#### **3.2.5.4 Efeito da distância entre eletrodos**

A distância entre dois dos eletrodos afeta as reações na eletrólise do reator. Durante a eletrólise a solução mais próxima do cátodo torna-se mais concentrada devido às diferentes mobilidades dos íons presentes. O espaço entre os eletrodos é praticamente preenchido com gases durante a eletrólise, o que aumenta a resistência elétrica, ou seja, possui resistividade à esta, necessitando a aplicação de uma maior corrente elétrica (CRESPILHO; REZENDE, 2004; SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2013).

Crespilho e Rezende (2004) reportam que quando a condutividade do eletrólito for elevada, um afastamento maior entre os eletrodos será imposto, já quando ocorre o inverso, o afastamento adotado entre eles deverá ser o menor possível para evitar a elevação de potencial. Portanto, quanto maior a distância haverá uma maior perda de energia por dissipação (GARCIA, 2002). Então, diminuir a distância entre os eletrodos também auxilia a manter a corrente elétrica desejada, quando a condutividade elétrica da solução é relativamente baixa.

À medida em que a distância entre os eletrodos se torna menor, mais bolhas de gás são geradas eletroquimicamente produzindo uma hidrodinâmica turbulenta, levando assim para uma grande transferência de massa bem como, a uma alta taxa de reação entre as espécies coagulantes e poluentes (HAKIZIMANA et al., 2017).

### **3.3 CARACTERIZAÇÃO DA BENTONITA**

A bentonita é uma argila com granulação muito fina, constituída principalmente por montmorilonita e por minerais de esmectitas, ou seja, é caracterizada por ser um argilo-mineral (PAIVA; DÍAZ, 2008; TEIXEIRA-NETO; TEIXEIRA-NETO, 2009). Por essas razões, a bentonita em contato com a água torna uma solução turva, e devido a grande natureza coloidal da bentonita, a sedimentação não clarifica totalmente o meio aquoso, permanecendo a turbidez (ABUZOID; BUKHARI; AL-HAMOUZ; 1998).

A bentonita sódica por ser um argilo-mineral costuma ter um pH elevado, conforme a caracterização realizada por Santos et al. (2002) de 9,8, e segundo informações em embalagens do produto (Proquimios, 2017) o pH em 2g/100mL é na faixa de 7 a 11.

Alguns estudos que utilizaram-se de bentonita para simular diferentes níveis de turbidez, com propósitos diversos, podem ser citados: Abuzaid, Bukhari e Al-Hamouz (1998), para tratamento por eletrocoagulação; Paterniani, Mantovani e Sant'Anna (2009), para utilização de coagulação natural; Azrague et al. (2007), para combinação de uma membrana de diálise e um reator fotocatalítico para mineralização de compostos orgânicos contidos em águas turvas.

### 3.4 DELINEAMENTO DE TRATAMENTO

Segundo Cunico et al. (2008) o planejamento experimental serve como orientação para atingir certos objetivos por meio de uma sequência definida na coleta dos dados. São variados os tipos de planejamento experimental existentes, porém quando se tem grande número de variáveis o planejamento fatorial se mostra eficaz, pois permite análise dos dados através de reduzidos testes experimentais, sem prejudicar a confiabilidade dos dados e permite avaliar a interação destes (PERALTA-ZAMORA; MORAIS; NAGATA, 2005).

Em estudos onde há um grande número de variáveis independentes, recomenda-se o delineamento composto central rotacional (DCCR), em que há pontos axiais, para testar o modelo de segunda ordem. O número de tratamentos utilizando o DCCR com 2 níveis originais, será contabilizado por meio de:  $2k$  pontos fatoriais +  $2k$  pontos axiais + número arbitrário de pontos centrais (RODRIGUES, IEMMA, 2014).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 ÁGUA BRUTA SINTÉTICA

Visando simular diferentes unidades de turbidez a bentonita sódica, da fabricante Proquimios, foi adicionada à água destilada com o propósito de retratar as condições que possam ser encontradas em mananciais utilizados para prover água de abastecimento. A bentonita sódica foi escolhida por ser um argilo-mineral, onde muitos corpos hídricos podem apresentar argilas dissolvidas na água bruta e outras partículas orgânicas ou inorgânicas que ocasionam a turbidez.

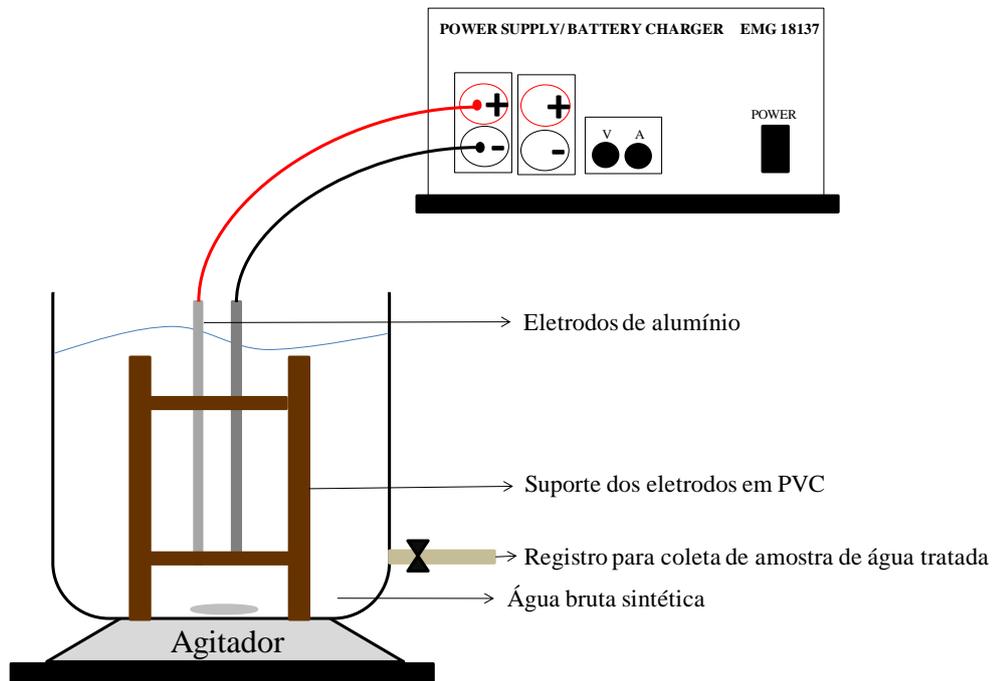
A concentração de bentonita sódica variou de  $0,20 \text{ g.L}^{-1}$  a  $10,00 \text{ g.L}^{-1}$  para se obter uma faixa de aproximadamente 50 uT a 3500 uT, respectivamente. Com a finalidade de elevar a condutividade elétrica da solução, foi utilizada adição de cloreto de sódio (NaCl) na concentração de  $0,20 \text{ g.L}^{-1}$  para todos os testes. A quantidade de bentonita sódica bem como a de cloreto de sódio foram pesadas em balança de precisão analítica.

### 4.2 SISTEMA DE OPERAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO/FLOTAÇÃO

O reator de ECF foi confeccionado em escala de bancada, com corpo de acrílico em formato cilíndrico (22,2 cm de altura e 10,8 cm de diâmetro), utilizando o volume de 1 L da solução de água bruta.

Os eletrodos foram dispostos verticalmente em suporte de PVC ao centro do reator, com distância entre os eletrodos fixada em 0,50 cm. O metal utilizado nos eletrodos foi o alumínio devido a fácil obtenção e baixo custo, bem como a bibliografia consultada apresentar resultados satisfatório utilizando ânodos de alumínio (HAN; SONG; KWON, 2002; HOLT et al., 2002; EMAJOMEH; SIVAKUMAR; VARYANI, 2011). Os eletrodos foram cortados para que tivessem 9,1 cm de altura, 7 cm de largura e 0,05 cm de espessura, configurando a área total submersa de  $63,7 \text{ cm}^2$ . O arranjo dos eletrodos optado foi de monopolar em paralelo, conectados a uma fonte de alimentação de corrente contínua (0 – 30 V, 0 – 2,5 A). As amostras de água tratada foram coletadas através de um registro acoplado ao reator localizado na parte inferior, sendo possível não remexer no lodo flotado. A Figura 6 demonstra o sistema de eletrocoagulação/flotação utilizado no estudo.

Figura 6 – Sistema de eletrocoagulação/flotação utilizado.



\*Imagem sem escalas. Não condiz com a realidade.

O desgaste dos eletrodos foi obtido através da perda de massa, pela pesagem das placas em balança de precisão analítica antes e após o uso no tratamento, pelo método gravimétrico. Foram lavados após a utilização apenas com água destilada e esponja não abrasiva, evitando maior perda de massa, secados em estufa e após resfriamento foram pesados. Afim de comparações, a quantidade do metal alumínio teoricamente dissolvido, foi estimado pela Equação 11 (Lei de Faraday).

#### 4.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

A concentração de bentonita para se trabalhar foi escolhida para se obter cerca de 550 uT (considerado valor limite para tratamento na ETA) para então “extrapolar” a melhor condição deste para outras concentrações de turbidez, sendo a menor de aproximadamente 50 uT e a maior de 3500 uT.

O planejamento adotado para analisar os efeitos através das variáveis dependentes, como resposta, foi o DCCR  $2^3$  com 3 repetições do ponto central, totalizando 17 experimentos, em que as variáveis influenciáveis do tratamento contempladas foram o tempo de eletrólise, corrente elétrica e pH para a concentração de  $2,35 \text{ g.L}^{-1}$  (representou cerca de

550 uT). Para a execução do DCCR foram fixadas as variáveis independentes e os limites máximo e mínimo, apresentados na Tabela 3.

Tabela 2 – Variáveis independentes com limites máximos e mínimos definidos para estudo de efeitos utilizando DCCR 2<sup>3</sup>.

| <b>Variável independente</b> | <b>Limite mínimo</b> | <b>Limite Máximo</b> |
|------------------------------|----------------------|----------------------|
| Tempo de eletrólise          | 5 min                | 40 min               |
| Corrente elétrica            | 0,05 A               | 2 A                  |
| pH                           | 4,5                  | 10                   |

Posteriormente executados os 17 ensaios de efeitos gerados pela matriz para interação de todas as variáveis independentes, os valores das variáveis resposta foram analisados no software Statistica®, com 95% de significância, para definir as condições dos testes seguintes. Assim, foi possível correlacionar os fatores que influenciavam na técnica de eletrocoagulação/flotação utilizada por meio das variáveis dependentes (resposta), que foram a remoção da turbidez (uT) e remoção de cor aparente (uC).

Seguiu-se para a segunda etapa de testes visando as melhores condições da técnica de eletrocoagulação/flotação para esta faixa pré determinada de turbidez, em um DCCR 2<sup>2</sup>, com 3 repetições do ponto central, totalizando 11 experimentos. As limitações das variáveis independentes apresentadas na Tabela 3, definidos conforme os efeitos avaliados na primeira etapa.

Tabela 3 – Variáveis independentes com limites máximos e mínimos utilizados no DCCR 2<sup>2</sup>.

| <b>Variável independente</b> | <b>Limite mínimo</b> | <b>Limite Máximo</b> |
|------------------------------|----------------------|----------------------|
| Corrente elétrica            | 1 A                  | 2 A                  |
| pH                           | 6                    | 10                   |

Após a realização destes testes as melhores condições operacionais encontradas foram utilizadas para avaliar turbidez mais alta e mais baixa para determinar até que concentração de bentonita, ou seja, até que turbidez foi possível a capacidade de remoção dos poluentes ser por flotação e qual a eficiência na remoção de turbidez, bem como a avaliação de outros parâmetros de tratamento de água. A condição de operação foi de pH 9, corrente elétrica de 1,85 A e tempo de eletrólise de 20 min, seguido pelo tempo de repouso de 10 min e agitação mantida em 260 rpm.

#### 4.4 PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE ELETROCOAGULAÇÃO/FLOTAÇÃO

Os parâmetros de avaliação da eficiência do reator de eletrocoagulação, além da turbidez para os experimentos, foram os constados na Tabela 4 com seu respectivo método do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), realizado no Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente (LEMA), do Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Santa Maria, para a água sintética e para água tratada.

Tabela 4 – Parâmetros químico/físicos de análise da água, método e referência e equipamentos utilizados.

| Parâmetro                  | Método/ Referência <sup>1</sup> | Equipamento               | Modelo do equipamento                |
|----------------------------|---------------------------------|---------------------------|--------------------------------------|
| Turbidez                   | Nefelométrico<br>2130 B         | Turbidímetro              | Policontrol AP2000<br>WL             |
| Cor Aparente               | Espectrofotométrico<br>2120 C   | Colorímetro               | Quimis Q406COR                       |
| pH                         | Potenciométrico<br>4500-H+ B    | pHmetro                   | Thermo Scientific<br>Orion Star A211 |
| Condutividade elétrica     | Condutimétrico<br>2510 B        | Condutivímetro            | MS Tecnozon AC-<br>200               |
| Temperatura                | -                               | Termômetro de<br>Mercúrio |                                      |
| Sólidos Dissolvidos Totais | Condutimétrico<br>2510 B        | Condutivímetro            | MS Tecnozon AC-<br>200               |
| Cloreto                    | 4110                            | Cromatógrafo de íons      | Metrohm 930<br>Compact IC Flex       |

<sup>1</sup> Método e referência segundo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

A determinação do alumínio dissolvido após tratamento foi realizada no LACHEM (Laboratório de Análises Químicas) pela Técnica de espectroscopia de absorção atômica com forno de grafite.

Os valores máximos permitidos para definição do enquadramento dos corpos de água doce para posterior definição do tratamento para água de abastecimento estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357 de 2005, e os estabelecidos pra a água de abastecimento (após tratamento) pela Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde, nº 05 de 2017, anexo XX, que serviram de base para comparação dos resultados são apresentados na tabela 5.

Tabela 5 – Valores máximos permitidos dos parâmetros de análise da água conforme a Resolução CONAMA n° 357/05 e PRC n° 05/17.

| Parâmetro                      | Valor máximo permitido |                       |                       |                  |
|--------------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------|
|                                | Classe 1 <sup>1</sup>  | Classe 2 <sup>1</sup> | Classe 3 <sup>1</sup> | PRC <sup>2</sup> |
| Turbidez (uT)                  | 40                     | 100                   | 100                   | 0,5 <sup>3</sup> |
| pH                             | 6,0 a 9,0              | 6,0 a 9,0             | 6,0 a 9,0             | 6,0 a 9,5        |
| SDT (mg/L)                     | 500                    | 500                   | 500                   | 1000             |
| Alumínio dissolvido (mg/L)     | 0,1                    | 0,1                   | 0,2                   | 0,2              |
| Cloreto (mg/L)                 | 250                    | 250                   | 250                   | 250              |
| Cor aparente (uC)              | -                      | -                     | -                     | 15               |
| Condutividade elétrica (µS/cm) | -                      | -                     | -                     | -                |
| Temperatura (°C)               | -                      | -                     | -                     | -                |

<sup>1</sup> Refere-se a valores máximos permitidos para as diferentes classes de água doce estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357 de 2005.

<sup>2</sup> Refere-se a valores máximos permitidos para água de abastecimento pela Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde, n° 05 de 2017, anexo XX.

<sup>3</sup> VMP considerado para filtração rápida (tratamento completo) em 95% das amostras, sendo os outros 5% até 1 uT.

A eficiência de remoção dos parâmetros de turbidez e cor aparente foram calculadas conforme a equação 16:

$$\text{Eficiência de Remoção (\%)} = \frac{C_{AB} - C_{AT}}{C_{AB}} \times 100 \quad (16)$$

Sendo:

- $C_{AB}$ : valores de turbidez (uT) ou cor aparente (uC) da água bruta;
- $C_{AT}$ : valores de turbidez (uT) ou cor aparente (uC) da água tratada.

As alturas de lodo gerado foram anotadas, através da régua acoplada no reator, sendo ele flotado ou sedimentado, onde por meio da Equação 17 foi possível estimar o volume de lodo gerado, considerando que é recém gerado, ou seja, contém água.

$$V_1 = \pi \cdot r^2 \cdot h \quad (17)$$

- $V_L$ : Volume de lodo flotado e/ou sedimentado ( $\text{cm}^3$ )
- $r$ : raio do reator (5,2 cm; considerando o diâmetro real do reator de 10,4 cm)
- $h$ : altura de lodo observada (cm)

O consumo de energia foi determinado segundo a equação 18, que relaciona a energia necessária para o volume de 1 L de solução tratada.

$$C_{\text{energia}} = \frac{U \cdot I \cdot t}{V} \quad (18)$$

Em que:

- $C_{\text{energia}}$ : consumo de energia  $\text{Wh} \cdot \text{m}^{-3}$ ;
- $U$ : tensão elétrica aplicada no reator (V);
- $I$ : corrente elétrica aplicada no reator (A);
- $t$ : tempo de eletrólise (h);
- $V$ : volume de água tratada ( $\text{m}^3$ ).

Para os sólidos dissolvidos totais (SDT) foi utilizada a relação empírica apresentada no trabalho de Oliveira et al. (1999), com fator de correção com base na condutividade elétrica obtida em cada ensaio da aplicação da eletrocoagulação/flotação. Assim, a partir da condutividade elétrica obtida em  $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$  multiplicada pelo fator e estimados os SDT em  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , conforme a Equação 19.

$$\text{SDT} = 0,64 \times \text{CE} \quad (19)$$

Foi retirada toda água tratada do reator para a pesagem da massa seca de lodo, que consistiu do método gravimétrico. As cápsulas foram lavadas e alocadas em estufa a  $105^\circ\text{C}$  para secagem, após passagem no dessecador para retirar a umidade, foram pesadas em balança de precisão analítica e utilizadas para secagem do lodo, repetindo o mesmo procedimento de secagem, os pesos das cápsulas sem e com o lodo seco foram anotados para o cálculo posterior de massa seca em gramas (g).

Para estimar o lodo produzido em uma ETA, há variadas fórmulas empíricas, porém necessitam de um grande número de variáveis, como a dosagem de coagulante utilizado bem como o metal (alumínio, ferro), a produção de sólidos suspensos totais, a vazão de água bruta a ser tratada dentre outros reagentes utilizados (ex: polímeros). Devido a dificuldade de obtenção destes dados com a finalidade de comparação, foi utilizada a Equação 20 proposta

por AWWA (1987 apud HEDLUND, 2016) para estimar a produção de sólidos de uma ETA, em massa seca por litro de água tratada, relacionando-o com a turbidez.

$$P = 3,5 \times 10^{-3} \times Tu^{0,66} \quad (20)$$

Em que:

- P: produção de sólidos (g de massa seca por L de água tratada)
- Tu: turbidez da água bruta (uT)

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados foram divididos em dois capítulos, com subdivisões correspondentes, o qual o primeiro foi a determinação das melhores condições de operação do sistema de eletrocoagulação/flotação para tratamento de água de elevada turbidez, e o segundo a aplicação deste em variadas faixas de turbidez simulada.

### 5.1 DEFINIÇÃO DAS MELHORES CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO DO SISTEMA DE ELETROCOAGULAÇÃO/FLOTAÇÃO

Para a definição das melhores condições de operação do reator de ECF foram divididos em 2 planejamentos experimentais que consistiram na determinação das melhores condições de operação do reator de eletrocoagulação/flotação para aplicação em uma faixa de turbidez pré determinada. Os resultados estão apresentados e discutidos a seguir.

#### 5.1.1 Estudo de efeitos utilizando planejamento experimental DCCR 2<sup>3</sup>

O estudo de efeitos foi realizado com vistas a observar quais as variáveis selecionadas como independentes influenciam no tratamento da água simulando turbidez para 550 uT pela técnica de eletrocoagulação/flotação. Assim, utilizou-se o planejamento experimental DCCR 2<sup>3</sup>, para determinação das variáveis.

A matriz gerada pelo planejamento experimental, o DCCR 2<sup>3</sup>, contendo 17 experimentos incluindo triplicata do ponto central e os valores reais aplicados nos ensaios estão apresentados na Tabela 6, onde os limites definidos como máximo e mínimo representados codificados na tabela 6 por -1,68 e 1,68, respectivamente, estão expressos na tabela 2 (capítulo 4).

A água bruta sintética foi preparada com adição de 2,35 g/L de bentonita sódica e 0,20 g/L de cloreto de sódio (NaCl) antes de cada ensaio, por vezes preparada mais de um litro ao dia, para realização do mesmo. As características apresentadas pela água bruta para cada experimento estão apresentadas na tabela 6.

Tabela 6 – Matriz do estudo de efeitos, baseado no planejamento experimental DCCR 2<sup>3</sup> com triplicata do ponto central e valores reais utilizados.

| Ensaio | Tempo de eletrólise (min) |       | Corrente elétrica aplicada (A) |      | pH    |       |
|--------|---------------------------|-------|--------------------------------|------|-------|-------|
|        |                           |       |                                |      |       |       |
| 1      | -1                        | 12,48 | -1                             | 0,44 | -1    | 5,61  |
| 2      | 1                         | 32,55 | -1                             | 0,44 | -1    | 5,61  |
| 3      | -1                        | 12,48 | 1                              | 1,61 | -1    | 5,61  |
| 4      | 1                         | 32,55 | 1                              | 1,61 | -1    | 5,61  |
| 5      | -1                        | 12,48 | -1                             | 0,44 | 1     | 8,89  |
| 6      | 1                         | 32,55 | -1                             | 0,44 | 1     | 8,89  |
| 7      | -1                        | 12,48 | 1                              | 1,61 | 1     | 8,89  |
| 8      | 1                         | 32,55 | 1                              | 1,61 | 1     | 8,89  |
| 9      | -1,68                     | 5,00  | 0                              | 1,03 | 0     | 7,25  |
| 10     | 1,68                      | 40,00 | 0                              | 1,03 | 0     | 7,25  |
| 11     | 0                         | 22,30 | -1,68                          | 0,05 | 0     | 7,25  |
| 12     | 0                         | 22,30 | 1,68                           | 2,00 | 0     | 7,25  |
| 13     | 0                         | 22,30 | 0                              | 1,03 | -1,68 | 4,50  |
| 14     | 0                         | 22,30 | 0                              | 1,03 | 1,68  | 10,00 |
| 15     | 0                         | 22,30 | 0                              | 1,03 | 0     | 7,25  |
| 16     | 0                         | 22,30 | 0                              | 1,03 | 0     | 7,25  |
| 17     | 0                         | 22,30 | 0                              | 1,03 | 0     | 7,25  |

Tabela 7 – Características da água bruta sintética de cada ensaio do planejamento DCCR<sup>3</sup>.

| Ensaio | Turbidez inicial (uT)         | Cor aparente (uC)  | pH               | Temperatura (°C) | Condutividade elétrica (µS/cm) |
|--------|-------------------------------|--------------------|------------------|------------------|--------------------------------|
| 1      | 549,67 (± 7,37 <sup>1</sup> ) | 5380,00 (± 124,39) | 5,7 <sup>2</sup> | 22,50            | 623,50 (± 3,25)                |
| 2      | 549,67 (± 7,37)               | 5380,00 (± 124,39) | 5,7              | 22,50            | 657,27 (± 1,91)                |
| 3      | 557,00 (± 8,66)               | 5313,33(± 278,55)  | 5,6              | 22,50            | 631,83 (± 0,71)                |
| 4      | 557,00 (± 8,66)               | 5313,33 (± 278,55) | 5,6              | 22,50            | 638,53 (± 1,29)                |
| 5      | 543,33 (± 7,57)               | 5014,67 (± 118,36) | 8,9              | 22,50            | 543,10 (± 2,72)                |
| 6      | 543,33 (± 7,57)               | 5014,67 (± 118,36) | 8,9              | 22,00            | 560,57 (± 4,07)                |
| 7      | 543,33 (± 7,57)               | 5014,67 (± 118,36) | 8,9              | 22,50            | 552,97 (± 1,11)                |
| 8      | 543,33 (± 7,57)               | 5014,67 (± 118,36) | 8,8              | 22,00            | 559,00 (± 1,50)                |
| 9      | 543,67(± 1,53)                | 4745,33 (± 83,48)  | 7,3              | 22,00            | 597,20 (± 0,78)                |
| 10     | 543,67 (± 1,53)               | 4745,33(± 83,48)   | 7,1              | 22,00            | 577,73 (± 1,75)                |
| 11     | 543,67 (± 1,53)               | 4745,33 (± 83,48)  | 7,2              | 22,00            | 585,17 (± 3,33)                |
| 12     | 543,67 (± 1,53)               | 4745,33 (± 83,48)  | 7,2              | 22,50            | 579,53 (± 1,46)                |
| 13     | 546,33 (± 4,04)               | 4707,33 (± 48,01)  | 4,9              | 23,00            | 722,67 (± 3,41)                |
| 14     | 546,33 (± 4,04)               | 4707,33 (± 48,01)  | 10,0             | 22,50            | 600,47 (± 1,58)                |
| 15     | 546,33 (± 1,53)               | 4913,33 (± 88,01)  | 7,2              | 23,00            | 572,00 (± 0,36)                |
| 16     | 546,33 (± 1,53)               | 4913,33 (± 88,01)  | 7,2              | 24,00            | 564,57 (± 0,96)                |
| 17     | 546,33 (± 1,53)               | 4913,33 (± 88,01)  | 7,2              | 24,50            | 574,20 (± 0,20)                |

<sup>1</sup> ± Indica o desvio padrão das determinações<sup>2</sup> Estes valores não obtiveram variações em suas medições

Após a realização de cada experimento os resultados obtidos estão na tabela 8, os quais foram utilizados como base para análise de efeitos, onde é possível constatar que a remoção de turbidez ocorre de forma satisfatória na aplicação do tratamento por ECF, porém com algumas remoções ainda abaixo de 99,00%.

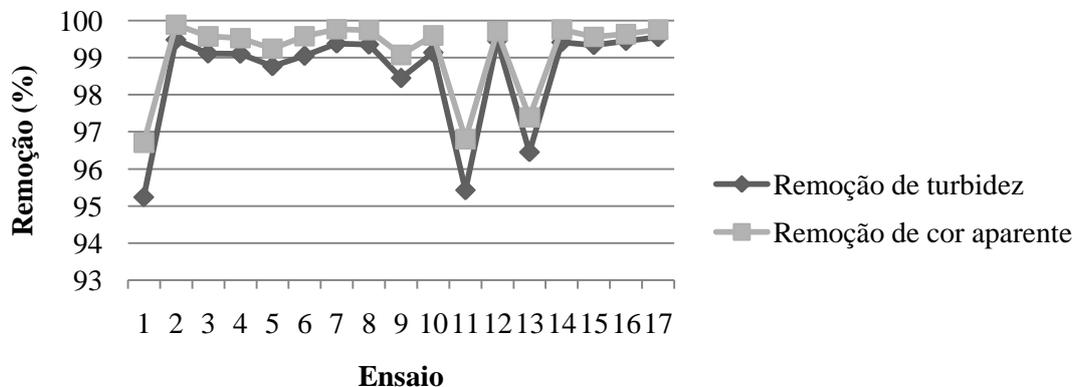
Tabela 8 – Valores das variáveis respostas determinadas após execução do planejamento DCCR 2<sup>3</sup>.

| Ensaio | Turbidez                |             | Cor aparente            |             | pH final | Temperatura final (°C) | Condutividade elétrica final ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) | Tensão (V) | Consumo de energia ( $\text{Wh}\cdot\text{m}^{-3}$ ) | Soma do desgaste dos eletrodos (g) | Faraday (g) |
|--------|-------------------------|-------------|-------------------------|-------------|----------|------------------------|---|------------|--|------------------------------------|-------------|
|        | Final ( $\mu\text{T}$ ) | Remoção (%) | Final ( $\mu\text{C}$ ) | Remoção (%) |          |                        |   |            |  |                                    |             |
| 1      | 26,17                   | 95,24       | 177,13                  | 96,71       | 6,7      | 22,6                   | 625,50  | 5,87       | 519,71   | 0,042                              | 0,030       |
| 2      | 2,81                    | 99,49       | 5,93                    | 99,89       | 8,4      | 22,6                   | 631,83  | 5,55       | 1339,84  | 0,115                              | 0,081       |
| 3      | 4,95                    | 99,11       | 22,37                   | 99,58       | 7,6      | 25,5                   | 617,33  | 17,45      | 5656,36  | 0,137                              | 0,109       |
| 4      | 4,96                    | 99,11       | 24,80                   | 99,53       | 8,7      | 27,5                   | 583,93  | 12,80      | 11306,92   | 0,375                              | 0,296       |
| 5      | 6,65                    | 98,78       | 37,73                   | 99,25       | 8,7      | 22,5                   | 504,90  | 5,53       | 490,18   | 0,047                              | 0,030       |
| 6      | 5,15                    | 99,05       | 20,80                   | 99,59       | 9,1      | 22,5                   | 498,53  | 4,83       | 1164,82  | 0,125                              | 0,081       |
| 7      | 3,36                    | 99,38       | 11,50                   | 99,77       | 9,2      | 25                     | 502,10  | 17,62      | 5711,46  | 0,204                              | 0,109       |
| 8      | 3,50                    | 99,36       | 12,77                   | 99,75       | 8,8      | 31,5                   | 504,03  | 20,68      | 18270,69   | 0,432                              | 0,296       |
| 9      | 8,42                    | 98,45       | 43,73                   | 99,08       | 8,2      | 22                     | 579,70  | 12,38      | 1062,19  | 0,033                              | 0,029       |
| 10     | 4,67                    | 99,14       | 18,80                   | 99,60       | 9,1      | 26                     | 514,40  | 10,73      | 7366,95  | 0,330                              | 0,230       |
| 11     | 24,87                   | 95,43       | 151,63                  | 96,80       | 7,9      | 22                     | 577,97  | 1,85       | 34,69  | 0,019                              | 0,006       |
| 12     | 2,95                    | 99,46       | 13,35                   | 99,72       | 9,2      | 28                     | 503,10  | 15,43      | 11575,00   | 0,411                              | 0,252       |
| 13     | 19,37                   | 96,46       | 122,63                  | 97,39       | 6,6      | 25                     | 682,23  | 10,34      | 3993,83  | 0,183                              | 0,130       |
| 14     | 3,19                    | 99,42       | 11,17                   | 99,76       | 9,3      | 25                     | 489,37  | 12,23      | 4725,13  | 0,202                              | 0,130       |
| 15     | 3,60                    | 99,34       | 21,33                   | 99,57       | 9,1      | 25,5                   | 533,23  | 9,90       | 3823,88  | 0,230                              | 0,130       |
| 16     | 2,98                    | 99,46       | 17,83                   | 99,64       | 9,1      | 26                     | 525,93  | 13,58      | 5243,34  | 0,251                              | 0,130       |
| 17     | 2,41                    | 99,56       | 11,83                   | 99,76       | 9,0      | 27                     | 535,17  | 11,90      | 4596,38  | 0,237                              | 0,130       |

A correlação linear realizada com a ferramenta Solver do Excel (Microsoft, 2007) entre os dados de remoção de turbidez e remoção de cor se deu em 0,99, ou seja, essa correlação quanto mais próxima de 1 significa forte positiva. Isso representa que elas estão intrinsecamente ligadas, onde o tratamento que obteve maior remoção de turbidez (99,49%), também obteve maior remoção de cor (99,89%), como representado na Figura 7 por essa razão apenas a remoção de cor aparente, juntamente com a remoção de turbidez, foram as variáveis resposta escolhidas na análise de efeitos.

Todos os pH determinados e apresentados na Tabela 8 estão dentro da faixa de 6,6 até 9,3, o que condiz respectivamente com o pH inicial de 4,9 e de 10. Essas mudanças no pH vão de encontro com a bibliografia consultada em que afirma que o tratamento realizado por ECF tende a manter o pH próximo de uma faixa neutra, onde valores iniciais ácidos tendem a se elevar e valores iniciais alcalinos tendem a baixar, devido a dissociação de  $H^+$  no cátodo, aumentando a concentração de  $OH^-$ , assim o pH aumenta quando está na faixa de 4 a 9 e decresce acima de 9 (LIU; ZHAO; QU, 2010).

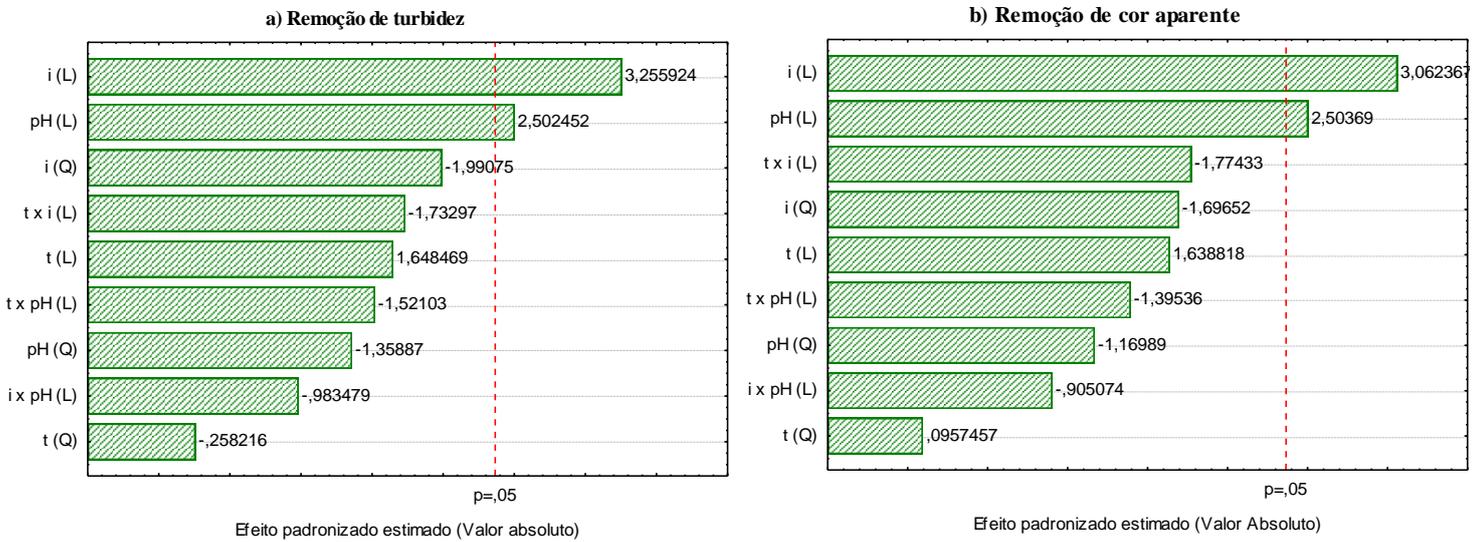
Figura 7 – Relação de remoção entre turbidez e cor aparente do ensaio de efeitos.



A temperatura final obteve o maior valor determinado no ensaio 8, de  $31,5^{\circ}C$ , onde tanto a corrente elétrica (1,61 A), o pH (8,8) e o tempo (32,55min) aplicados foram elevados, o que coincidiu que o mesmo ensaio obteve o maior consumo de energia  $18.270,69 Wh.m^{-3}$ . As temperaturas dos outros ensaios oscilaram na faixa de  $22,50$  a  $28^{\circ}C$ .

Após a obtenção dos valores, o software Statistica® foi utilizado para gerar a estimativa dos efeitos, ou seja, definir quais as variáveis independentes influenciam nas variáveis respostas objeto deste estudo, consideradas as estimativas dos efeitos para a remoção de turbidez e cor aparente nesta etapa. Assim, na figura 8, através dos gráficos de Pareto estão representados os efeitos padronizados estimados para cada fator avaliado, com significância estatística de 95% ( $p < 0,05$ ).

Figura 8 – Gráficos de Pareto para variáveis respostas no teste de efeitos.



i é corrente;  
t é o tempo de eletrólise;  
L é da função linear;  
Q da função quadrática.

Conforme a Figura 8, é possível verificar que a variação da corrente elétrica é a que apresenta maior influência nas variáveis respostas apresentadas, seguida do pH. O efeito da corrente elétrica, tanto na remoção de turbidez quanto na remoção de cor aparente, é significativo positivo, indicando que para faixas mais altas de corrente elétrica, os melhores resultados na remoção são obtidos, ou seja, que a faixa trabalhada de corrente elétrica para este estudo (de 0,05 A até 2 A) pode ser estreitada com valores mais altos, para melhores resultados de remoção. O mesmo ocorre para o pH, pois em ambas as variáveis resposta ele também apresentou efeito significativo positivo, o que leva a necessidade de diminuir a faixa trabalhada, porém aumentando os valores de pH. Esses valores devem ser aumentados até no máximo pH 10, pois segundo Liu, Zhao e Qu (2010) a coagulação decai acima de pH 10.

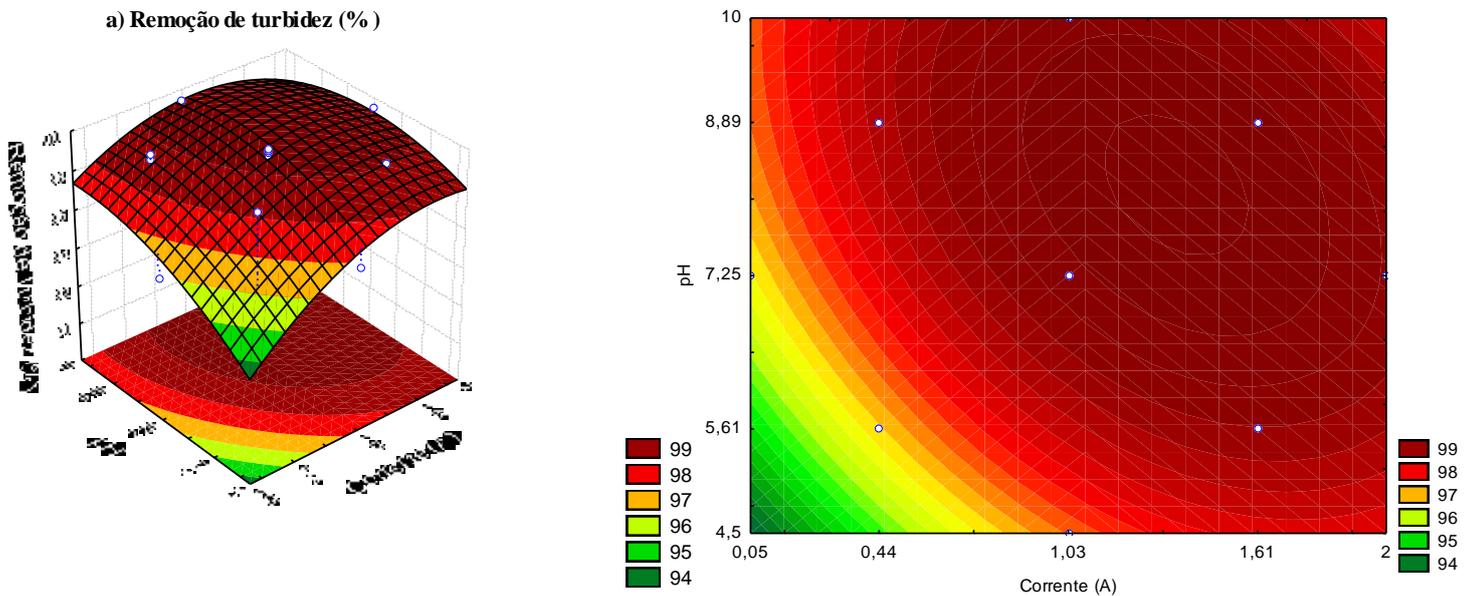
Para os parâmetros de pH final, temperatura final, consumo de energia e desgaste dos eletrodos além da influência da corrente elétrica e o pH o tempo também foi um fator, porém como o objetivo do trabalho é a remoção da turbidez foi levado em consideração outra variável resposta com correlação forte, e apenas a remoção de cor aparente que se deu na mesma proporção.

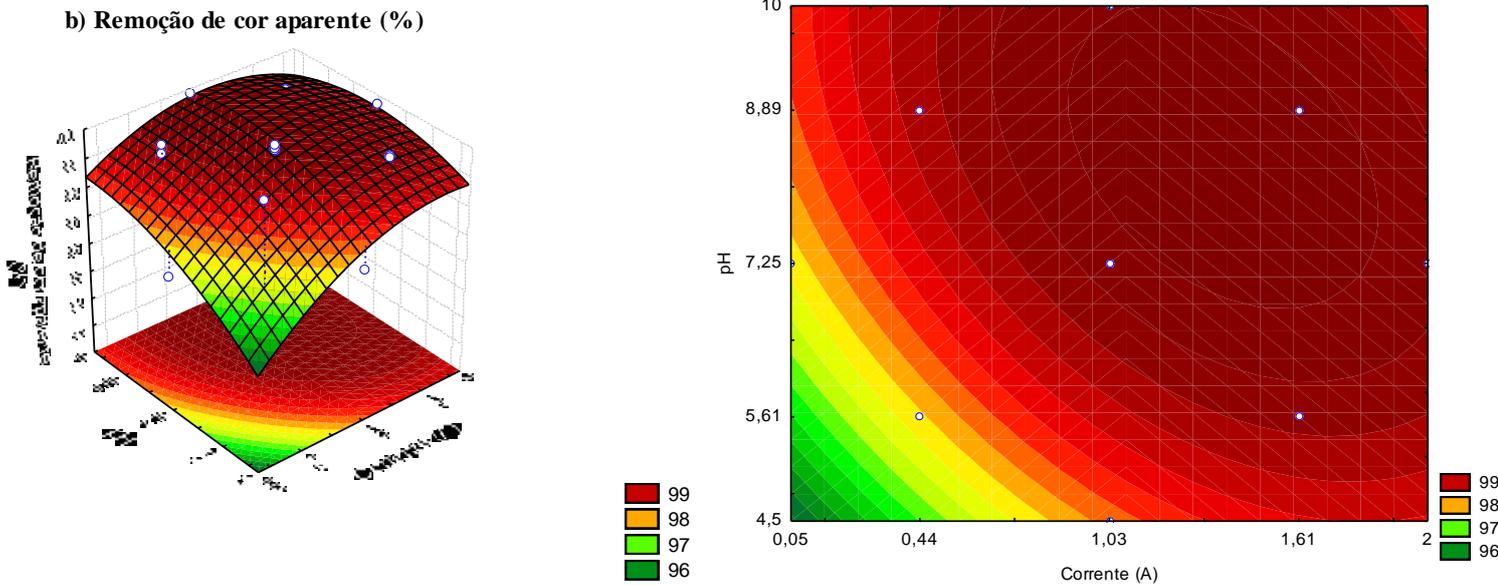
O tempo, como em ambas as variáveis não houve efeito significativo, para a estimativa de efeitos (DCCR 2<sup>3</sup>), a fim de verificar melhores condições de operação do

sistema de eletrocoagulação/flotação posterior e observado os maiores valores de remoção de turbidez, foi escolhido, conforme a Figura 9. A Figura 9 é a superfície gerada em função da corrente elétrica aplicada (A) e do pH para o tempo 0 (22min e 30 seg). A partir desta, foi escolhido apenas um tempo e com base na superfície resposta apresentada. É possível verificar que a corrente mais alta tem melhores resultados, bem como o pH também mais elevado, conforme as assertivas anteriormente discutidas.

Analisando as superfícies de resposta e os gráficos de contorno expressos na figura 9 é possível verificar que a mais alta remoção de turbidez e cor aparente, acima de 99%, se dá em corrente superior a 1,03 A e pH acima de aproximadamente 6 para ambas variáveis.

Figura 9 – Superfície de resposta para o tempo 0 (DCCR 2<sup>3</sup>) em função de pH e corrente elétrica.





Holt et al. (2002) utilizaram a técnica de eletrocoagulação para remoção de turbidez, onde a concentração inicial de argila era de 1,0g/L e a corrente fornecida ao sistema foi mantida em 0,5 A. Foram identificadas três fases: a lag (defasada), a fase reativa e a fase de estabilização. Na fase inicial (de lag) pouca ou nenhuma alteração na turbidez é observada (de 0 a aproximadamente 15 min), enquanto que na fase reativa (aproximadamente de 15 min a 30 min) a maioria da turbidez é removida, cerca de 95,00%. Com o passar do tempo a taxa de redução da turbidez diminui e eventualmente permanece acima de zero. Assim, Holt et al. (2002) identificaram que o que ocorre na fase reativa indica a agregação dos materiais pelo mecanismo de sorção (comparando com a troca de neutralização como no caso da coagulação química). Já na fase de estabilização, a precipitação do hidróxido de alumínio continua e decresce a turbidez indicando a varredura do mecanismo de coagulação. E em relação a corrente aplicada, quando ela é mais elevada (2 A) a redução do poluente ocorre em um tempo menor (1% de turbidez residual depois de 30 min), onde nota-se que o mecanismo de remoção é por flotação.

É possível comparar ao que foi obtido no estudo de Holt et al. (2002) com as variações ocorridas no ensaio de efeitos DCCR 2<sup>3</sup>, onde maiores correntes proporcionaram em um tempo de aproximadamente 20 min remoções superiores a 95% com corrente alta aplicada, identificando a fase reativa, atingindo o máximo das remoções de turbidez.

O pH mais elevado além de ser favorável na remoção de turbidez e cor aparente, também é essencial que seja aumentada a faixa devido a dificuldade observada em conseguir

estabilizar este abaixo de 5 devido as propriedades da própria bentonita sódica, pois esta apresenta pH (2g/100ml) de 7 a 11, ou seja, manter um pH entre esta faixa ou próximo é melhor para o tratamento, pois como apresentado na tabela 8, o pH esperado era de 4,5 e conseguiu atingir apenas 4,9, com adição de ácido clorídrico.

### 5.1.2 Delineamento experimental DCCR 2<sup>2</sup> para obtenção dos melhores resultados para eletrocoagulação/flotação

Para o DCCR 2<sup>2</sup> o tempo utilizado foi o de 20 minutos para todos os ensaios, visto que na variável resposta objeto deste estudo (remoção de turbidez) o tempo de eletrólise não teve efeito sobre o tratamento, bem como para cor aparente correlacionada com a turbidez. Para tal foi possível identificar que o tempo de 20 minutos era o suficiente para remoções de ambas as variáveis acima dos 99%, como apresentado na figura 8 e discutido no item anterior.

Com base no estudo de efeitos foram definidos os limites como apresentados na tabela 3 (capítulo 4) e gerada a matriz do DCCR 2<sup>2</sup> para obtenção das melhores condições de operação do reator de eletrocoagulação/flotação. Os limites das variáveis independentes são expressos na Tabela 9 pelas variáveis codificadas -1,41 e 1,41. A matriz está apresentada na tabela 9 juntamente com os valores reais aplicados aos testes.

Tabela 9 – Matriz do DCCR 2<sup>2</sup> com triplicata do ponto central e valores reais utilizados.

| Ensaio | Corrente elétrica aplicada (A) | pH    |
|--------|--------------------------------|-------|
| 1      | -1                             | 6,58  |
| 2      | 1                              | 6,58  |
| 3      | -1                             | 9,42  |
| 4      | 1                              | 9,42  |
| 5      | -1,41                          | 8,00  |
| 6      | 1,41                           | 8,00  |
| 7      | 0                              | 6,00  |
| 8      | 0                              | 10,00 |
| 9      | 0                              | 8,00  |
| 10     | 0                              | 8,00  |
| 11     | 0                              | 8,00  |

Assim como no DCCR anterior, para a água bruta produzida sinteticamente para realização dos testes foi adicionada a concentração de 2,35 g.L<sup>-1</sup> de bentonita sódica, 0,20 g.L<sup>-1</sup> de cloreto de sódio e após a correção de cada pH, os parâmetros expressos na Tabela 10, foram determinados e nela estão apresentadas as características iniciais da água bruta de cada ensaio.

Tabela 10 – Características da água bruta sintética para DCCR 2<sup>2</sup>.

| Ensaio | Turbidez inicial (uT) | Cor aparente inicial (uC) | pH   | Temperatura (°C) | Condutividade elétrica (µS.cm <sup>-1</sup> ) |
|--------|-----------------------|---------------------------|------|------------------|---|
| 1      | 549,00 (± 10,15)      | 5032,67 (± 56,86)         | 6,6  | 23,5             | 616,50 (± 0,52)                               |
| 2      | 549,00 (± 10,15)      | 5032,67 (± 56,86)         | 6,6  | 24,0             | 601,97 (± 0,40)                               |
| 3      | 549,00 (± 10,15)      | 5032,67 (± 56,86)         | 9,4  | 24,5             | 561,23 (± 2,01)                               |
| 4      | 549,00 (± 10,15)      | 5032,67 (± 56,86)         | 9,4  | 24,0             | 559,03 (± 1,80)                               |
| 5      | 561,33 (± 10,97)      | 5098,00 (± 95,58)         | 7,9  | 24,0             | 586,03 (± 1,29)                               |
| 6      | 561,33 (± 10,15)      | 5098,00 (± 95,58)         | 8,0  | 23,5             | 582,33 (± 0,45)                               |
| 7      | 539,33 (± 4,62)       | 4622,67 (± 49,41)         | 6,1  | 24,5             | 627,67 (± 2,66)                               |
| 8      | 539,33 (± 4,62)       | 4622,67 (± 49,41)         | 10,1 | 26,0             | 581,40 (± 4,93)                               |
| 9      | 575,33 (± 13,01)      | 5313,33 (± 42,25)         | 8,1  | 24,5             | 596,93 (± 1,17)                               |
| 10     | 559,00 (± 3,61)       | 5759,33 (± 86,49)         | 8,1  | 24,0             | 600,37 (± 1,77)                               |
| 11     | 559,00 (± 3,61)       | 5759,33 (± 86,49)         | 8,0  | 24,0             | 596,57 (± 1,21)                               |

Finalizado os ensaios, a tabela 11 foi gerada onde é possível constatar a eficiência da remoção da turbidez utilizando a eletrocoagulação/flotação, visto que as remoções são superiores a 99%, bem como para a cor aparente, o que é considerado satisfatório.

Tabela 11 – Valores obtidos com os ensaios realizados no planejamento experimental DCCR 2<sup>2</sup>.

(continua)

| Ensaio | Turbidez   |             | Cor aparente |             | pH final | Temperatura final (°C) | Condutividade elétrica final (µS.cm <sup>-1</sup> ) | Tensão (V) | Consumo de energia (Wh.m <sup>3</sup> ) | Soma do desgaste dos eletrodos (g) | Faraday (g) |
|--------|------------|-------------|--------------|-------------|----------|------------------------|---|------------|---|------------------------------------|-------------|
|        | Final (uT) | Remoção (%) | Final (uC)   | Remoção (%) |          |                        |   |            |   |                                    |             |
| 1      | 4,05       | 99,26       | 19,70        | 99,61       | 9,1      | 25,5                   | 544,87  | 12,62      | 4836,39                                 | 0,165                              | 0,129       |
| 2      | 3,35       | 99,39       | 17,10        | 99,66       | 9,2      | 29,5                   | 528,27  | 19,50      | 12025,00                                | 0,259                              | 0,207       |
| 3      | 3,79       | 99,31       | 18,90        | 99,62       | 9,4      | 26,5                   | 495,47  | 15,10      | 5788,33                                 | 0,169                              | 0,129       |
| 4      | 3,03       | 99,45       | 13,00        | 99,74       | 9,5      | 31,5                   | 497,47  | 24,64      | 15194,67                                | 0,311                              | 0,207       |
| 5      | 3,90       | 99,31       | 21,57        | 99,58       | 9,2      | 25,5                   | 553,23  | 12,53      | 4177,78                                 | 0,156                              | 0,112       |
| 6      | 3,30       | 99,41       | 16,17        | 99,68       | 9,5      | 30                     | 538,70  | 18,86      | 12573,33                                | 0,299                              | 0,224       |
| 7      | 3,41       | 99,37       | 19,73        | 99,57       | 9,0      | 27,5                   | 579,17  | 12,18      | 6091,67                                 | 0,226                              | 0,168       |

(conclusão)

|    |      |       |       |       |     |      |        |       |         |       |       |
|----|------|-------|-------|-------|-----|------|--------|-------|---------|-------|-------|
| 8  | 3,15 | 99,42 | 14,37 | 99,69 | 9,5 | 27,5 | 479,07 | 12,92 | 6458,33 | 0,220 | 0,168 |
| 9  | 3,26 | 99,43 | 14,93 | 99,72 | 9,5 | 27,5 | 536,43 | 14,03 | 7016,67 | 0,299 | 0,168 |
| 10 | 3,46 | 99,38 | 17,27 | 99,70 | 9,4 | 27,5 | 531,60 | 15,70 | 7850,00 | 0,226 | 0,168 |
| 11 | 3,24 | 99,42 | 12,90 | 99,78 | 9,4 | 27,8 | 557,97 | 17,62 | 8808,33 | 0,229 | 0,168 |

Tabela 12 – R<sup>2</sup> e f calculado e tabelado das variáveis respostas e modelos de regressão gerados pelo DCCR para superfícies resposta.

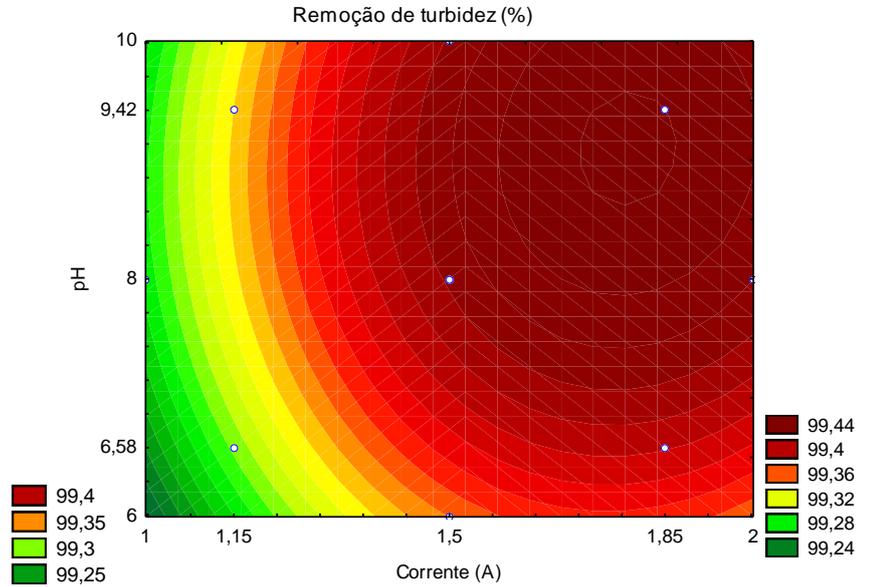
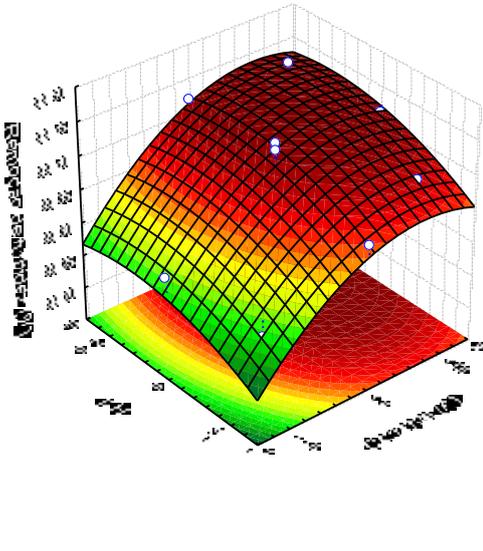
| Variável Resposta                                   | R <sup>2</sup> | F <sub>calculado</sub> | F <sub>tabelado</sub> * | Modelo de regressão  |
|---|----------------|------------------------|-------------------------|--|
| Remoção de turbidez (%)                             | 0,87866        | 7,24                   | 5,05                    | $RT (\%) = 99,411891798902 + ,052055640729582*i - ,03275281550728*i^2 + ,021691064871548*pH - ,015607347305659*pH^2 + ,002884031572556*i*pH$   |
| Remoção de cor aparente (%)                         | 0,87834        | 7,22                   | 5,05                    | $RCA (\%) = 99,73160531864 + ,039899855810634*i - ,04390596207448*i^2 + ,032729530869674*pH - ,04327971469541*pH^2 + ,016392899721815*i*pH$    |
| pH  | 0,95168        | 19,7                   | 5,05                    | $pH = 9,4316634219334 + ,060718136455957*i - ,040870389790768*i^2 + ,16184398585793*pH - ,096199598583082*pH^2 + ,0049999999999997*i*pH$       |
| Temperatura (°C)                                    | 0,91738        | 11,1                   | 5,05                    | $T (°C) = 27,597521529888 + 1,9238484491362*i + ,2338366627241*i^2 + ,37611895388782*pH + ,10808846092338*pH^2 + ,25*i*pH$                     |
| Condutividade elétrica final (μS.cm <sup>-1</sup> ) | 0,80359        | 4,1                    | 5,05                    | $CE (\mu S.cm^{-1}) = 542,08328985203 - 4,3995887766104*i - 3,3274704642288*i^2 - 27,750181790828*pH - 11,802899265597*pH^2 + 4,65*i*pH$       |
| Consumo de energia (Wh.m <sup>-3</sup> )            | 0,87984        | 7,3                    | 5,05                    | $ConE (Wh.m^{-3}) = 7883,181487695 + 3564,6896740024*i + 785,64178987264*i^2 + 581,5565195345*pH - 270,9225457018*pH^2 + 554,43055555556*i*pH$ |
| Desgaste dos eletrodos (g)                          | 0,86686        | 6,5                    | 5,05                    | $DE (g) = 0,25136396894097 + 0,054798525613701*i - 0,011832362297368*i^2 + 0,0059830495724777*pH - 0,0138946328069*pH^2 + 0,012275*i*pH$       |

\* Valores tabelados (Box, Hunter, Hunter, 2005): F regressão (5;5;95); F falta de ajuste (5;5;95).  
i é a representação da corrente elétrica (A)

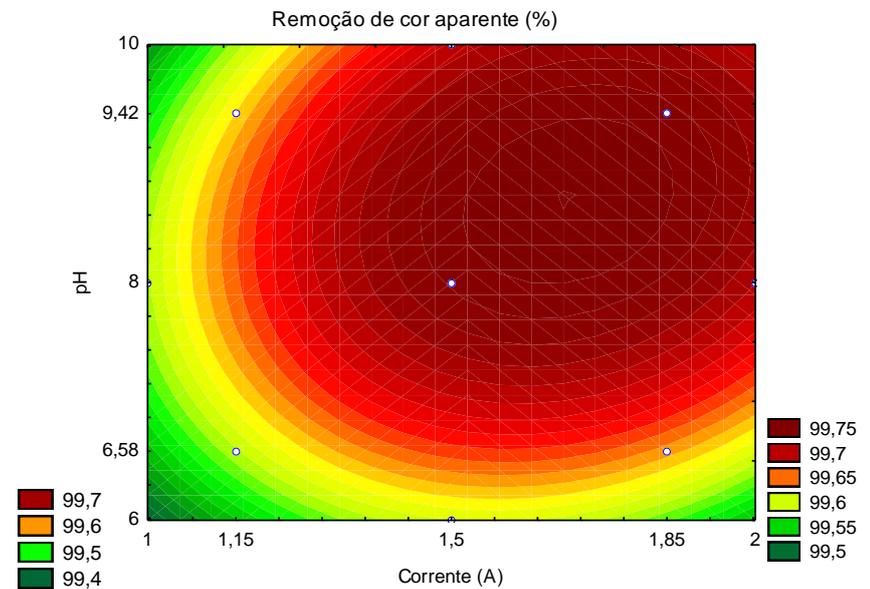
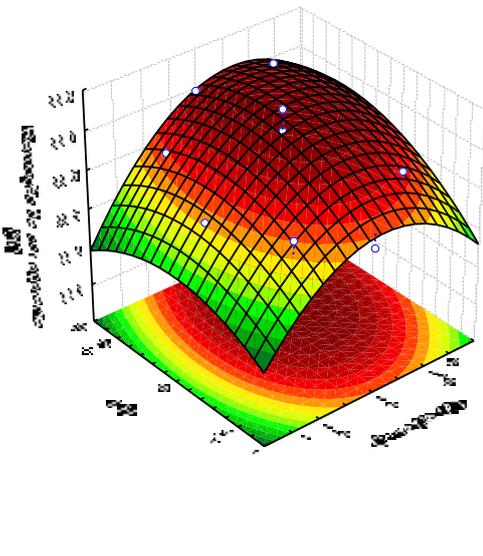
Para um intervalo de confiança de 95%, o teste F considera-se um modelo válido para gerar superfície, pois o F<sub>calculado</sub> é maior que o F<sub>tabelado</sub> nas variáveis respostas consideradas, exceto na condutividade elétrica, em que o R<sup>2</sup> também é o menor encontrado. Assim, as superfícies de resposta obtidas pelo software estão apresentadas na Figura 10. A superfície da condutividade elétrica é apenas apresentada, pois pode não representar o comportamento real do processo pelo modelo de regressão.

Figura 10 – Superfícies de resposta para os fatores de remoção de turbidez (a) e cor aparente (b), pH final (c), temperatura final (d), condutividade elétrica final (e), consumo de energia (f) e desgaste dos eletrodos (g).

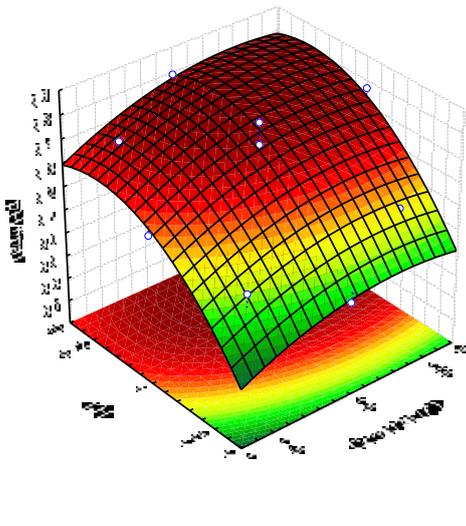
a) Remoção de turbidez (%)



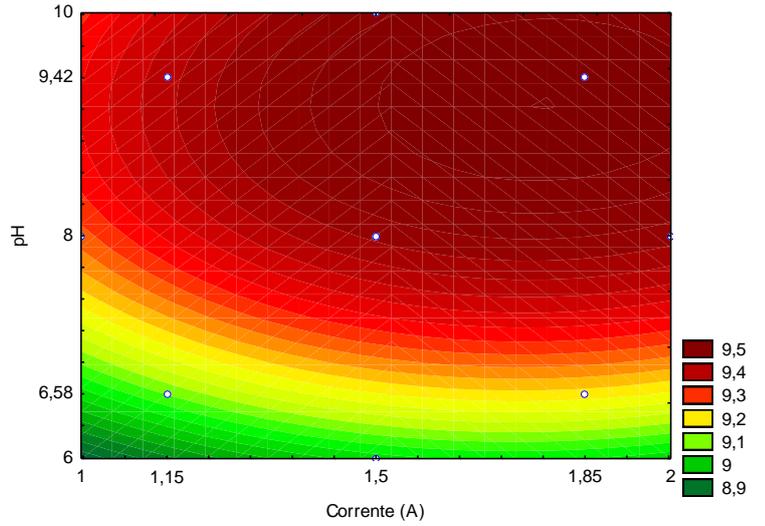
b) Remoção de cor aparente (%)



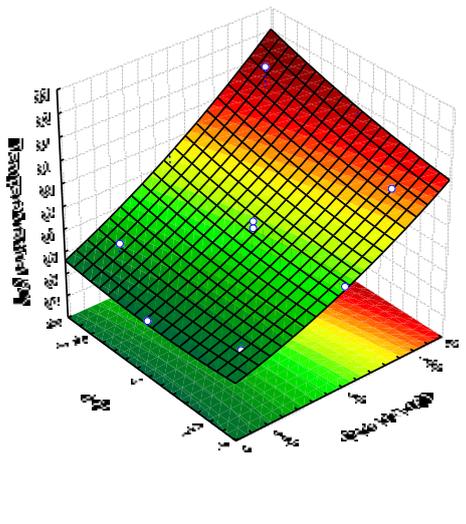
c) pH final



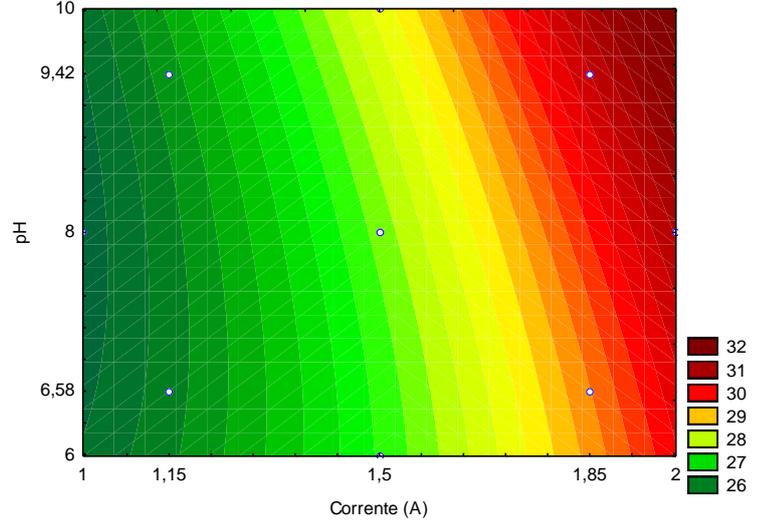
pH final



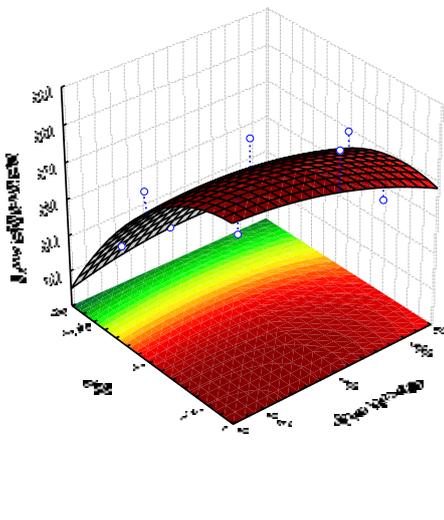
d) Temperatura final (°C)



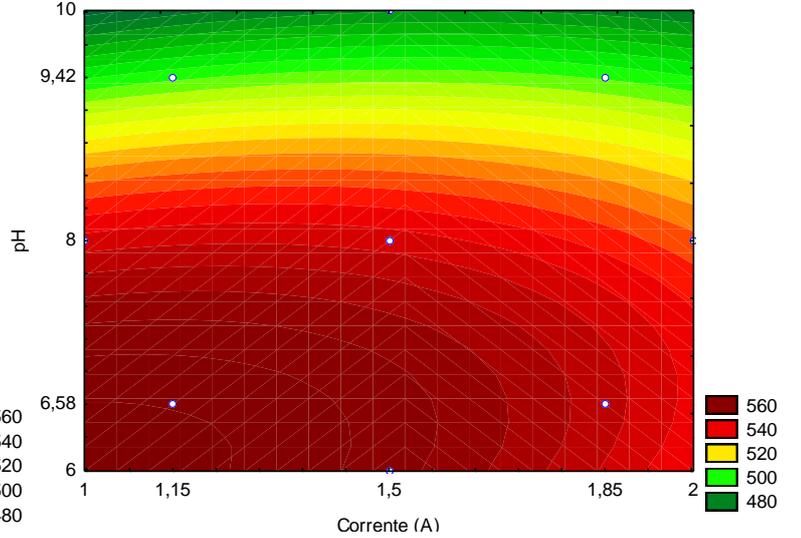
Temperatura final (°C)



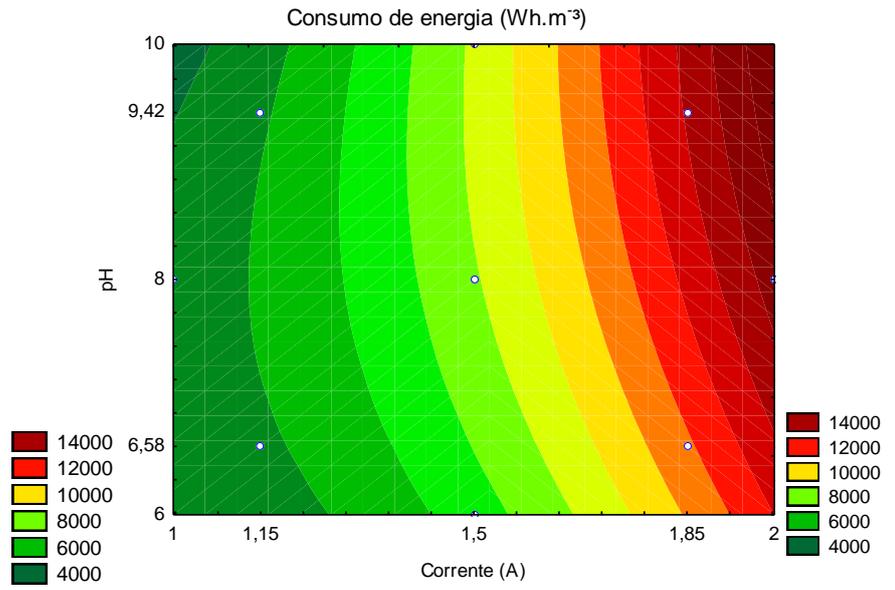
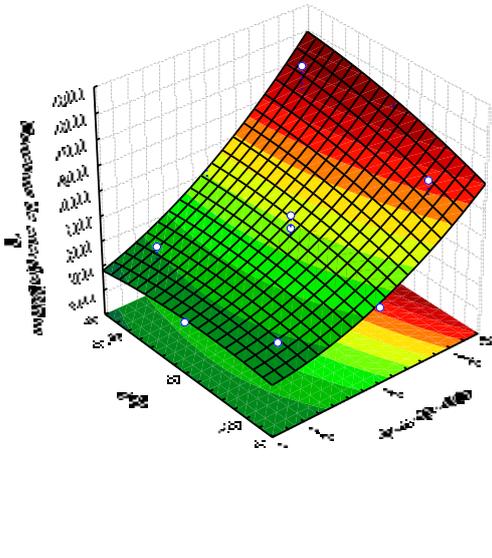
e) Condutividade elétrica final ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )



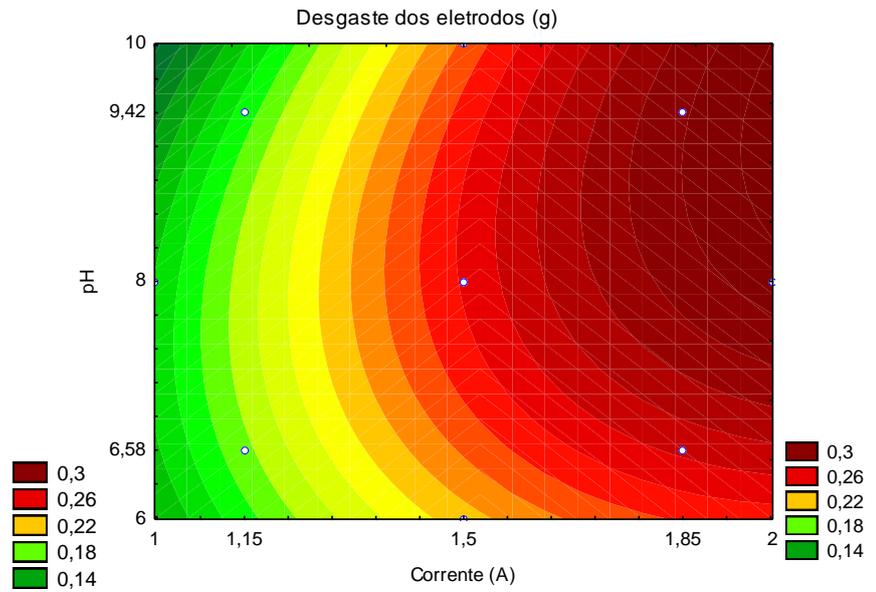
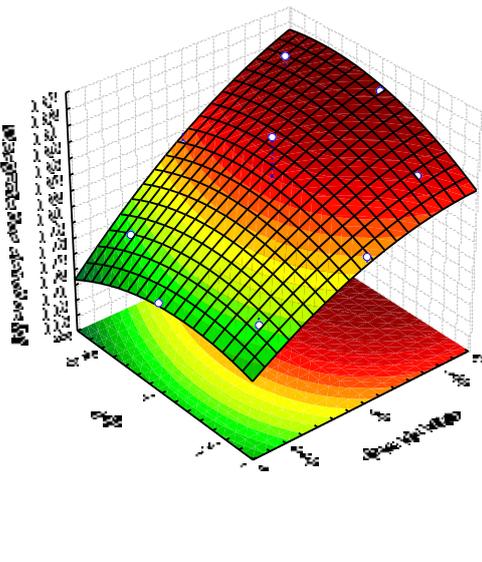
Condutividade elétrica final ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )



f) Consumo de energia (Wh.m<sup>-3</sup>)



g) Desgaste dos eletrodos (g)



Conforme a Figura 10, é possível prever que o sistema de eletrocoagulação/flotação tem em suas melhores configurações para remoção de turbidez, além do tempo de 20 min anteriormente definido (mais 10 min de repouso), o pH aproximadamente em 9 e a corrente elétrica em 1,85 A (Figura 10a).

A remoção de turbidez acima dos 99,44% apresentados na figura se deu em função do pH elevado de 9,42 e corrente elétrica também alta em 1,85 A. As mais elevadas remoções de cor aparente (99,7%) também estiverem próximas a corrente de 1,85 bem como o pH de 9,42 (Figura 10b).

Analisando a superfície obtida para pH final (Figura 10c), nas mesmas condições em que a remoção de turbidez ocorreu, em torno de 9,5, visto que o está pH de acordo da faixa aceitável pela PRC nº 5 de 2017, anexo XX, que varia de 6,0 a 9,5 para água de abastecimento, e considerando a resolução CONAMA 357/05 o limite aceitável para água ser utilizada no abastecimento seria de 6,0 a 9,0, portanto fora dos limites. A temperatura final nas mesmas condições observadas é elevada (aproximadamente 30 e 31 graus, Figura 10d), porém não considerada nas legislações consultadas para abastecimento.

A condutividade elétrica se deu mais baixa nos mesmos valores de altas remoções de turbidez, por consequência da menor adição de ácido clorídrico (HCl) utilizado para diminuir o pH da solução, pois o HCl gera íons livres, o que faz conduzir corrente elétrica.

O consumo de energia seria baixo caso o pH e a corrente elétrica fossem ambos mais baixos, porém a remoção da turbidez não seria atingida acima de 99%, nessas condições o consumo de energia se dá elevado. O desgaste dos eletrodos é demonstrado na mesma forma do consumo de energia, onde nas remoções mais altas de turbidez têm o desgaste mais alto, no entanto, pode-se inferir que seja devido a quantidade de coagulante requerida para o tratamento da água com a turbidez elevada, pois é através do “desprendimento” do metal da placa que o coagulante é gerado *in situ* fazendo com que o desgaste seja mais elevado.

Assim, as melhores condições definidas para a aplicação do sistema de ECF, com turbidez inicial de aproximadamente 550 uT foi o tempo de 20 min para eletrólise, a corrente elétrica de 1,85 A, o pH em 9 e após o tratamento, mais 10 min de repouso.

## 5.2 VERIFICAÇÃO DA APLICABILIDADE DA MELHOR CONDIÇÃO DO SISTEMA DE ECF VARIANDO TURBIDEZ

Para as melhores condições obtidas nos ensaios do DCCR 2<sup>2</sup> (de 20 minutos, corrente elétrica aplicada de 1,85 A e pH 9), foram realizados experimentos em triplicata, variando a concentração de bentonita sódica, para simular diferentes turbidez, onde as concentrações trabalhadas estão apresentadas na Tabela 13, bem como a média de turbidez que elas representam.

Tabela 13 – Características da água bruta de cada ensaio variando turbidez para aplicação do tratamento por ECF nas melhores condições de operação.

| <b>Ensaio</b> | <b>Concentração de bentonita (g/L)</b> | <b>Turbidez inicial média (uT)</b> | <b>Cor aparente inicial média (uC)</b> | <b>pH inicial</b> | <b>Temperatura inicial(°C)</b> | <b>Condutividade elétrica inicial média (µS/cm)</b> |
|---------------|--|------------------------------------|--|-------------------|--------------------------------|---|
| 1             | 0,2                                    | 53,30 (± 0,78)                     | 344,23 (± 5,02)                        | 9,0               | 21,16                          | 430,13 (± 4,37)                                     |
| 2             | 2,35                                   | 549,00 (± 3,61)                    | 5087,33 (± 55,18)                      | 9,0               | 22,83                          | 561,08 (± 3,27)                                     |
| 3             | 5                                      | 1480,00 (± 43,86)                  | 8878,44 (± 26,10)                      | 9,0               | 22,50                          | 698,71 (± 3,00)                                     |
| 4             | 7                                      | 2625,00 (± 47,70)                  | 19966,67 (± 133,17)                    | 9,0               | 22,67                          | 547,56 (± 3,21)                                     |
| 5             | 10                                     | 3416,67 (± 128,58)                 | 23360,00 (± 144,22)                    | 9,0               | 22,75                          | 922,40 (± 10,65)                                    |

Realizados os experimentos, os valores médios das triplicatas estão apresentados na Tabela 14, onde é possível afirmar que a condição encontrada para altas turbidez é satisfatória na remoção deste, visto que alcançaram remoção acima dos 99,00%, em que a mesma condição aplicada a uma turbidez de aproximadamente 50 uT não é satisfatória (91,28%), considerando as outras remoções acima de 99,00%. Porém, ainda que as remoção não ultrapassaram os 99,00% se enquadra na classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/05.

Tabela 14 – Determinação dos parâmetros avaliados nas melhores condições de tratamento por eletrocoagulação/flotação.

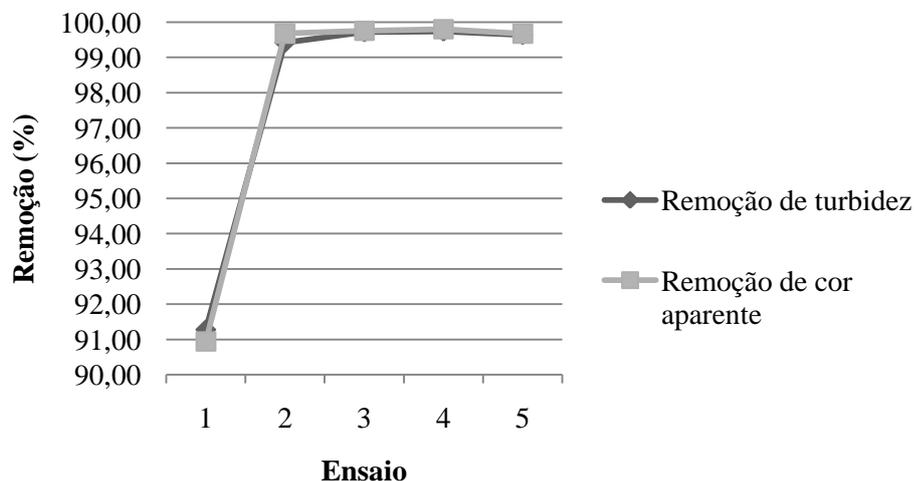
| Ensaio | Turbidez (uT)     |             | Cor Aparente (uC) |             | pH final | Temperatura final (°C) | Condutividade elétrica final (µS/cm) | Cloretos (mg/L)    | Alumínio residual (mg/L) | Tensão (V) | Consumo de energia (Wh/m³) | Soma do desgaste dos eletrodos (g) | SDT (mg.L <sup>-1</sup> ) |
|--------|-------------------|-------------|-------------------|-------------|----------|------------------------|--------------------------------------|--------------------|--------------------------|------------|----------------------------|------------------------------------|---------------------------|
|        | Final             | Remoção (%) | Final             | Remoção (%) |          |                        |                                      |                    |                          |            |                            |                                    |                           |
| 1      | 4,65<br>(± 0,42)  | 91,28       | 31,18<br>(± 2,27) | 90,94       | 8,91     | 29,00<br>(± 1,00)      | 390,96<br>(± 6,90)                   | 124,47<br>(± 0,55) | 32,21<br>(± 6,39)        | 23,78      | 14666,68<br>(± 1611,77)    | 0,306                              | 250,51                    |
| 2      | 3,17<br>(± 0,08)  | 99,42       | 16,08<br>(± 0,66) | 99,68       | 9,25     | 29,17<br>(± 0,76)      | 510,02<br>(± 1,79)                   | 139,36<br>(± 0,25) | 17,74<br>(± 3,49)        | 21,14      | 13039,07<br>(± 1162,90)    | 0,260                              | 326,41                    |
| 3      | 4,16<br>(± 0,36)  | 99,72       | 21,02<br>(± 2,13) | 99,76       | 9,42     | 27,83<br>(± 0,29)      | 632,76<br>(± 5,74)                   | 165,96<br>(± 0,16) | 14,29<br>(± 2,64)        | 17,57      | 10837,18<br>(± 596,03)     | 0,275                              | 404,96                    |
| 4      | 6,82<br>(± 0,54)  | 99,74       | 38,48<br>(± 3,38) | 99,81       | 9,48     | 28,17<br>(± 0,76)      | 516,68<br>(± 9,10)                   | 95,93<br>(± 1,74)  | 36,83<br>(± 0,67)        | 20,45      | 12608,78<br>(± 1499,11)    | 0,225                              | 330,67                    |
| 5      | 12,22<br>(± 0,82) | 99,64       | 74,50<br>(± 6,27) | 99,68       | 9,30     | 26,75<br>(± 0,35)      | 884,15<br>(± 7,47)                   | 210,28<br>(± 0,11) | 26,28<br>(± 12,27)       | 14,09      | 8688,83<br>(± 1264,54)     | 0,253                              | 565,86                    |

± representa o desvio padrão obtido.

O ensaio 1 foi realizado para constatar se a eficiência na remoção de turbidez obtida nas melhores condições seria também favorável a menores níveis de turbidez, porém apesar de a eficiência ser acima dos 90% não obteve resultados tão elevados como os outros ensaios com turbidez superior. A turbidez final em 4,65 uT não atende aos parâmetros do anexo XX da PRC nº05/17 para distribuição de água de abastecimento. Porém se considerado como pré-tratamento a aplicação da técnica de ECF esta se enquadra na classe 1 da Resolução CONAMA nº 375/05.

A cor aparente ocorreu na mesma proporção de remoção do que a turbidez em todos os ensaios, novamente destacando o ensaio 1 que atingiu apenas 90,94% de remoção, a correlação linear se deu em 0,99 demonstrando ser forte positiva, a Figura 11 demonstra a correlação. Ainda que as remoções de cor aparente foram satisfatórias, nenhum dos valores finais atingiu o VMP estabelecido pelo anexo XX da PRC nº05/17 para água de abastecimento, onde o limite é de 15 uC, e para classificar de acordo com a CONAMA nº 357/05 a cor aparente não é considerada e sim a verdadeira, que não considera a presença de partículas suspensas (LIBÂNIO, 2016).

Figura 11 – Gráfico da relação de remoção de turbidez e remoção de cor aparente.

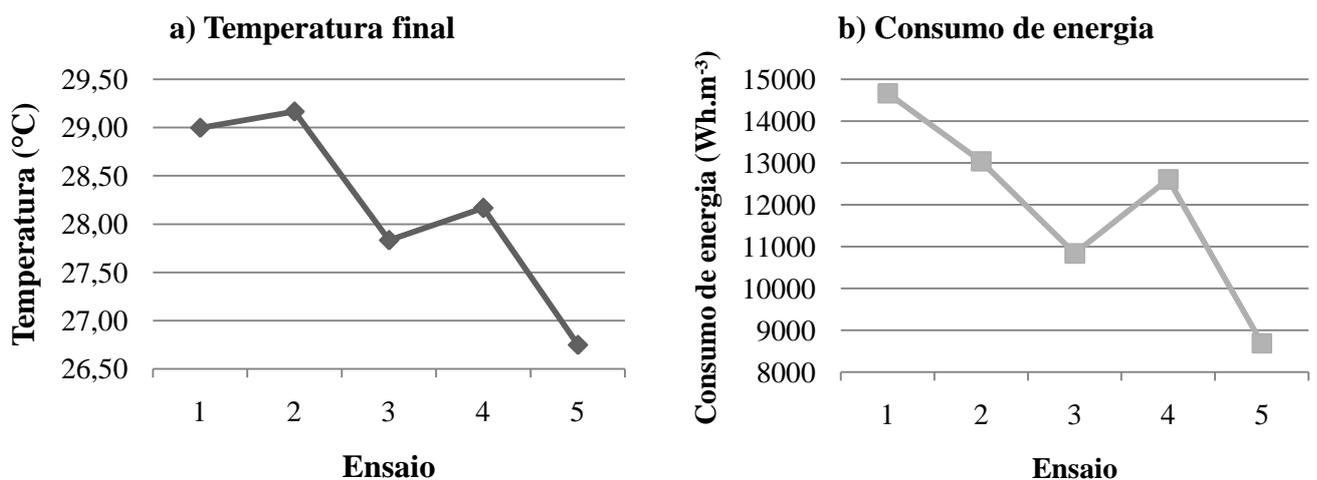


O pH também obteve um resultado diferente no ensaio 1 do que nos outros, pois foi somente ele que diminuiu do inicial, todos os outros ensaios obtiveram valores acima do pH 9 inicial, porém não ultrapassaram a faixa estabelecida de 6,0 a 9,5 no anexo XX da PRC nº05/17. Segundo Davila, Machuca e Marrianga (2011) condições alcalinas permitem a formação de íons como  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , mantendo as soluções alcalinas (pH acima de 7).

O consumo de energia foi o mais elevado no ensaio 1, pois a condição de operação do reator adaptada para remoções altas de turbidez superestimou a baixa concentração de bentonita e alta corrente fez com que a energia elétrica foi desperdiçada no aquecimento da solução (CHEN, 2004). Este aquecimento da solução elevou em aproximadamente 7,84 °C a solução destacando-se sobre os outros estudos com turbidez inicial mais elevadas, e resultou na diminuição da eficiência na remoção de turbidez nessa condição.

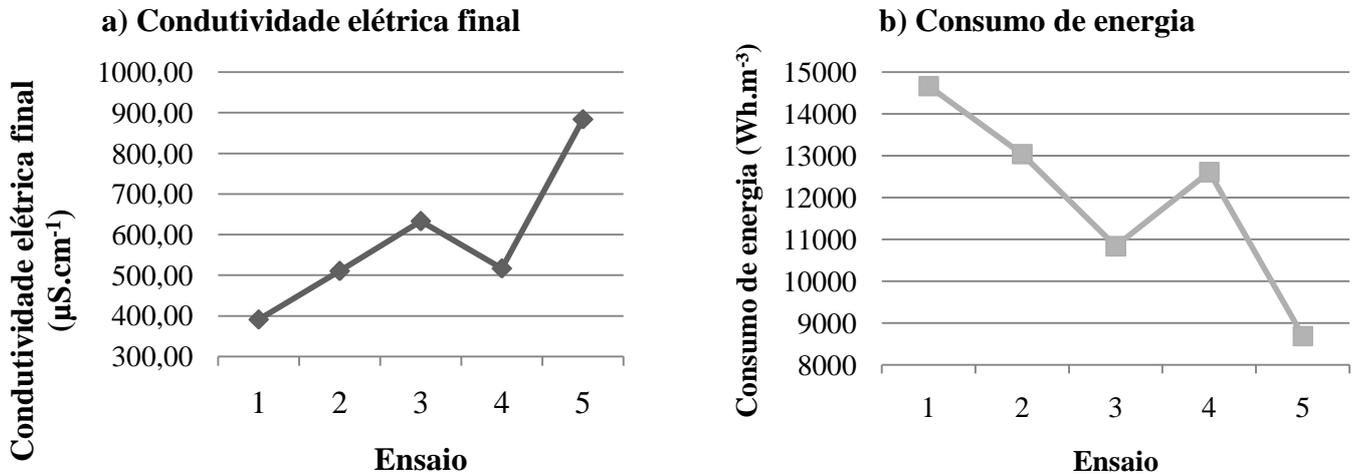
Em relação à temperatura a média geral de elevação foi de 5,8 °C ( $\pm 1,41^\circ\text{C}$ ) e tiveram correlação linear com o consumo de energia de 0,94, sendo esta forte positiva, demonstrando que quanto mais elevada a temperatura final foi o consumo de energia também foi maior, conforme a Figura .

Figura 12 – Relação entre temperatura final (a) e consumo de energia (b).



Considerando que os ensaios foram realizados com diferentes concentrações de bentonita, porém a mesma condição aplicada a cada teste, a condutividade elétrica de todos os ensaios obteve forte correlação linear negativa com o consumo de energia (-0,98). Esta correlação significa que quanto mais elevada for a condutividade elétrica da solução menor o consumo de energia, onde fica visível na Figura 13. A resistividade da solução tende a ser menor assim, fazendo com que as reações de dissociação dos eletrodos ocorram facilmente, atingindo toda solução provendo a coagulação e flotação das partículas e ocasionando o tratamento (GARCIA, 2002).

Figura 13 – Relação entre condutividade elétrica final (a) e consumo de energia (b).



A correlação linear com a temperatura também se deu forte negativa (-0,92) e a afirmativa anteriormente apresentada de Crespilho e Resende (2004) onde com a elevação da temperatura a condutividade também aumenta e faz com que diminua o consumo de energia elétrica foi observada parcialmente, pois a medida que a temperatura final foi mais baixa a condutividade elétrica mais elevada, porém a diminuição do consumo de energia foi constatada. Pode-se inferir que ocorreu o inverso do esperado devido à adição da bentonita sódica, de cloreto de sódio e do ácido clorídrico, pois em todos há presença de íons, que durante o tratamento dissociaram-se, mantendo alta condutividade (pouca variação em relação à inicial) e a temperatura influenciada pela alta corrente aplicada, mantendo relação contrária à condutividade elétrica.

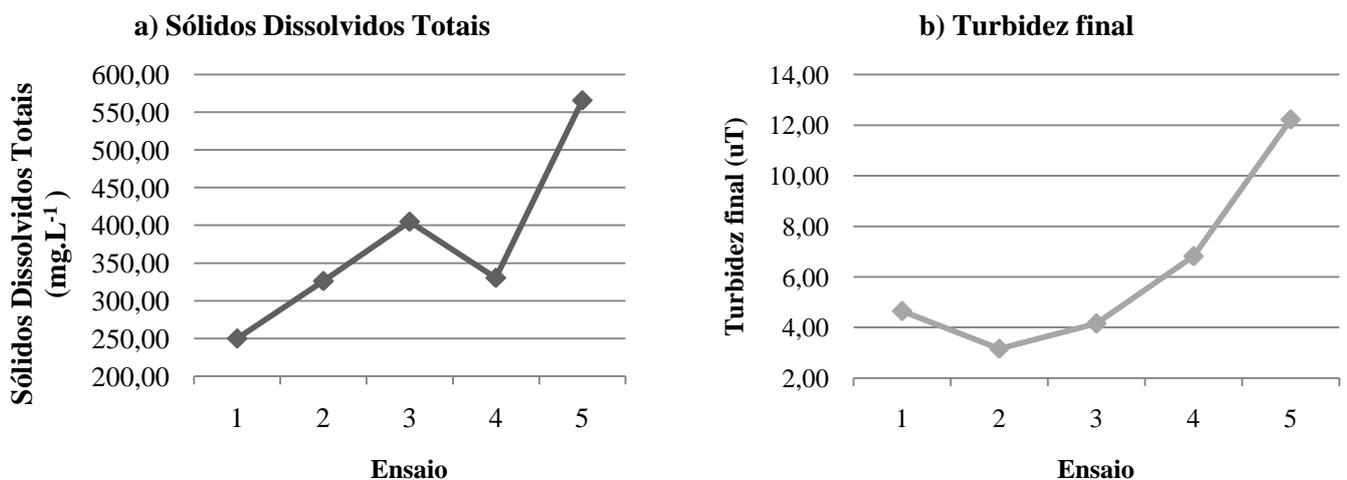
O ensaio 2 realizado foi composto pela mesma concentração de bentonita sódica (2,35 g.L<sup>-1</sup>) dos ensaios de efeito (DCCR 2<sup>3</sup>) e para obtenção das melhores condições do reator de ECF (DCCR 2<sup>2</sup>), em que é possível demonstrar que através da superfície resposta apresentada na Figura 10 a remoção de deuo em torno dos 99,44%, que era o esperados, pois onde foram selecionados os valores da corrente elétrica e do pH das melhores condições de operação.

Os ensaios 3 e 4 obtiveram remoções de turbidez 99,72% e 99,74%, respectivamente, demonstrando remoções superiores as admitidas nas melhores condições anteriormente obtidas, no entanto, como a turbidez inicial do ensaio 3 era de aproximadamente 1500 uT e do ensaio 4 de 2600 uT os valores apresentados pela turbidez final, de 4,16 uT ( $\pm 0,36$  uT) e de 6,82 uT ( $\pm 0,54$  uT) respectivamente, não condizem com o anexo XX da PRC n°05/17 para

abastecimento, porém assim como do ensaio 2 caracterizam-se como água de classe 1 segundo a Resolução CONAMA nº 357/05.

Todos os valores estimados de sólidos dissolvidos totais condizem com o anexo XX da PRC nº05/17 que permite até  $1000 \text{ mg.L}^{-1}$  destes sólidos na água de abastecimento. No entanto, observada a tabela 5 (capítulo 4), a determinação da Resolução CONAMA 357/05 é que nenhuma das classes ultrapasse  $500 \text{ mg.L}^{-1}$  de SDT para destinar a água ao abastecimento público. Assim, o único ensaio que não atende a esta legislação é o 5, onde a concentração é de  $565,86 \text{ mg.L}^{-1}$ . Nos outros ensaios o remanescente de SDT variou entre de 250,21 a  $404,96 \text{ mg.L}^{-1}$ . Sabendo que a turbidez é composta por partículas suspensas e coloidais a correlação entre SDT e turbidez final da água tratada é de 0,81, iniciando que positiva, onde um parâmetro estimula a elevação de outro, conforme demonstrado na Figura 14.

Figura 14 – Relação entre sólidos dissolvidos totais (a) e turbidez final (b).



Apesar dos altos valores de cloretos apresentados em todos os ensaios, estes estiveram dentro do que a legislação permite que é  $250 \text{ mg.L}^{-1}$ , os cloretos se deram de forma tão elevada devido a adição de NaCl para a elevação da condutividade, bem como HCl para correção de pH. É possível que essas soluções tenham sofrido reações químicas e se dissociado dos compostos, fazendo com que os cloretos fossem liberados. Além da adição de cloretos para elevar a condutividade também tem efeito positivo diminuindo a passivação do eletrodo, pois a passivação inibe a liberação de coagulante (LIU, ZHAO, QU; 2010)

O alumínio dissolvido presente na água tratada variou de 14,29 a  $36,83 \text{ mg.L}^{-1}$ , isso representa aproximadamente 100 vezes o permitido pelo anexo XX da PRC nº05/17 de

potabilidade que é de  $0,20 \text{ mg.L}^{-1}$ , bem como para enquadramento segundo a CONAMA nº 357/05, que é de apenas  $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$ . No entanto, não obteve correlação linear forte significativa com o desgaste dos eletrodos. Emanjomeh e Sivakumar (2009) ressaltam que diferentes espécies de alumínio podem ser existir, dependendo de fatores como: pH, temperatura da água durante o tratamento, o tipo de elementos orgânicos e inorgânicos na água bruta e condições de tratamento. Sendo assim, uma das causas pode ser a bentonita utilizada, pois em sua composição pode conter alumínio, como a caracterização da bentonita sódica no trabalho de Santos et al. (2002) que apresentou 17,82 (% em óxidos).

Segundo a lei de Faraday, apresentada na equação 11 que relaciona a corrente aplicada, tempo e o material utilizado nos eletrodos, nesse caso o alumínio, a perda de massa estimada para os eletrodos foi 0,207 g em todos os ensaios foi constatada um ligeiro aumento do valor estimado na Lei de Faraday, pois variaram de 0,225 a 0,306 g, oscilando de 8,70 a 47,82% respectivamente, no aumento. No entanto, pode-se dizer que a estimativa aproximou-se da observada, visto que os percentuais de elevação em relação a estimada não se deram em uma ordem de grandeza elevada.

Na tabela 15 estão apresentados os valores obtidos na estimativa do lodo gerado após o tratamento na variação de turbidez nas melhores condições de operação do reator, conforme a equação 17 (capítulo 3).

Tabela 15 – Características e estimativa de volume de lodo gerado nos ensaios variando turbidez.

| Ensaio | Altura de lodo flotado (cm) | Volume de lodo flotado ( $\text{cm}^3$ ) | Altura de lodo sedimentado (cm) | Volume de lodo sedimentado ( $\text{cm}^3$ ) | Volume total de lodo ( $\text{cm}^3$ ) | Estimativa de produção de sólidos (g de massa seca/ L de água tratada) | Massa de lodo seca ( $\text{g.L}^{-1}$ de água tratada) |
|--------|-----------------------------|--|---------------------------------|--|--|--|---|
| 1      | 2,43                        | 206,60                                   | 0,00                            | 0,00   | 206,60                                 | 0,048  | 0,89  |
| 2      | 2,07                        | 175,47                                   | 0,00                            | 0,00   | 175,47                                 | 0,225  | 2,60  |
| 3      | 2,40                        | 203,77                                   | 0,00                            | 0,00   | 203,77                                 | 0,433  | 4,98  |
| 4      | 2,90                        | 246,23                                   | 0,27                            | 22,64  | 268,87                                 | 0,632  | 6,45  |
| 5      | 1,30                        | 110,38                                   | 2,15                            | 182,55                                       | 292,92                                 | 0,752  | 9,02  |

Por meio dos valores apresentados na Tabela 15 é visível que o mecanismo de flotação predomina para turbidez simulada até aproximadamente 1500 uT (ensaio 3). Quando a

turbidez chega a aproximadamente 2600 uT (ensaio 4) o mecanismo predominante ainda é flotação, com uma pequena quantidade sedimentada, já quando o valor ultrapassa, chegando a aproximadamente 3500 uT (ensaio 5) a sedimentação é predominante. Com isso não foram realizados mais ensaios aumentando a turbidez, pois ficou evidente que o reator operando nessas condições não flotaria os poluentes coagulados com turbidez superior a 3500 uT e sedimentaria. Sendo assim, foi possível concluir que para as melhores condições deste estudo o mecanismo de flotação foi satisfatório na remoção de turbidez de até 2600 uT.

Segundo Liu, Zhao e Qu (2010) o que diferencia a flotação ou sedimentação do poluente coagulado é a densidade de corrente, pois em corrente baixa produz baixa densidade de bolhas levando a baixa condição de fluxo ascendente, favorecendo a sedimentação. Quando a corrente é elevada, a densidade das bolhas é aumentada e o fluxo ascendente é maior, favorecendo a flotação. Como a corrente utilizada nos tratamentos por ECF é elevada (1,85 A) a flotação foi favorecida pela quantidade de bolhas até a turbidez de 2600 uT, quando ultrapassada dessa faixa a densidade de bolhas gerada não foi capaz de flotar os poluentes dissolvidos, uma vez que por conter partículas sólidas a densidade desses se sobressaiu a capacidade de flotação, favorecendo a sedimentação.

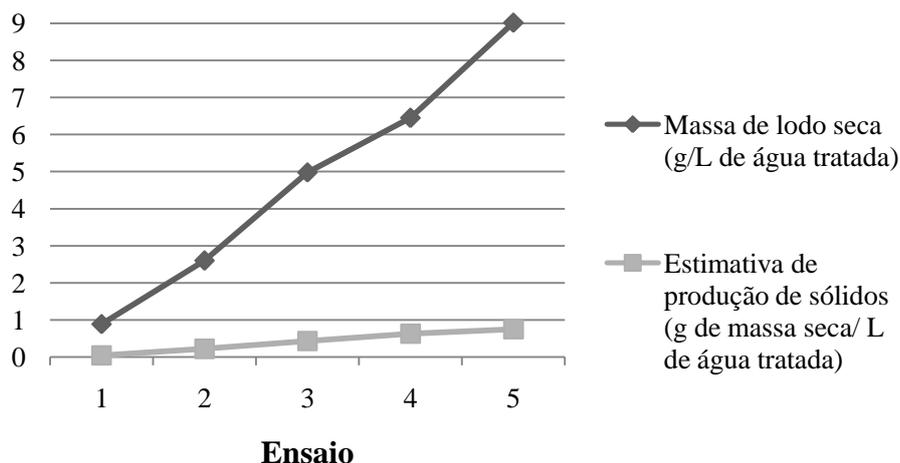
Através da estimativa de produção de sólidos por grama de massa seca de lodo (Equação 20) é possível comparar com a massa de lodo seca obtida nos ensaios, em que a correlação linear apresentada por elas é forte positiva (0,98), conforme a Figura 15, pois é sabido que quanto mais turbidez, que é ocasionada pela presença de sólidos suspensos e partículas diversas, maior vai ser a produção de lodo no tratamento para removê-la. No entanto, a quantidade estimada e a determinada diferiram nos ensaios 2, 3 e 4 e 5 em aproximadamente 10 vezes mais na determinada. Já no ensaio 1 foi elevado em aproximadamente 18 vezes à estimada.

Pode-se observar que a massa de lodo seca obtida nos ensaios é correspondente com a concentração de bentonita adicionada na água sintética (Tabela 13), com exceção do ensaio 1, que apresentou 0,89 g de massa seca por litro de água tratada, muito acima do adicionado na preparação da água (0,20 g.L<sup>-1</sup>), isso se deve a grande formação de hidróxido de alumínio, pois a corrente elétrica utilizada no tratamento foi alta (1,85 A) para tratar a turbidez baixa deste ensaio, o que gerou também uma quantidade elevada de alumínio dissolvido na água tratada (32,21 mg.L<sup>-1</sup>).

Para o ensaio 2 a massa de lodo seca também foi acima do adicionado de bentonita (2,35 g.L<sup>-1</sup>), que também condiz com a formação de uma camada de hidróxido de alumínio

juntamente com o lodo flotado. Enquanto os ensaios 3 e 4 com concentração inicial de bentonita de 5 e 7 g.L<sup>-1</sup>, respectivamente, e quantidade de massa seca de lodo correspondente a 4,98 e 6,45 g.L<sup>-1</sup>, obtiveram os maiores percentuais de remoção de turbidez (99,72% e 99,74%). Assim, pode-se afirmar que o residual de turbidez corresponde a quantidade de bentonita e hidróxidos dissolvidos remanescentes no ensaio 3, de aproximadamente 4,16 uT e no ensaio 4 de aproximadamente 6,82 uT. No ensaio 5 a massa seca (9,02 g.L<sup>-1</sup> de água tratada) foi inferior a concentração de bentonita adicionada (10,00 g.L<sup>-1</sup>), o leva a mesma conclusão de que a quantidade remanescente de bentonita e hidróxidos é o que mantém a turbidez de 12,22 uT na água tratada.

Figura 15 – Relação entre massa de lodo seca e a estimativa de produção de sólidos no lodo.



O Quadro 1 apresenta o enquadramento da água após tratamento por eletrocoagulação/flotação, conforme os VMPs dispostos na Tabela 5 (capítulo 4), para a utilização como pré-tratamento em ETAs ficando assim dependente dos tratamentos previstos na CONAMA n° 357/05 apresentados na Tabela 1 (capítulo 3) para abastecimento público. O quadro apresenta também quais ensaios estão de acordo com o anexo XX da PRC n°05/17 que estabelece a potabilidade da água para abastecimento.

Quadro 1 – Enquadramento dos ensaios de viabilidade de aplicação de ECF conforme a Resolução CONAMA nº 357/05 e PRC nº 05/17.

| Ensaio | Parâmetro                  | CONAMA <sup>1</sup> |          |          | PRC <sup>2</sup> |
|--------|----------------------------|---------------------|----------|----------|------------------|
|        |                            | Classe 1            | Classe 2 | Classe 3 |                  |
| 1      | Turbidez (uT)              | X                   |          |          |                  |
|        | pH                         | X                   |          |          | X                |
|        | SDT (mg/L)                 | X                   |          |          | X                |
|        | Alumínio dissolvido (mg/L) |                     |          |          |                  |
|        | Cloreto (mg/L)             | X                   |          |          | X                |
|        | Cor aparente (uC)          |                     |          |          |                  |
| 2      | Turbidez (uT)              | X                   |          |          |                  |
|        | pH                         |                     |          |          | X                |
|        | SDT (mg/L)                 | X                   |          |          | X                |
|        | Alumínio dissolvido (mg/L) |                     |          |          |                  |
|        | Cloreto (mg/L)             | X                   |          |          | X                |
|        | Cor aparente (uC)          |                     |          |          |                  |
| 3      | Turbidez (uT)              | X                   |          |          |                  |
|        | pH                         |                     |          |          | X                |
|        | SDT (mg/L)                 | X                   |          |          | X                |
|        | Alumínio dissolvido (mg/L) |                     |          |          |                  |
|        | Cloreto (mg/L)             | X                   |          |          | X                |
|        | Cor aparente (uC)          |                     |          |          |                  |
| 4      | Turbidez (uT)              | X                   |          |          |                  |
|        | pH                         |                     |          |          | X                |
|        | SDT (mg/L)                 | X                   |          |          | X                |
|        | Alumínio dissolvido (mg/L) |                     |          |          |                  |
|        | Cloreto (mg/L)             | X                   |          |          | X                |
|        | Cor aparente (uC)          |                     |          |          |                  |
| 5      | Turbidez (uT)              | X                   |          |          |                  |
|        | pH                         |                     |          |          | X                |
|        | SDT (mg/L)                 |                     |          |          | X                |
|        | Alumínio dissolvido (mg/L) |                     |          |          |                  |
|        | Cloreto (mg/L)             | X                   |          |          | X                |
|        | Cor aparente (uC)          |                     |          |          |                  |

<sup>1</sup> Refere-se a valores máximos permitidos para as diferentes classes de água doce estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005.

<sup>2</sup> Refere-se a valores máximos permitidos para água de abastecimento pela Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde, nº 05 de 2017, anexo XX.

Analisando os parâmetros apresentados no quadro 1 é possível verificar que, com exceção ao ensaio 5 para sólidos dissolvidos totais, os demais ensaios, após realizado o tratamento por eletrocoagulação/flotação enquadram-se no padrão de classe 1 pelos

parâmetros de turbidez, sólidos dissolvidos totais e cloretos e conseqüentemente nas classes 2 e 3 por serem menos restritivas. O ensaio 1 é o único dentre eles que se enquadra também na classe 1 pelo pH. Os outros ensaios com pH mais elevado são aceitáveis somente no anexo XX da PRC nº 05/17, ou seja, se caso após tratamento aplicado para distribuição de água potável essas determinações de pH não aumentarem, então é aceito para o tratamento de água.

Como já discutido sobre o alumínio dissolvido nenhum dos ensaios chegaram a valores aceitáveis, sendo todos eles acima do permitido. Enquanto a cor aparente é apenas considerada no anexo XX da PRC nº05/17 a resolução CONAMA considera a cor verdadeira, visto que a determinação desta não foi realizada, a cor aparente obtida nos ensaios não atende ao VMP do anexo XX da PRC nº05/17.

Assim, quando a técnica de eletrocoagulação/flotação for utilizada para pré-tratamento de água com elevada turbidez e as características apresentadas pela água após o tratamento se enquadrar no padrão de classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/05 ficará sujeita ao tratamento simplificado para prover água potável, porém observando o anexo XX da PRC nº05/17 para distribuição desta água.

Em estações de tratamento de água é um tratamento satisfatório em casos emergenciais, pois a técnica é capaz de remover faixas elevadas de turbidez apresentando valores acima de 99,00% de remoção de turbidez. Sendo assim, a adaptação de reatores utilizando a técnica de ECF para utilização em ETAs é um pré-tratamento promissor.

## 6 CONCLUSÃO

O reator de eletrocoagulação/flotação desenvolvido para o estudo com conexão monopolar em paralelo foi satisfatório na remoção de turbidez nas faixas de 50 a 3500 uT, apresentando remoções superiores a 90,00%. Entretanto, o mecanismo de remoção do poluente por flotação ocorreu na faixa de até 2600 uT, prevalecendo após essa condição, a sedimentação.

Por meio do delineamento experimental foi possível constatar que as variáveis independentes que mais influenciaram no tratamento para altos valores de turbidez foram a corrente elétrica aplicada e o pH, sendo assim, após execução do delineamento composto central rotacional (DCCR) 2<sup>3</sup> o tempo de 20 min foi determinando como suficiente para remoções de turbidez superiores à 99,00%. Então, executado mais um DCCR 2<sup>2</sup> para obtenção das melhores condições de operação do reator em estudo, assim a melhor condição determinada foi: tempo aplicado de 20 min, a corrente elétrica de 1,85 A e o pH corrigido para 9.

Através da análise das determinações de turbidez, SDT (com exceção do ensaio 5) e cloreto é possível afirmar que os demais ensaios realizados se enquadraram no padrão de classe 1, 2 e 3 segundo a Resolução CONAMA n° 357/05. Em relação ao pH apenas o ensaio 1 obteve o pH dentro da faixa considerada para todas as classes (de 6,0 a 9,0), e os outros ensaios apresentaram pH acima do permitido (aproximadamente 9,5), como também todos apresentaram valor de alumínio dissolvido acima do permitido não se enquadrando em nenhuma das classes. Assim, se a água tratada for enquadrada na classe 1 posterior ao pré-tratamento fornecido pela ECF o tratamento simplificado pode ser adotado, para que seja fornecida à água bruta condições de distribuição para rede de abastecimento público. Porém, sempre observando os outros parâmetros requeridos no anexo XX da PRC de n°05/17 para água de abastecimento.

O sistema de eletrocoagulação/flotação pode ser indicado como um bom pré-tratamento na eficiente da remoção de turbidez, auxiliando ETAs que captam água bruta em mananciais com altos níveis de turbidez.

## SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Testar o reator com variações dos materiais dos eletrodos, a fim de minimizar a quantidade de alumínio dissolvido.
- Verificar a composição exata do material que está sendo utilizado na simulação de água bruta, pois o alumínio dissolvido pode ter sido influenciado também pela bentonita sódica.
- Propor formas de reduzir o alumínio residual.
- Extrapolar as melhores condições de operação do sistema de ECF para aplicação em fluxo contínuo.
- Análise de custos com o processo (desgaste de eletrodos, gasto de energia, gasto de reagente para ajuste de pH e aumento de condutividade elétrica).
- Testes com as melhores condições de operação com amostras reais.

## REFERÊNCIAS

- ABUZAID, N. S.; BUKHARI, A. A.; AL-HAMOUZ, Z. M. Removal of bentonite causing turbidity by electro-coagulation. **Journal Of Environmental Science And Health, Part A**, v. 33, n. 7, p.1341-1358. Informa UK Limited: out. 1998  
<http://dx.doi.org/10.1080/10934529809376792>.
- AHMED, M. T. et al. Efficiency of a Pretreatment by Electrocoagulation with Aluminum Electrodes in a Nanofiltration Treatment of Polluted Water. **Procedia Engineering**, v. 33, p.465-474. Elsevier BV: 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.proeng.2012.01.1226>.
- ALAM, R.; SHANG, J. Q. Electrochemical model of electro-flotation. **Journal Of Water Process Engineering**, v. 12, p.78-88,. Elsevier BV: ago. 2016  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2016.06.009>.
- APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington: APHA – AWWA – WEF, 2012.
- AZRAGUE, K. et al. A new combination of a membrane and a photocatalytic reactor for the depollution of turbid water. **Applied Catalysis B: Environmental**, [s.l.], v. 72, n. 3-4, p.197-204, mar. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apcatb.2006.10.007>.
- BAGGA, A.; CHELLAM, S.; CLIFFORD, D. A. Evaluation of iron chemical coagulation and electrocoagulation pretreatment for surface water microfiltration. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 309, n. 1-2, p.82-93, fev. 2008. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2007.10.009>.
- BENNETT, A. Potable water: sustainable separation treatment. **Filtration + Separation**. 2006
- BITTENCOURT, C.; PAULA, M. A. de. **Tratamento de Água e Efluentes: Fundamentos de Saneamento Ambiental e Gestão de Recursos Hídricos**. 1 ed. São Paulo: Érica, 2014.
- BOX, G. E. P.; HUNTER, S; HUNTER, W G. **Statistics for Experimenters: design, innovation and discovery**. 2 nd ed. Wiley: New Jersey, 2005.
- BRASIL. **Lei número 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasil: Brasília. 2007.
- BRASIL. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017**. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Anexo XX. Do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.
- CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**. V. 38 P. 11 – 41. 2004

CHEN, G; HUNG, Y.T. Electrochemical Wastewater Treatment Processes. In: WANG,L. K; HUNG, Y. T; SHAMMAS, N. K. **Advanced Physicochemical Treatment Technologies**. Totowa, New Jersey: Humana Press Inc, 2007. Cap. 2. P 57 – 106.

COLLIN, C. **BioSand Filtration of High Turbidity Water**: modified filter design and safe filtrate storage. Jun, 2009. 154p. Dissertation (Master of Engineering in Civil and Environmental Engineering)-University of Sydney. 2009

CONAMA – Conselho Nacional Do Meio Ambiente. **Resolução nº 357 de 17 de Março de 2005**. Brasil: 2005.

CORNWELL, D, A. Water Treatment Plant – Residuals Management. In: LETTERMAN, R. D. (Ed.). **Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies**. American Water Works Association. 5. ed. s.l.: Mcgraw-Hill, Inc., 1999. Cap. 16. p. 913 - 963.

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

CUNICO, M. W. M, et al. Planejamento Fatorial: uma ferramenta estatística valiosa para a definição de parâmetros experimentais empregados na pesquisa científica. **Visão Acadêmica**, Curitiba, v.9, n.1, Jan/Jun, 2008. p. 23 – 32.

DAVILA, J.A.; MACHUCA, F.; MARRIANGA, N. Treatment of vinasses by electrocoagulation–electroflotation using the Taguchi method. **Electrochimica Acta** 56 (2011) 7433– 7436

DI BERNARDO, A. S. **Desempenho de Sistemas de Dupla Filtração no Tratamento de Água com turbidez elevada**. 2004. 301p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento)- Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

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

EMAMJOMEH, M.M.; SIVAKUMAR, M.; VARYANI. A. S. Analysis and the understanding of fluoride removal mechanisms by an electrocoagulation/flotation (ECF) process. **Desalination** 275 (2011). p.102–106. DOI:10.1016/j.desal.2011.02.032.

GARCIA, T. V. **Remoção de algas através da eletroflotação** - Tratamento eletrolítico seguido de filtração direta no tratamento de água de abastecimento. 2002. 98p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)- Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. **Processos de separação com membranas**. Rio de Janeiro: E-papers, 2006.

HAKIZIMANA, J. N. et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**. v. 404, fev. 2017a. p. 1–21 Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.011>.

HAN, M.; SONG, J.; KWON, A. Preliminary investigation of electrocoagulation as a substitute for chemical coagulation. **Water Science and Technology: Water Supply**. Vol. 2 No. 5–6. p. 73–76. IWA Publishing: 2002.

HEDLUND, K. F. **Adensamento de lodo de estação de tratamento de água**: comparação entre sedimentação e flotação. 2016. 152 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)– Universidade Federal de Santa Maria: Santa Maria, 2016.

HELLER, L; PÁDUA, V. L. de. **Abastecimento de água para consumo humano**. 2 ed. Belo Horizonte: Ed. da UFMG, 2010.

HOLT, P. K.; BARTON G. W.; MITCHELL C. A. The future for electrocoagulation as a localized water treatment technology. **Chemosphere**. p. 355–367. Elsevier: 2005.

HOLT, P. K., et al. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects* V. 211 p. 233\_/248. 2002

ILHAN, F. et al. Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 154, n. 1-3, p.381-389, jun. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.10.035>.

JIANG, J. et al. Laboratory study of electro-coagulation–flotation for water treatment. **Water Research** 36 (2002) p. 4064–4078.

JIMÉNEZ, C. et al. 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, set. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2012.07.005>.

KEMIA. **Eletrocoagulação e Eletrofloculação**. Disponível em: <<http://www.kemia.com.br/tecnologias-pt/eletrocoagulacao-e-eletrofloculacao>> Acesso em: 27 mai. 2018.

LEAL, F. C. T.; LIBÂNIO, M. Estudo da remoção da cor por coagulação química no tratamento convencional de águas de abastecimento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 7. Nº 3 - jul/set 2002 e Nº 4 - out/dez 2002, p.117-128.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 4 ed. São Paulo: Editora Átomo, 2016.

LIU, H.; ZHAO, X.; QU, J. Electrocoagulation in Water Treatment. In: COMNINELLIS, C.; CHEN, G. (Ed.). **Electrochemistry for the Environment**. New York,: Springer, 2010. Cap. 10. p. 245-262.

LOGSDON, G.; HESS, A.; HORSLEY, M.. Guide to Selection of Water Treatment Processes. In: LETTERMAN, R. D. (Ed.). **Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies**. American Water Works Association. 5. ed. s.l.: Mcgraw-Hill, Inc., 1999. Cap. 3. p. 136-161.

MANZ, D. H. **BioSand Water Filter Technology: Household Concrete Design.** Apr. 30, 2007.

MOLLAH, M. Y. et al. Electrocoagulation (EC)—science and applications. **Journal of Hazardous Materials B84** (2001) p. 29–41.

MOLLAH, M. Y.A. et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials B114** (2004) p.199–210

PAIVA, L. B. de; MORALES, A. R.; DÍAZ, F. R. V. Argilas organofílicas: características, metodologias de preparação, compostos de intercalação e técnicas de caracterização. **Cerâmica**, [s.l.], v. 54, n. 330, p.213-226, jun. 2008. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0366-69132008000200012>.

PATERNIANI, J. E. S.; MANTOVANI, M. C.; SANT'ANNA, M. R. Uso de sementes de Moringa oleifera para tratamento de águas superficiais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** v.13, n.6, p.765–771, 2009 Campina Grande, PB, UAEA/UFCG

PERALTA-ZAMORA, P.; MORAIS, J. L. de; NAGATA, N. Por que otimização multivariada?. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** Vol.10. Nº 2 – abr/jun 2005, p.106-110.

PHILIPPI JR., A.; MARTINS, G. Águas de Abastecimento. In: PHILIPPI JUNIOR, A. (Ed.). **Saneamento, Saúde e Ambiente: Fundamentos para um desenvolvimento sustentável.** Barueri: Manole, 2005. p. 117- 180.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento.** São Paulo: Blucher, 2009.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. de A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada.** São Paulo: Blucher, 1991.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. **Planejamento de experimentos e otimização de processos.** 3ª Ed. Campinas, SP: Casa do Espírito Amigo Fraternidade Fé e Amor. 2014.

SAHU, O.; MAZUMDAR, B.; CHAUDHARI, P. K. Treatment of wastewater by electrocoagulation: a review. **Environ Sci Pollut Res.** V. 21 p. 2397–2413. 2014

SANTOS, C. P. F. dos, et al. Caracterização e usos de argilas bentonitas e vermiculitas para adsorção de cobre (II) em solução. **Cerâmica** nº 48. Out/Nov/Dez: 2002 p. 178-182.

SANTOS, G. de O. S. et al. Electroflotation. In: **Electrochemical Water and Wastewater Treatment.** <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813160-2.00004-3>. Elsevier: 2018. p. 78-118.

OLIVEIRA, R. de; et al. Relação entre condutividade e sólidos totais dissolvidos em amostras de esgoto bruto e de lagoas de estabilização In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. Disponível em:< <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/brasil20/i-156.pdf>>. Acesso em: 29 jun. 2017.

- TAYLOR, J.S.; WIESNER, M. Membranes. In: LETTERMAN, R. D. (Ed.). **Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies**. American Water Works Association. 5. ed. s.l.: Mcgraw-Hill, Inc., 1999. Cap. 11. p. 629 - 699.
- TEIXEIRA-NETO, E.; TEIXEIRA-NETO, A. A. Modificação química de argilas: desafios científicos e tecnológicos para obtenção de novos produtos com maior valor agregado. **Quim. Nova**, Vol. 32, No. 3, p. 809-817, 2009.
- VIK, E. A. et al. Electrocoagulation of Potable Water. **Water Research**. V. 18 n. 11 p. 1355 – 1360. 1984.