



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO UTILIZANDO
PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO

RAQUELINE CALDAS DO NASCIMENTO

JOÃO PESSOA - PB

2018

RAQUELINE CALDAS DO NASCIMENTO

TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO UTILIZANDO PROCESSO DE
ELETROCOAGULAÇÃO

Trabalho de conclusão de curso apresentado
como parte integrante dos requisitos
necessários para a obtenção do grau de
Bacharel em Engenharia Ambiental pela
Universidade Federal da Paraíba.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Carmem Lúcia
Moreira Gadelha.

JOÃO PESSOA - PB

2018

N244t Nascimento, Raqueline Caldas do

Tratamento de água para consumo humano utilizando processo de eletrocoagulação/ Raqueline Caldas do Nascimento – João Pessoa, UFPB, 2018.

62f. il.:

Orientadora: Carmem Lúcia Moreira Gadelha.

Monografia (Curso de Graduação em Engenharia Ambiental)
Campus I - UFPB / Universidade Federal da Paraíba.

1. Processo eletroquímico 2. Planejamento fatorial 3. Eletrodos de alumínio 4. Clarificação da água. I. Título.

BS/CT/UFPB

CDU: 2.ed.504 (043.2)

FOLHA DE APROVAÇÃO

RAQUELINE CALDAS DO NASCIMENTO

TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO UTILIZANDO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado em 06/06/2018 perante a seguinte Comissão Julgadora:



Prof.^a Dr.^a Carmem Lúcia Moreira Gadelha (Orientadora)

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental – CT/UFPB

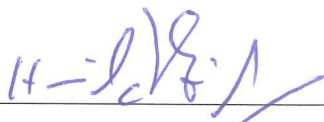
APROVADA



Prof.^a Dr.^a Aline Flávia Nunes Remígio Antunes

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental – CT/UFPB

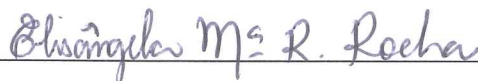
APROVADA



Prof. Dr. Hamílcar José Almeida Filgueira

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental – CT/UFPB

Aprovada



Prof.^a Dr.^a Elisângela Maria Rodrigues Rocha

Coordenadora do Curso de Graduação em Engenharia Ambiental

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, **Manoel Renato do Nascimento** e **Maria Alice Caldas**, responsáveis por todas as minhas conquistas, ele por ser meu maior incentivador, me encorajar e me ensinar o apreço pelos estudos, ela por me educar com firmeza, me apoiar nos momentos difíceis e me dar todo o amor necessário para que eu me tornasse a pessoa que sou. Amo vocês.

Aos meus irmãos, **Rosângela Caldas**, **Romeu Caldas**, **Raquel Caldas**, **Renata Caldas**, **Renato Caldas** e **Adeilza Caldas**, pelo apoio incondicional, carinho e amor, e por me darem as joias mais preciosas da minha vida, meus sobrinhos (Marcus Vinícius, Iury, Sofia, Murilo, Maria Eduarda e Anny Gabriele). Nossa união sempre será minha maior motivação. Amo vocês!

Ao meu noivo, **Caio Rodrigues**, por dividir comigo as lágrimas, os sorrisos, as conquistas, as noites de insônia, os dias de alegria, de cansaço, de sol e de chuva. Por me incentivar e não me deixar desistir. Pelo seu amor e companheirismo incondicionais. Te amo.

Aos meus melhores amigos, **Rafaella Baracho**, **Jaquiele Ferreira**, **Pedro Godeiro**, **Júlia Pazzini** e **Rômulo Fidelis** que mesmo distante, conseguiram se fazer presentes, sempre me incentivando a continuar e a manter o foco, oferecendo os melhores conselhos. Vocês me inspiram todos os dias!

Os meus sogros, **Judite Ferreira** e **José Acaci Rodrigues**, pelo carinho, acolhimento e amizade. Vocês são pessoas muito especiais.

Aos amigos de João Pessoa, **Cássio Nunes**, **Emanuelle Cláudia**, **Diego Félix**, **Tarcy Alves**, **Elayne Jéssica** e **Mauri Pereira**, que forasteiros assim como eu, dividiram comigo os melhores momentos nesta cidade, diminuindo a saudade de casa e tornando os dias mais leves.

A todos os amigos do curso de **Engenharia Ambiental**, pelo companheirismo e por dividirem comigo os anos especiais da faculdade.

Aos técnicos do LABSAM, **Romildo dos Anjos**, pela paciência em ajudar e por todo o conhecimento teórico e prático compartilhado. E a **José Dorivaldo** e **Elson Santos**, por toda a contribuição dada na realização dos experimentos.

À **Evanisa Dantas** e **Wamberto Costa**, pela amizade, disponibilidade e todo o carinho de sempre, e por viabilizarem a realização desse projeto durante a coleta das amostras.

À minha orientadora, professora **Dr.^a Carmem Gadelha**, por todos os ensinamentos, por me direcionar e fazer com que este trabalho fosse concluído com êxito.

Ao professor **Dr. Eridon Pereira**, por toda sua contribuição técnica na montagem e execução dos experimentos.

À banca examinadora, professor **Dr. Hamilcar José** e professora **Dr.^a Aline Flávia**, pela disponibilidade e atenção durante a defesa. Muito obrigada.

*“Tomara que as pessoas,
como os homens da ciência,
se preocupem com o mundo
e botem na consciência
que cada pequena ação
é sinal de inteligência.”*
(José Acaci Rodrigues)

RESUMO

Os processos eletroquímicos apresentam grande importância nos estudos de tratamento de água pelos seus aspectos positivos de operação, custos, vantagens quanto à utilização de áreas relativamente pequenas e a não adição de produtos químicos. O objetivo deste trabalho foi estudar a eficiência do emprego da eletrocoagulação na clarificação da água para consumo humano utilizando eletrodos de alumínio. Esse tratamento consiste em gerar espécies coagulantes *in situ* por oxidação eletrolítica do ânodo desencadeada pela corrente elétrica aplicada através dos eletrodos de sacrifício. Para isso, foram coletadas amostras de água natural do manancial superficial da Estação de Tratamento de Água de Marés da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA). Os experimentos foram realizados em um reator equipado com três eletrodos de alumínio com arranjo bipolar e ligação em série, conectados a uma fonte de corrente contínua de 12 V. A partir de testes preliminares foram realizados 11 experimentos com o reator, a partir de um planejamento fatorial 2^3 com ponto central. Variou-se então o tempo de eletrólise entre 10, 25 e 40 minutos, a condutividade elétrica entre 500, 1250 e 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e o pH entre 5, 7 e 9, mantendo-se a distância constante entre os eletrodos. Foram realizadas análises antes e depois do tratamento para avaliar o comportamento dos parâmetros cor, turbidez, pH e alumínio. Além disso, foi realizada a filtração da água tratada para remoção do residual de alumínio gerado. Foram observadas, em geral, eficiências de remoção maiores que 90 %, tanto para a cor quanto para a turbidez, enquadrando esses parâmetros dentro dos padrões de potabilidade exigidos. Com base nos experimentos foi possível obter as condições ótimas de tratamento para a clarificação da água, sendo essas condições atingidas para uma condutividade elétrica de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, um tempo de 40 minutos de eletrólise e um pH igual a 5, obtendo-se 93 % na remoção da turbidez. Para uma condutividade elétrica de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 40 minutos de eletrólise e pH igual a 9 chegou-se a 100 % na remoção de cor aparente e verdadeira.

Palavras-chave: processo eletroquímico, planejamento fatorial, eletrodos de alumínio, clarificação da água.

ABSTRACT

Electrochemical processes are of great importance in water treatment studies because of their positive aspects of operation, costs, advantages in using relatively small areas and the non-addition of chemicals. The objective of this paper was to study the efficacy of electrocoagulation in the clarification of water for human consumption using aluminum electrodes. This treatment consists in generating coagulating species *in situ* by electrolytic oxidation of the anode via an electrical current applied through the electrodes sacrifice. For this, raw water samples were collected from the surface spring of the Tidal Water Treatment Station of Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA). The experiments were performed in a reactor equipped with three aluminum electrodes with bipolar arrangement and series connection, connected to a source of direct current of 12V. From preliminary tests were performed 11 experiments with the reactor, starting from a 2^3 factorial planning with central point. There was variation of the electrolysis time from 10, 25 and 40 minutes, electric conductivity of 500, 1250 and 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, and pH of 5, 7 and 9, keeping the constant distance between the electrodes. Analyzes were performed before and after the treatment to evaluate the behavior of the parameters color, turbidity, pH and aluminum. In addition, the treated water was filtered to remove residual aluminum that was generated in the process. In general, removal efficiencies greater than 90% were observed for both color and turbidity, setting these parameters within the required potability standards. Based on experiments it was possible to get great conditions of treatment for water clarification, and these conditions met for electric conductivity of 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a time of 40 minutes of electrolysis and a pH equal to 5, obtaining 93 % in the removal of the turbidity. In the case of electric conductivity of 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 40 minutes electrolysis and pH equal to 9 it was reached 100 % removal of true color and apparent.

Key words: electrochemical process, factorial planning, aluminum electrodes, water clarification.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Detalhes do processo de eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio.	29
Figura 2 - Configuração dos eletrodos: a) eletrodo monopolar de conexão em paralelo; b) eletrodo monopolar de conexão em série; c) eletrodo bipolar de conexão em série.	33
Figura 3 - Barragem e reservatório de Marés no Município de João Pessoa - PB.	37
Figura 4 - Reator de eletrocoagulação em nível de bancada: a) Reator com sistema de eletrodos; b) Fonte de alimentação 12 V; c) Multímetro.	39
Figura 5 - Amostra de água natural do reservatório de Marés.	43
Figura 6 - Amostras de água natural (bruta) e após o processo de tratamento por eletrocoagulação, em ordem aleatória dos experimentos.	47
Figura 7 - Sistema de filtração: I) Camadas do leito filtrante; II) Filtração da água após tratamento por eletrocoagulação – a) reator; b) filtro.	51
Figura 8 - Etapa da análise de alumínio em balões volumétricos de 50 ml.	52
Figura 9 - Etapa da análise de alumínio após tratamento por eletrocoagulação, após a filtração e da espuma gerada.	53
Figura 10 - Gráfico de Pareto do processo de eletrocoagulação para a variável resposta cor verdadeira.	56
Figura 11 - Gráfico de Pareto do processo de eletrocoagulação para a variável resposta turbidez.	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Matriz do planejamento fatorial 2^3 com três pontos centrais.	36
Tabela 2 - Fatores e níveis utilizados no planejamento fatorial 2^3 com ponto central.	41
Tabela 3 - Matriz de fatores e níveis do planejamento fatorial 2^3 com três pontos centrais. ...	42
Tabela 4 - Caracterização da amostra de água natural do reservatório de Marés.	43
Tabela 5 - Resultados de remoção dos parâmetros cor (aparente e verdadeira) e turbidez após o processo de eletrocoagulação.	47
Tabela 6 - Concentração de alumínio após processos de decantação e filtração na Estação de Tratamento de Água de Marés.....	51
Tabela 7 - Relação entre condutividade elétrica, cloretos e corrente elétrica.	54
Tabela 8 - Eficiência de remoção dos parâmetros cor verdadeira e turbidez segundo o planejamento fatorial.	55

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Parâmetros e métodos utilizados para a caracterização da amostra de água natural.	
.....	37

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Remoção dos parâmetros cor aparente e turbidez através da eletrocoagulação. ...	44
Gráfico 2 - Remoção dos parâmetros cor verdadeira e turbidez após decantação na eletrocoagulação.	45
Gráfico 3 - Variação do pH para cada ensaio de eletrocoagulação.	48
Gráfico 4 - Comparação do residual de alumínio gerado no processo de tratamento por eletrocoagulação e no processo de tratamento convencional.	49
Gráfico 5 - Variação da concentração de alumínio de acordo com a filtração para o processo de eletrocoagulação.	52

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Ampere
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al	Alumínio
CAGEPA	Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CT	Centro de Tecnologia
DA	Doença de Alzheimer
DDP	Diferença de Potencial
EC	Eletrocoagulação
ETA	Estação de Tratamento de Água
EUA	Estados Unidos da América
LABSAM	Laboratório de Saneamento Ambiental
MS	Ministério da Saúde
NTU	Nephelometric Turbidity Unity
NBR	Norma Brasileira aprovada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas
OMS	Organização Mundial da Saúde
pH	Potencial Hidrogeniônico
PRC	Portaria de Consolidação
Pt-Co	Escala Platina-Cobalto
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
THM	Trihalometanos
UFPB	Universidade Federal da Paraíba
uH	Unidade Hazen
UNICEFE	Fundo das Nações Unidas para a Infância
USEPA	United States Environmental Protection Agency
uT	Unidade de Turbidez
V	Volts
VMP	Valor Máximo Permitido

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
1.1 Objetivos	19
1.1.1 Objetivo geral	19
1.1.2 Objetivos específicos	19
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	20
2.1 Qualidade da água para consumo humano	20
2.2 Tratamento de água para consumo humano	20
2.2.1 Coagulação-floculação	22
2.3 Características das águas naturais	23
2.3.1 Cor	23
2.3.2 Turbidez	23
2.3.3 Sólidos	23
2.3.4 Condutividade elétrica	24
2.3.5 pH	24
2.3.6 Cloretos	24
2.4 Problemas de saúde associados ao alumínio	24
2.5 Normas e Padrões de potabilidade	26
2.6 Processo eletrolítico	26
2.6.1 Eletrocoagulação (EC)	27
2.6.1.1 Fatores que influenciam no processo de eletrocoagulação	31
2.6.1.1.1 Corrente elétrica	31
2.6.1.1.2 Presença de NaCl	31
2.6.1.1.3 Efeitos do pH	32
2.6.1.1.4 Distância entre os eletrodos	32
2.6.1.1.5 Configuração dos eletrodos	33
2.7 Planejamento experimental	34
3 METODOLOGIA	35
3.1 Descrição geral da pesquisa	35
3.2 Planejamento fatorial do experimento	35
3.3 Coleta e caracterização da amostra	36
3.4 Metodologia analítica	37
3.5 Reator de eletrocoagulação	39

3.6 Planejamento experimental	40
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1 Análise da remoção dos parâmetros cor (aparente e verdadeira) e turbidez.....	44
4.2 Análise do parâmetro pH	47
4.3 Análise do parâmetro alumínio	49
4.3.1 Filtração das amostras tratadas após o processo de eletrocoagulação	50
4.3.2 Geração de espuma e residual de alumínio	53
4.4 Análise quanto à concentração de cloretos	54
4.5 Análise conforme o planejamento fatorial	55
5 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	58
REFERÊNCIAS	59

1 INTRODUÇÃO

A conservação dos recursos hídricos, por ser imprescindível à vida é, sem dúvidas, uma das questões mais discutidas da nossa sociedade. As alterações climáticas, o desenvolvimento das indústrias, o crescente conhecimento científico e a alteração dos padrões de vida suscitam a emergência de novos desafios no que se refere à qualidade da água destinada ao consumo humano (ROSALINO, 2011).

O ser humano necessita de água de qualidade adequada e em quantidade suficiente para atender suas necessidades, para proteção de sua saúde e propiciar o desenvolvimento econômico (BRASIL, 2004).

De acordo com o relatório da Organização Mundial da Saúde (OMS) e do Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF) em todo o mundo, cerca de três em cada dez pessoas - em um total de 2,1 bilhões - não têm acesso a água potável em casa, e seis em cada dez - ou 4,5 bilhões -carecem de saneamento seguro (WHO, 2017).

A poluição dos mananciais e a escassez de água são problemas sociais recorrentes e, logo, requerem uma solução imediata. A qualidade da água para consumo humano deve ser considerada, portanto, como fator essencial no desenvolvimento de ações dos serviços de abastecimento de água, quer públicos ou privados, de maneira que a distribuição ao usuário tenha todas as características determinadas pela legislação vigente (BRASIL, 2014).

Os mananciais superficiais com boas características físicas, químicas e microbiológicas estão se tornando cada vez mais escassos, em razão das diversas atividades humanas, tais como a eliminação de resíduos domésticos e industriais. Como consequência, tem ocorrido limitações dos tratamentos de água convencionais, mediante o uso de coagulantes inorgânicos, em obedecer aos padrões de potabilidade exigidos pelos órgãos reguladores. Esses desafios podem ainda resultar em maiores inconvenientes relacionados à qualidade da água, como o uso excessivo de produtos químicos, a geração de lodo e de odores.

Normalmente, são empregados para o tratamento da água coagulantes inorgânicos constituídos por sais de ferro e alumínio, como o sulfato do alumínio, o sulfato férrico e o cloreto férrico (BRATBY, 1980; CORAL et al., 2009; FEDALA et al., 2015). Porém, esses produtos, essenciais para alcançar os objetivos do tratamento da água, têm sido associados a diversos problemas de saúde. Diante disso, torna-se necessário o estudo de novas alternativas para o tratamento de água que sejam ao mesmo tempo eficientes, econômicos e sustentáveis.

Dentro desse contexto, a tecnologia eletrolítica, através da eletrocoagulação (EC), surge como uma metodologia viável capaz de atuar como potencializadora da coagulação convencional, ou mesmo capaz de substituir os tratamentos consagrados, por meio da utilização de processos de oxidação e redução com a formação de coagulantes a partir da passagem de uma corrente elétrica contínua, onde o elétron atuará como um reagente limpo e eficiente.

Nesse processo, o coagulante é produzido *in situ*, eliminando a necessidade da adição de substâncias químicas potencialmente prejudiciais à saúde. Sua utilização ainda apresenta como vantagens a não formação de odores, tempos curtos de detenção hidráulica do efluente e a fácil automatização (MAIA, 2014).

Os mecanismos para remoção de contaminantes incluem coagulação, eletro-oxidação, eletroflotação, precipitação, adsorção e sedimentação. Devido aos múltiplos processos que ocorrem simultaneamente em uma única unidade, a EC provou ser altamente eficaz na remoção de uma ampla gama de contaminantes da água potável (ADAPUREDDY; GOEL, 2012).

A escolha desse processo como método de tratamento foi motivada pela sua eficiência na remoção de poluentes, como sólidos suspensos, metais pesados, corantes e materiais orgânicos (HOLT, 2003), podendo conferir um resultado satisfatório para as características físicas da água, inclusive em níveis elevados de cor e turbidez, aliada à sua facilidade de instalação e operação.

Desta forma, o objetivo do trabalho foi aplicar o processo de eletrocoagulação, em escala de bancada, no tratamento de água para consumo humano, visando à sua clarificação em conformidade com a Portaria de Consolidação (PRC) nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX, do Ministério da Saúde, como uma alternativa à coagulação convencional.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a eficiência do processo de eletrocoagulação no tratamento de água para consumo humano utilizando eletrodos de alumínio.

1.1.2 Objetivos específicos

- Analisar a implicação do processo de eletrocoagulação na clarificação da água para consumo humano considerando os padrões de potabilidade da Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX, do Ministério da Saúde;
- Verificar o comportamento do pH;
- Determinar o residual de alumínio após o processo, considerando o limite estabelecido pela PRC nº 5 de 2017, Anexo XX e comparar com o residual do processo convencional de tratamento.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Qualidade da água para consumo humano

De maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de uma determinada água é função das condições naturais e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (VON SPERLING, 1995).

A preocupação com a qualidade da água consumida pelas populações não é recente. Métodos para melhorar o sabor e o cheiro de água potável foram registrados já em 4000 a.C. Dentre esses podem ser citados a fervura, a coagem, a exposição ao sol e a filtração através de leitos de carvão (USEPA, 1999).

Sob esse aspecto, o ponto de partida para se chegar a condição da água desejada é o atendimento a critérios de qualidade definidos por normas nacionais ou internacionais, representado no Brasil pela Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX, do Ministério da Saúde, que trata “Do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade” (BRASIL, 2017). Os padrões de potabilidade da água representam os valores máximos permitidos para cada um dos parâmetros estabelecidos e, portanto, a água distribuída deve estar em conformidade com esses padrões.

A obediência a esses critérios determina que a seleção da tecnologia de tratamento a ser adotada considere, além da qualidade da água a ser tratada, a própria característica da comunidade a ser beneficiada. Em muitos países em desenvolvimento, não há disponibilidade de recursos financeiros para construir estações de tratamento sofisticadas, levando os pesquisadores a difundirem tecnologias apropriadas, visando convertê-las em projetos realistas, econômicos e confiáveis (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999).

O controle de qualidade da água para consumo humano deve ser entendido como algo mais abrangente que a sistemática análise laboratorial de amostras de água. Assim, deve ser considerada como a adoção de boas práticas em todo o processo de produção e fornecimento de água para consumo, englobando a proteção de mananciais, a operação adequada da estação de tratamento, como também o controle de qualidade dos produtos químicos utilizados no tratamento da água (BASTOS et al., 2004).

2.2 Tratamento de água para consumo humano

No Brasil, a prática mais comum para o tratamento de águas superficiais é o processo convencional ou de ciclo completo. Contudo, existem também outros processos empregados em um número relativamente pequeno no País, tais como: filtração direta, filtração lenta, flotação e filtração em membrana (HELLER; PÁDUA, 2010). Dessa maneira, as estações de tratamento de água (ETAs) tomam posição de destaque pela função primária de adequar a água bruta ao padrão de potabilidade exigido pela legislação.

Heller e Pádua (2010) afirmam também que a técnica consagrada para o tratamento de águas superficiais, na maioria das situações, inclui as seguintes etapas:

- clarificação: destinada a remover sólidos presentes na água, ocorrendo nas etapas de coagulação/floculação, decantação e filtração;
- desinfecção: destinada a inativar microrganismos patogênicos;
- fluoretação: para prevenção da cárie dentária infantil;
- correção do pH: para controle da corrosão e da incrustação da água nas tubulações.

Pela definição da Norma Brasileira (NBR)12216 de 1992 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), floculadores são unidades para promover a agregação de partículas formadas na mistura rápida. As reações químicas que se iniciam nesta unidade possibilitam que as impurezas presentes na água possam se aglomerar, formando flocos na unidade de floculação, tendo por finalidade condicionar a água que será encaminhada aos decantadores da ETA, aumentando o tamanho das partículas (HELLER; PÁDUA, 2010).

A NBR 12216/1992 também define decantadores como unidades destinadas à remoção de partículas presentes na água, pela ação da gravidade. A decantação é uma das técnicas mais antigas e simples de clarificação da água, facilitando a sedimentação das impurezas no fundo da unidade, e resultando na clarificação do sobrenadante (HELLER; PÁDUA, 2010).

Segundo ainda a NBR 12216/1992 filtros rápidos são unidades destinadas a remover partículas em suspensão formadas no processo de floculação. A etapa da filtração é a última barreira contra as impurezas da água, e é responsável por reter as partículas que não foram removidas na decantação, sendo um sistema capaz de corrigir falhas de processos anteriores.

A desinfecção da água tem caráter corretivo e preventivo. No primeiro caso, objetiva-se a eliminação de organismos patogênicos que possam estar presentes na água, incluindo bactérias, protozoários e vírus. Por outro lado, é mantido um residual do desinfetante na água fornecida à população, para atuar preventivamente, caso ocorra alguma contaminação na rede de distribuição, e indicar a qualidade da água distribuída (HELLER; PÁDUA, 2010).

2.2.1 Coagulação-floculação

O processo de coagulação envolve a aplicação de produtos químicos que realizam alterações físico-químicas de partículas coloidais presentes na água, caracterizada principalmente por cor e turbidez, desestabilizando-as e produzindo partículas que possam ser removidas em seguida por um processo físico de separação, usualmente a decantação (BRATBY, 1980; RICHTER, 2009; FEDALA et al., 2015)

A coagulação, que ocorre na unidade de mistura rápida, tem a finalidade de reduzir as forças que mantêm separadas as partículas em suspensão. Já a floculação, também chamada de mistura lenta, promove colisões entre as partículas previamente desestabilizadas na coagulação, formando partículas maiores, visíveis a olho nu: os flocos (RICHTER, 2009).

O processo de mistura rápida inclui a adição de coagulantes químicos, a saber: coagulantes de alumínio (sulfato de alumínio, cloreto de alumínio), e coagulantes de ferro como: sulfato férrico, sulfato ferroso, cloreto férrico (BRATBY, 1980; YIN et al., 2010).

O sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) em solução é um ácido. Ao ser adicionado a uma água, com alcalinidade natural suficiente, ocorre uma reação química e a formação de uma substância gelatinosa insolúvel, o hidróxido de alumínio - $Al(OH)_3$ - (RICHTER, 2009). O hidróxido de alumínio está carregado positivamente e, assim, consegue neutralizar as impurezas coloidais carregadas negativamente presentes na água. O resultado é que as partículas de sujeira sofrem uma aglutinação e se unem ao $Al(OH)_3$, formando flocos sólidos de tamanho maior. A solubilidade do $Al_2(SO_4)_3$ é função do pH e é mais baixa em pH entre 5 e 7. Fora dessa faixa, é impraticável a sua coagulação (RICHTER, 2009).

A principal fonte de recursos hídricos empregados para o abastecimento público são mananciais superficiais cuja qualidade da água, na maioria das vezes, apresenta-se degradada. Nestas condições, a utilização de agentes coagulantes tradicionais à base de sais inorgânicos, como os de alumínio, para o tratamento da água podem não ser eficientes e, ainda, requerem rígido controle sobre o residual de alumínio na água potável destinada ao consumo humano (BONGIOVANI et al., 2010).

Embora, no geral, a eficácia desses produtos químicos como coagulantes seja bem reconhecida, existem desvantagens associadas aos seus usos, como custos de aquisição relativamente altos, efeitos prejudiciais à saúde humana, produção de grandes volumes de lodo e o fato de que eles afetam significativamente o consumo da alcalinidade do meio da água tratada, acarretando custos adicionais com produtos químicos utilizados na correção do pH.

2.3 Características das águas naturais

Os diversos componentes presentes na água e que alteram o seu grau de pureza podem ser retratados, de maneira ampla e simplificada, em termos das suas características físicas, químicas e biológicas. Estas características podem ser traduzidas na forma de parâmetros de qualidade da água (VON SPERLIG, 1995).

2.3.1 Cor

A cor da água é produzida pela reflexão da luz em partículas minúsculas, denominadas coloides, finamente dispersas, de origem predominantemente orgânica e dimensão inferior a 10 μm . Pode também ser resultado de compostos químicos como ferro e manganês, sendo classificada em cor aparente, representada por matéria dissolvida mais a parcela em suspensão, e cor verdadeira, devido somente a presença de matéria dissolvida. A importância ambiental da cor como parâmetro de qualidade é a perspectiva de formação de produtos potencialmente cancerígenos (trihalometanos – THM), como consequência da cloração de águas coloridas (LIBÂNIO, 2010).

2.3.2 Turbidez

A turbidez da água ocorre devido à presença de materiais sólidos em suspensão que reduzem a sua transparência. A remoção de turbidez é fundamental para se adquirir uma boa eficiência de desinfecção, já que os micro-organismos utilizam as partículas suspensas como escudo contra os agentes desinfetantes (VON SPERLIGN, 1995), sendo assim, um indicador sanitário de padrão de aceitação da água para o consumo humano.

2.3.3 Sólidos

Os sólidos presentes na água podem estar distribuídos da seguinte forma: em suspensão (sedimentáveis e não sedimentáveis) e dissolvidos (voláteis e fixos). Sólidos em suspensão são as partículas passíveis de retenção por processos de filtração. Sólidos dissolvidos são constituídos por partículas de diâmetro inferior a $10^{-3} \mu\text{m}$ e que permanecem em solução mesmo após a filtração. A entrada de sólidos na água pode ocorrer de forma

natural devido a processos erosivos, organismos e detritos orgânicos ou antropogênica em consequência do lançamento de lixo e esgotos (BRASIL, 2014).

2.3.4 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica indica a capacidade da água natural de transmitir corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions. Vincula-se ao teor de salinidade, sendo relevante em regiões suscetíveis a elevadas taxas de evaporação e baixa intensidade pluviométrica. Também pode ser um indicador de eventual lançamento de efluentes por relacionar-se à concentração de cloretos e sólidos dissolvidos totais - SDT - (LIBÂNIO, 2010).

2.3.5 pH

Consiste na concentração dos íons H^+ nas águas e representa a intensidade das condições ácidas ou alcalinas da água. O pH talvez seja o parâmetro de maior frequência de monitoramento na rotina operacional das estações de tratamento de água, pela sua interferência em diversos processos e operações unitárias inerentes à potabilização: da aplicação dos coagulantes (influenciando na solubilidade do sulfato de alumínio) ao processo de desinfecção química (LIBÂNIO, 2010).

2.3.6 Cloretos

Os cloretos, geralmente, provêm da dissolução de minerais ou da intrusão de água do mar, e ainda podem advir dos esgotos domésticos ou industriais. Em altas concentrações, conferem sabor salgado à água ou propriedades laxativas (BRASIL, 2014).

2.4 Problemas de saúde associados ao alumínio

Nas últimas décadas, a preocupação central no tratamento de água para consumo humano deixou de ser apenas a sua qualidade microbiológica, passando a englobar também a qualidade química, a partir do conhecimento dos efeitos da exposição a substâncias químicas na saúde humana (ROSALINO, 2011).

Produtos químicos são largamente utilizados como coagulantes no tratamento da água para facilitar a remoção das impurezas nela contidas. A dosagem deles é determinada em laboratório em função da qualidade da água natural, por meio de testes de bancada empregando o *Jar Test*. À medida que a qualidade da água afluenta à ETA sofre variação, o mesmo ocorrerá com a dosagem do coagulante, podendo ser gerado um excedente do produto no sistema, e o mesmo ser carregado para a água distribuída.

O uso extensivo do sulfato de alumínio tem sido discutido devido à presença de alumínio (Al) remanescente na água tratada e no lodo gerado ao final do processo. Muitas vezes, em concentrações bastante elevadas, a disposição desse lodo no solo pode acarretar em possíveis contaminações (CORAL; BERGAMASCO; BASSETTI, 2009).

Segundo Srinivasan, Viraraghavan e Subramanian (1999), o alumínio residual consiste em espécies dissolvidas e particuladas, em que o particulado pode ser facilmente removido por operação eficiente de instalações de separação de líquidos-sólidos, como os filtros.

Driscoll e Letterman (1988) constataram que a entrada de alumínio na estação de tratamento do Condado Metropolitano de Água de Onondaga (MWB) em Oswego, Nova York, foi associada à adição de sais inorgânicos e este Al foi, na sua maior parte (89%), removido por filtração e retrolavagem. No entanto, 11% da entrada de Al (através de água bruta e do sulfato de alumínio) na instalação de tratamento foram perdidos com a água tratada. No Brasil, a principal fonte de alumínio na água de consumo humano é proveniente do uso de sulfato de alumínio como coagulante no tratamento da água (OLIVEIRA; BARROS; FRANCO JÚNIOR, 2014).

Uma revisão realizada por Flaten (2001) para analisar as evidências epidemiológicas que ligam o alumínio à doença de Alzheimer (DA) observou que 9 dos 13 estudos epidemiológicos publicados sobre Al na água potável mostraram relações positivas estatisticamente significativas com a DA.

Ferreira et al. (2006) num estudo realizado para condensar a evidência científica existente entre a exposição ao alumínio e o risco para o desenvolvimento da doença de Alzheimer avaliou que dos 34 artigos selecionados para a pesquisa 68 % (23 estudos) estabeleceram relação entre o Al e a DA, 23,5 % (8 estudos) não apresentaram dados conclusivos e 8,5 % (3 estudos) não estabeleceram nenhuma relação entre o Al e DA.

A Organização Mundial da Saúde (OMS) e a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA), em investigações já realizadas e em andamento, sugerem uma influência do alumínio na etiologia de doenças neurodegenerativas, tais como, Parkinson e Alzheimer (FIGUEIRÊDO, 2004).

Contudo, este residual de alumínio pode ser reduzido na água tratada, quando aplicado um tratamento eficiente. A eficiência do processo de coagulação-floculação depende de diversas medidas, tais quais o emprego do pH ótimo no processo de coagulação, a dosagem adequada do coagulante, a intensidade e duração da mistura em fase de mistura rápida, gradientes de velocidade aplicados, dentre outros (BRATBY, 2006).

2.5 Normas e Padrões de potabilidade

A Portaria de Consolidação (PRC) nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX, do Ministério da Saúde dispõe sobre o controle e a vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Ademais, a PRC define os parâmetros a serem analisados para a classificação da água como potável, assim como seus valores limites.

O anexo XX deste dispositivo estabelece como valores máximos permitidos (VMP) da água uma cor aparente de 15 uH como padrão de aceitação para o consumo humano. Para a turbidez, o VMP é de 5 uT. A Portaria refere-se apenas aos sólidos dissolvidos totais com um limite máximo estabelecido de 1000 mg/L. Para a concentração final de alumínio presente na água o VMP é de 0,2 mg/L. A concentração de cloretos não deve ultrapassar 250 mg/L. De acordo com o artigo 39, recomenda-se que o pH da água em sua distribuição seja mantido entre 6,0 e 9,5. Os parâmetros descritos acima são responsáveis por afetar diretamente a qualidade organoléptica da água (BRASIL, 2014).

A Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e estabelece quais devem ser os padrões de lançamento de efluentes, entre outras providências. Esta mesma Resolução dispõe que para águas doces de classe 2 a cor verdadeira deve ser de até 75 mg Pt/L, com uma turbidez de até 100 uT, respeitando a concentração máxima de 0,1 mg/L de Alumínio dissolvido. O pH da água deve estar entre 6 e 9.

2.6 Processo eletrolítico

A aplicação da eletroquímica em tratamento de água foi proposta pela primeira vez em 1889, na Inglaterra. Nos EUA, uma patente de tratamento de águas residuárias utilizando eletrodos de alumínio e aço carbono foi concedida em 1909. Em 1946 foi aplicado um método para tratamento de água potável em larga escala, utilizando eletrodos de alumínio para remover a cor pela ação dos flocos de hidróxidos de alumínio. No ano de 1956 foi

desenvolvido na Grã-Bretanha um sistema similar ao de 1946 utilizando eletrodos de aço carbono para tratar água de rio. Os sistemas montados em 1946 e 1956 mostraram resultados promissores na remoção de turbidez e cor (MATTESON et al., 1995).

Em 1972 uma indústria de alimentos realizou uma comparação entre o processo de eletrocoagulação e a aplicação de produtos químicos, seguida de flotação por ar dissolvido para tratar o efluente industrial. A formação de flocos foi rápida em ambos os sistemas, porém, a eletrocoagulação expressou uma compactação mais rápida dos flocos. Na década de 1980 houve muitas pesquisas sobre a aplicação desse processo em águas residuárias, principalmente aplicada à separação de óleo em água (MATTESON et al., 1995).

2.6.1 Eletrocoagulação (EC)

Malakootian, Mansoorian e Moosazadeh (2010) descrevem a eletrocoagulação em três etapas. Na primeira, há a formação de coagulante por meio da dissolução dos íons no ânodo. Na segunda etapa, há a desestabilização de poluentes e partículas seguida de uma agregação, ao passo que, na terceira, há a formação de flocos suspensos por gases.

Trata-se de um sistema portátil e autônomo com a capacidade de remover uma ampla gama de poluentes, incluindo sólidos suspensos, metais pesados, corantes e materiais orgânicos (HOLT, 2003).

Esse tratamento consiste em gerar espécies coagulantes *in situ* por oxidação eletrolítica do ânodo desencadeada pela corrente elétrica aplicada através dos eletrodos de sacrifício. Os íons metálicos gerados pela dissolução eletroquímica reagem com moléculas de água, dependendo do pH, formando várias espécies de coagulantes, incluindo precipitados de hidróxido, capazes de remover poluentes por adsorção/assentamento (HAKIZIMANA, 2017).

Os materiais mais utilizados como ânodos de sacrifício são o ferro e o alumínio, devido ao seu baixo custo, disponibilidade e eficácia (AQUINO NETO, 2011). Além disso, a reação catódica simultânea permite a remoção de poluentes por flotação através da formação de hidrogênio. A EC pode ser realizada como um processo em batelada ou de forma contínua (HAKIZIMANA, 2017).

O uso da EC para obtenção de água potável foi relatado no século XIX na Inglaterra e nas usinas de tratamento de águas residuárias operadas nos EUA no início do século XX. No final dos anos de 1930 desse mesmo século, foi substituído, principalmente, por coagulação química. O principal motivo foi o maior custo de funcionamento, em particular pelo preço da

eletricidade. A situação, naturalmente, mudou drasticamente e as vantagens da EC foram "redescoberta" desde os anos 1990 (HAKIZIMANA, 2017).

A EC exige equipamentos simples e de fácil operação. Os custos iniciais são relativamente baixos e exige o mínimo de manutenção, uma vez que não há necessidade de adição de produtos químicos no processo, o que ainda traz uma contribuição mínima de poluição secundária. É operada em baixa corrente e pode ser usada, até mesmo, energias limpas, tais como solar e eólica (MOLLAH et al., 2001).

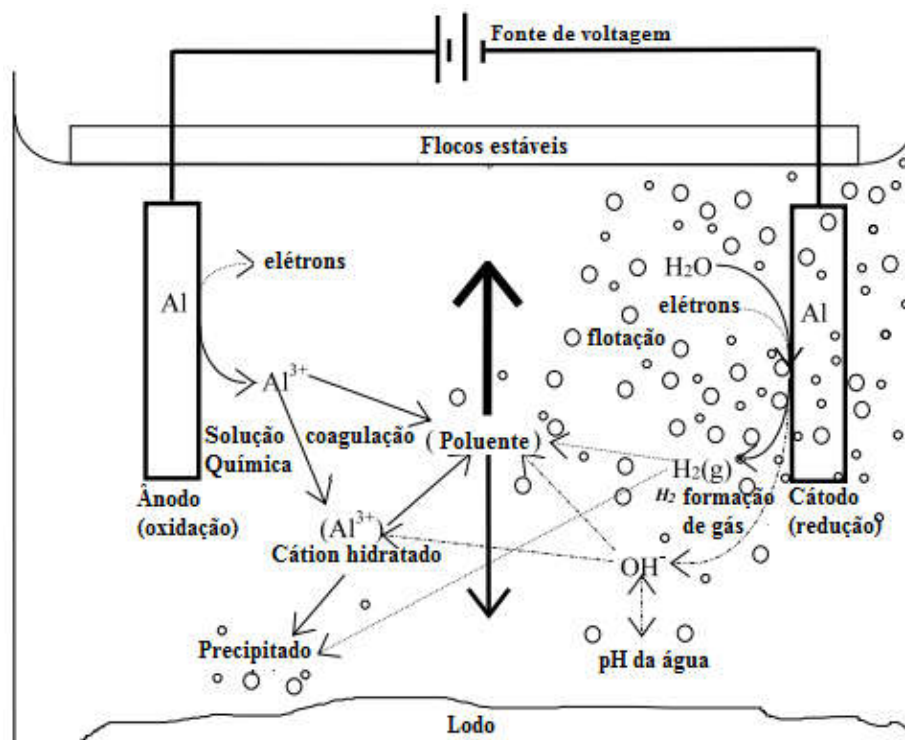
A EC pode ser um método alternativo de tratamento para a água de abastecimento público, na qual ocorre o mecanismo de coagulação-floculação, assim como, na coagulação química. A diferença entre as duas técnicas é que na coagulação química são adicionados agentes químicos capazes de desestabilizar as partículas presentes na água e na eletrocoagulação, os agentes coagulantes são produzidos *in situ* devido à eletrodissolução de ânodos solúveis, geralmente feitos de ferro ou alumínio (MOLLAH et al., 2001).

Contudo, a técnica de EC também apresenta algumas limitações, como: necessidade de reposição periódica dos ânodos de sacrifício; existência de uma condutividade elétrica mínima na solução; possibilidade de formação de um filme de óxidos impermeáveis sobre o cátodo que pode causar resistência ao fluxo da corrente elétrica e; alto valor da energia elétrica, que pode resultar em aumento do custo operacional (MOLLAH et al., 2001).

A formação de uma camada inibidora na superfície do eletrodo impede a dissolução do metal e a transferência de elétrons, limitando a entrada de coagulante na solução. Ao longo do tempo, a camada de passivação geralmente aumenta, reduzindo a eficácia do processo de eletrocoagulação. Concluiu-se que o método mais eficiente e confiável de manutenção de eletrodos é a limpeza periódica dos eletrodos por meios mecânicos (HOLT, 2003).

A Figura 1 mostra a natureza complexa e interdependente do processo de EC. O coagulante gerado no ânodo e seus produtos de hidrólise podem ter inúmeras interações com o poluente, com outras espécies iônicas ou com as bolhas de gases eletrolíticos gerados no cátodo (HOLT, 2003).

Figura 1 - Detalhes do processo de eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio.



Fonte: adaptado de Holt (1999)

Jiang et al. (2002) utilizaram a eletrocoagulação e eletroflotação para tratar água do rio Tamisa, na Inglaterra. Usaram eletrodos de alumínio e dois reatores de fluxo contínuo: um com fluxo horizontal e outro com fluxo ascendente, ambos com separador de material flotado. Foram aplicadas as seguintes densidades de corrente: 20 A/m², 30 A/m², 50 A/m² e tempos de detenção entre 3 e 16 h. Concluíram que a eletrocoagulação foi 20 % mais eficiente na remoção de matéria orgânica dissolvida do que a coagulação convencional para as mesmas doses de Al^{+3} , e que o reator de fluxo ascendente foi mais eficiente que o de fluxo horizontal.

A EC foi comparada à coagulação química para avaliar sua eficiência e vantagens. A dosagem química fornece o coagulante como um sal que se dissocia em solução com hidrólise dos cátions de alumínio, determinando a especificação da solução e pH. O sulfato de alumínio, por exemplo, acidifica a água. Em contraste, o alumínio adicionado via eletrocoagulação não traz consigo quaisquer ânions de sal associados, com a vantagem de que o pH normalmente se estabiliza na faixa alcalina (HOLT, 2002).

O material do eletrodo usado determina o tipo de coagulante. O alumínio é o ânodo de sacrifício mais utilizado em um reator de EC. O cátion de alumínio possui uma variedade de caminhos de reações disponíveis (dependendo das propriedades do poluente, do pH da

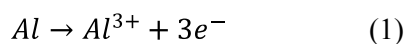
solução e da sua concentração) podendo interagir diretamente com o poluente, hidrolisar para formar um complexo hidroalumínio, ou precipitar (HOLT, 2003).

Assim, o cátion metálico (produzido no ânodo) reage com os íons hidroxila (produzidos no cátodo) para formar um hidróxido metálico que, então, atua como um coagulante, formando agregados maiores que podem se estabelecer ou ser transportados para a superfície por bolhas de hidrogênio produzidas no cátodo (HOLT, 2003).

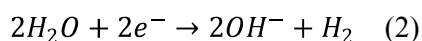
A eletrocoagulação é eficiente na remoção de sólidos suspensos, bem como óleos e graxas. Foi provado ser eficaz no tratamento da água potável para pequenas ou médias comunidades. É muito eficaz na coagulação do coloidal encontrado na água natural, reduzindo a turbidez e a cor (CHEN, 2004).

De acordo com Holt (1999) e Chen (2004) a corrente elétrica provoca no ânodo a oxidação (perda de elétrons) do Al para o estado Al^{3+} segundo a Equação 1. Simultaneamente ocorre a redução (ganho de elétrons) da água no cátodo (Equação 2), ocasionando a formação de íons hidroxila, OH^- . Esses íons reagem com o Al^{3+} , formando o composto insolúvel hidróxido de alumínio, que pode ocorrer de maneiras diferentes nas condições alcalina e ácida (Equações 3 e 4), o qual atuará como agente coagulante. Há também a formação do gás hidrogênio durante a redução da água, o qual auxilia a flotação das partículas coaguladas.

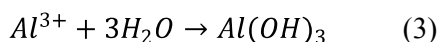
No ânodo



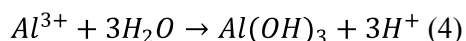
No cátodo



Formação do hidróxido de alumínio em condições alcalinas



Formação do hidróxido de alumínio em condições ácidas



A produção de gases eletrolíticos é um subproduto inevitável da EC. Esses gases elevam as partículas poluentes e os agregados de coagulantes para a superfície por um

processo semelhante à flotação, ao mesmo tempo em que estimulam o contato entre partículas poluentes e coagulantes, fornecendo certa ação de mistura (HOLT, 2003).

2.6.1.1 Fatores que influenciam no processo de eletrocoagulação

Os parâmetros que afetam a EC estão relacionados às condições de operação, tais como, corrente ou tensão, tempo de operação, geometria do reator e os eletrodos (superfície do eletrodo, espaçamento, material), e às características da água, como pH, alcalinidade e condutividade (HAKIZIMANA, 2017).

Os reatores operados em batelada apresentam um volume fixo de água onde exibem um comportamento dependente do tempo, pois o coagulante é alimentado continuamente ao reator à medida que o ânodo de sacrifício oxida, mudando sua concentração de acordo com as reações que ocorrem. O alumínio é hidrolisado, conforme discutido anteriormente, em uma forma capaz de agregar o poluente. Como resultado, as concentrações desses poluentes, dos coagulantes e do pH mudam ao longo do tempo.

2.6.1.1.1 Corrente elétrica

O fornecimento de corrente ao sistema de EC determina a quantidade de íons Al^{3+} ou Fe^{2+} liberados dos respectivos eletrodos (CHEN, 2004). Espera-se que uma corrente mais alta produza uma taxa de remoção de poluentes mais elevada devido ao aumento da produção de coagulantes e da maior densidade de bolhas que atuam na flotação (HOLT, 2002). No entanto, quando uma corrente muito grande é usada, há uma grande chance de desperdiçar energia elétrica no aquecimento da água. No estudo realizado por Holt (2003) foi verificado que uma corrente de 2 A produziu um tempo mais curto e a resposta mais rápida, com uma redução de turbidez de 90 % ocorrendo entre 10 e 15 minutos.

2.6.1.1.2 Presença de *NaCl*

O sal cloreto de sódio (*NaCl*) é geralmente empregado para aumentar a condutividade da água ou águas residuárias a serem tratadas. Chen (2004) constatou que, além de sua contribuição iônica no transporte da carga elétrica, os íons cloreto poderiam reduzir significativamente o efeito adverso de outros ânions, como o carbonato (HCO_3^-) e o sulfato

(SO_4^{2-}). A existência desses íons levaria à precipitação de íons cálcio (Ca^{2+}) ou magnésio (Mg^{2+}) que formam uma camada isolante na superfície dos eletrodos. Essa camada isolante aumentaria drasticamente o potencial entre os eletrodos e resultaria em uma diminuição significativa na eficiência de corrente. A adição de *NaCl* também levaria à diminuição no consumo de energia devido ao aumento da condutividade (CHEN, 2004).

Em experimento realizado, Holt (2003) observou que, com baixas concentrações de cloreto de sódio (isto é, baixa condutividade elétrica), a resposta de redução da turbidez é mais lenta. À medida que a concentração de cloreto de sódio aumentou, a taxa de resposta do sistema também aumentou. Notou-se também que, acima de 0,15 g/L de cloreto de sódio, as respostas foram praticamente idênticas.

2.6.1.1.3 Efeitos do pH

O pH é um fator chave que influencia o desempenho da EC, especialmente o mecanismo de coagulação, pois ele governa as espécies de metais que são hidrolisadas. Quando a condutividade é alta, o efeito do pH não é significativo. O pH após o tratamento de eletrocoagulação aumentaria para uma amostra ácida, mas diminuiria para uma amostra alcalina. Segundo Vik et al. (1984) e Cañizares et al. (2008) o aumento do pH na condição ácida foi atribuído à formação do hidrogênio no cátodo a partir da reação de redução da água (ver Equação 2 da seção 2.6.1). Enquanto a diminuição do pH em condições alcalinas pode ser o resultado da formação de precipitados de hidróxidos e da oxidação da água no ânodo. Essa é uma das vantagens desse processo, onde a eletrocoagulação atuaria neutralizando o pH. De acordo com Chen (2004) eficiências de remoção de poluentes foram maiores com o pH próximo do neutro, usando o eletrodo de alumínio.

Para todos os casos, independentemente do valor inicial, o pH se estabiliza em 15 minutos no intervalo de 8,3 a 8,8 (HOLT, 2003).

2.6.1.1.4 Distância entre os eletrodos

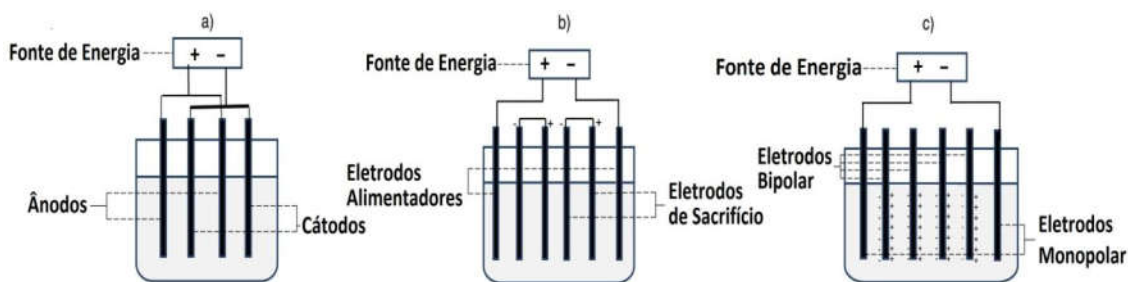
A diferença de potencial aumenta à medida que a distância entre os eletrodos aumenta para uma corrente constante, segundo a Lei de Ohm, pois a solução possui resistividade à passagem de corrente elétrica. Assim, o consumo de energia diminui com a diminuição do espaço entre os eletrodos (HAKIZIMANA, 2017).

É uma variável importante quando se deseja otimizar os custos de operação da unidade, por isso se recomenda, de acordo com Crespilho e Rezende (2004) *apud* Ferreira (2006) que quando a condutividade do efluente for relativamente elevada, utilizar um maior espaçamento entre os eletrodos. Por outro lado, em menores valores de condutividade, utiliza-se um espaçamento menor, evitando a perda de energia por dissipação de calor, reduzindo custos energéticos.

2.6.1.1.5 Configuração dos eletrodos

O processo de EC pode ser afetado pelo arranjo dos eletrodos, sendo os mais utilizados: monopolar (em série e paralelo) e bipolar em série, conforme a Figura 2.

Figura 2 - Configuração dos eletrodos: a) eletrodo monopolar de conexão em paralelo; b) eletrodo monopolar de conexão em série; c) eletrodo bipolar de conexão em série.



Fonte: adaptado de Hakizimana (2017)

Para o arranjo em série, a corrente elétrica que passa por todos os eletrodos é a mesma, enquanto a tensão global é a soma da tensão em cada célula eletrolítica individual. No arranjo em paralelo cada par cátodo/ânodo corresponde a uma célula na qual a tensão é a mesma e, consequentemente, a corrente é dividida entre todos os eletrodos (PRETORIUS, 1991).

Na conexão monopolar em paralelo os cátodos e ânodos são colocados alternadamente no mesmo potencial anódico ou catódico. Na conexão monopolar em série cada par de eletrodos de sacrifício é internamente conectado entre si, não tendo interconexões com os dois eletrodos externos. Na conexão bipolar em série apenas os dois eletrodos externos são conectados à fonte de energia elétrica, enquanto os eletrodos sacrificiais são colocados entre eles sem interconexões de maneira que cada um dos seus lados opera simultaneamente como um ânodo e um cátodo. Este arranjo de células fornece uma configuração simples, o que facilita a manutenção durante o uso (HAKIZIMANA, 2017; MOLLAH, 2004; PRETORIUS, 1991).

2.7 Planejamento experimental

Um planejamento experimental (também chamado planejamento fatorial) é realizado para otimizar os experimentos e investigar as influências de todas as variáveis de controle do processo (também chamadas de fatores) e os seus efeitos de interação nas respostas. As respostas são as variáveis de saída do sistema, que serão - ou não - afetadas por modificações provocadas nos fatores. O objetivo do pesquisador é descobrir quais os valores – os níveis – dos fatores que produzem a maior resposta possível (BARROS NETO, 2001). Se a combinação de k fatores é investigada em dois níveis, um planejamento experimental consistirá de 2^k experimentos (TEÓFILO, 2006), determinando, assim, quais dos fatores estudados são significativos para a resposta desejada. Nos planejamentos de dois níveis costuma-se identificar os níveis superior e inferior com os sinais (+) e (-), respectivamente (BARROS NETO, 2001).

Em muitos casos, a realização de repetições autênticas pode ser algo inconveniente devido ao grande número de experimentos a serem reproduzidos. Para contornar esta dificuldade e obter uma boa estimativa dos erros, um experimento é normalmente incluído no centro do planejamento, em que o valor médio dos níveis de todas as variáveis é empregado. São os conhecidos experimentos no ponto central (nível zero). Esses pontos devem ter de 3 a 5 repetições para que seja possível avaliar a significância dos efeitos ou coeficientes do processo (TEÓFILO, 2006).

3 METODOLOGIA

3.1 Descrição geral da pesquisa

A pesquisa foi realizada com base no método experimental quantitativo, uma vez que segue um planejamento através de testes e observações dos resultados e emprega ferramentas estatísticas para descrever a relação entre as variáveis de controle e as respostas. Quanto a sua natureza, a pesquisa é aplicada, dado que se propõe a solucionar um problema específico, neste caso, o tratamento da água para consumo por meio de um processo de tratamento não convencional. A pesquisa pode ainda ser classificada como bibliográfica, pois teve como base o referencial teórico já publicado.

Utilizou-se para os testes amostras de água natural de um manancial superficial do Município de João Pessoa - PB. Preliminarmente foram realizados testes para a definição dos fatores e níveis a serem utilizados no experimento e, em seguida, realizou-se um planejamento fatorial 2^3 com três pontos centrais para otimização e avaliação estatística dos resultados.

3.2 Planejamento fatorial do experimento

Para essa pesquisa foram determinados três fatores, a saber: condutividade, tempo e pH, como parâmetros de controle do processo, cada um com dois níveis – superior (+) e inferior (-) – a partir dos quais calculou-se o número de ensaios necessários, dado por 2^3 . Com isso, utilizando-se de três pontos centrais (nível zero) para garantir uma melhor estimativa dos erros do experimento, obteve-se, assim, um total de 11 (onze) ensaios a serem realizados. As variáveis respostas escolhidas para as análises estatísticas foram: redução da cor aparente e verdadeira e redução da turbidez. A análise dos efeitos dos fatores sobre as variáveis respostas foi realizada por meio da elaboração de gráficos de Pareto construídos no *software Statistica 12*.

A matriz do planejamento fatorial com o número total de ensaios realizados durante o experimento pode ser observada na Tabela 1.

Tabela 1 - Matriz do planejamento fatorial 2^3 com três pontos centrais.

Ensaio	Condutividade	pH	Tempo
1	-	-	-
2	+	-	-
3	-	+	-
4	+	+	-
5	-	-	+
6	+	-	+
7	-	+	+
8	+	+	+
9	0	0	0
10	0	0	0
11	0	0	0

Fonte: autoria própria (2018)

3.3 Coleta e caracterização da amostra

Para a realização da pesquisa, amostras de água natural foram coletadas na chegada da captação da Estação de Tratamento de Água de Marés, da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), localizada na Rodovia BR 101, km 02, no Município de João Pessoa - PB, nos dias 18 e 27 de abril de 2018, por meio de garrafas PET de 2,0 L previamente lavadas. Também foram coletadas amostras da água tratada e decantada a fim de verificar o residual de alumínio no tratamento convencional. As condições de preservação das amostras foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

A condição do manancial é admitida para a classe 2, cuja água pode ser destinada ao abastecimento para consumo humano após realização do tratamento convencional, como está enquadrado o rio Marés na classificação das águas, segundo a Resolução nº 357/2005 do CONAMA. O açude Marés (Figura 3), que também recebe contribuição da bacia hidrográfica do rio Mumbaba, é responsável pelo abastecimento parcial de água das cidades de João Pessoa, Bayeux e Santa Rita, perfazendo uma população atendida de cerca de 400.000 habitantes (MELO, 2013).

Figura 3 - Barragem e reservatório de Marés no Município de João Pessoa - PB.



Fonte: Melo (2013)

Em seguida, as amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Saneamento Ambiental (LABSAM), no Centro de Tecnologia (CT) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), onde os experimentos foram realizados.

A caracterização físico-química das amostras de água foi realizada de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Os parâmetros determinados e os respectivos métodos utilizados são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 - Parâmetros e métodos utilizados para a caracterização da amostra de água natural.

Parâmetro físico-químico	Método
Alumínio	Eriocromo Cianina - R
Condutividade	Eletrométrico
Cor verdadeira	Platino-cobalto
Cor aparente	Comparação visual
Cloretos	Argentométrico
pH	Eletrométrico
Turbidez	Neflométrico

Fonte: autoria própria (2018)

3.4 Metodologia analítica

A avaliação dos resultados dos experimentos ocorreu por meio da determinação da cor aparente e verdadeira, turbidez, pH e alumínio, seguindo a mesma metodologia descrita para a

caracterização da amostra. A escolha desses parâmetros se deu pela grande importância deles como indicativo da qualidade da água. A seguir, as análises são apresentadas:

- **Turbidez:** a turbidez (unidade NTU) foi determinada pelo método nefelométrico, baseado na comparação da luz que atravessa uma amostra sob condições definidas, com a intensidade da luz percorrida por um padrão de referência sob as mesmas condições, por meio da leitura direta em turbidímetro previamente calibrado;
- **Cor aparente:** para análise da cor aparente (dada em unidades de Hazen), utilizou-se o método de comparação visual, por meio do equipamento NESSLER QUANTI 200;
- **Cor verdadeira:** para a análise de cor verdadeira (cuja unidade é expressa em mg de Pt-Co/L), as amostras foram previamente centrifugadas por um período de cinco minutos, para que as partículas em suspensão sedimentassem. A determinação foi realizada em espectrofotômetro QUIMIS, no comprimento de onda 455 nm;
- **pH:** o pH foi determinado pelo método potenciométrico por meio da leitura direta, utilizando o pHmetro da marca QUIMIS;
- **Alumínio:** o alumínio residual (dado em mg/L) foi determinado pelo método Eriocromo Cianina – R após elaboração da curva de calibração, utilizando-se espectrofotômetro da marca QUIMIS no comprimento de onda 535 nm. As amostras foram diluídas para que os valores encontrados se ajustassem aos valores da curva;
- **Condutividade elétrica:** a condutividade elétrica (dada em $\mu\text{S}/\text{cm}$) foi determinada por leitura direta no condutivímetro da marca AZ;
- **Cloretos:** os cloretos (em mg/L) foram determinados por meio da titulação das amostras utilizando nitrato de prata.

Para avaliar a eficiência de remoção de cada parâmetro foi utilizada a Equação 5.

$$E = \frac{P_i - P_f}{P_i} \quad (5)$$

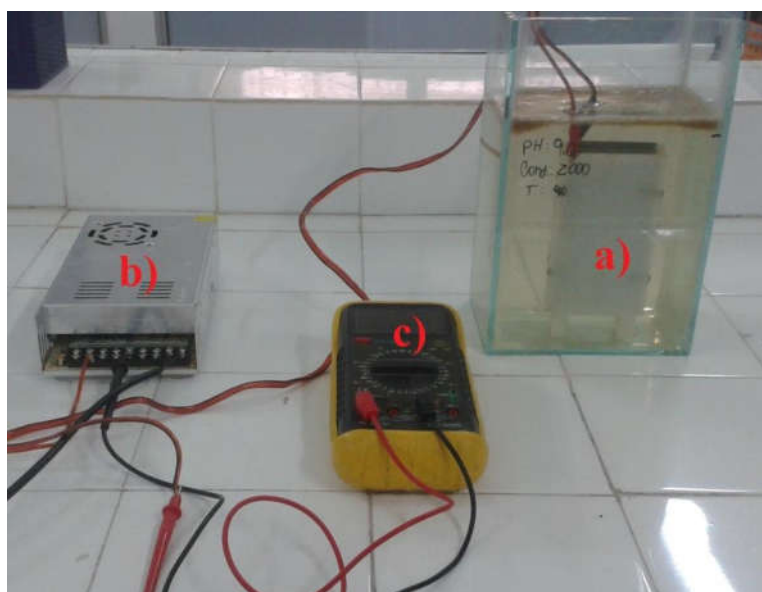
Onde:

- E : eficiência de remoção (%);
- P_i : parâmetro antes do tratamento por EC;
- P_f : parâmetro após o tratamento por EC.

3.5 Reator de eletrocoagulação

Para a realização dos experimentos foi utilizado reatores em batelada desenvolvidos no LABSAM (UFPB), construídos em escala de bancada com configurações elaboradas a fim de simular uma aplicação real. Para tanto, utilizou-se recipientes de vidro em formato retangular com um volume de 3,0 L, uma fonte de corrente contínua de 12 V, conectada às placas por meio de pontas de prova do tipo “jacaré”, e um multímetro que permaneceu ligado para medição da corrente, como pode ser visto na Figura 4.

Figura 4 - Reator de eletrocoagulação em nível de bancada: a) Reator com sistema de eletrodos; b) Fonte de alimentação 12 V; c) Multímetro.



Fonte: acervo próprio (2018)

O sistema de eletrodos foi construído com células em série do tipo bipolar (ver Figura 2c da seção 2.6.1.1.5) com três placas de alumínio de dimensões 12,5 cm de comprimento 6,5 cm de largura e 0,1 cm de espessura e espaçamento fixo de 1,4 cm entre elas, mantendo o eletrodo imerso em um volume de 2,5 L da amostra. Esse arranjo de células forneceu uma configuração simples, facilitando a sua manutenção durante o uso.

A escolha do alumínio em detrimento de outros materiais foi feita devido ao seu baixo custo de aquisição e por não apresentar coloração na água.

Testes preliminares foram realizados a fim de se obter um conhecimento prévio do funcionamento do reator para os experimentos oficiais realizados em sequência.

O primeiro teste consistiu em avaliar a eficiência do sistema em uma amostra preparada com água da torneira e argila a fim de obter uma turbidez desejável.

Para essa tentativa a corrente aplicada pela fonte de alimentação foi de 0,12 A, sendo a condutividade elétrica da amostra de 416 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (sem adição de cloreto de sódio), e um tempo de contato de 20 min. Dessa forma, conseguiu-se uma remoção de 65 % da turbidez. Assim, percebeu-se que o tratamento por eletrocoagulação de fato funcionou para a clarificação da água, porém, foi necessário realizar testes mais planejados e com diferentes configurações para avaliar a melhor condição desejada.

Um segundo teste foi preliminar realizado (dados não apresentados). Nessa ocasião utilizou-se a amostra real de água natural do reservatório de Marés, seguindo um planejamento fatorial 2^2 com três pontos centrais, a fim de se fazer a otimização dos parâmetros de controle a serem empregados no experimento final. Os fatores determinados para esse experimento foram a condutividade e o tempo, com dois níveis cada um, totalizando 7 (sete) ensaios.

3.6 Planejamento experimental

Com base nos testes preliminares, foi realizado o planejamento fatorial 2^3 com três pontos centrais, a fim de obter a condição ótima para a melhor eficiência na clarificação da água. Os fatores e níveis foram selecionados de acordo com o comportamento dos testes preliminares e da literatura consultada.

A condutividade elétrica foi determinada em função do valor máximo de sólidos dissolvidos totais permitido pela legislação vigente para água potável, que é de 1000 mg/L. A quantidade de SDT foi estimada a partir da transformação da medida de condutividade elétrica da amostra. Para essa conversão, o valor da condutividade elétrica obtido na amostra foi multiplicado por um fator que depende da composição química do SDT e pode variar entre 0,54 e 0,96 (EMBRAPA, 2011). A conversão foi realizada pelo próprio instrumento multiparâmetro utilizado no laboratório, onde a condutividade elétrica da amostra foi de 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$, resultando no valor de 60 mg/L de SDT. Logo, para o valor de 1000 mg/L de SDT, a condutividade elétrica máxima permitida foi de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

A escolha dos níveis de pH foi realizada com base na Resolução CONAMA nº 357/2005, para se obter uma avaliação do seu comportamento ao longo do processo. O ajuste do pH foi realizado com H_2SO_4 (5N) ou NaOH (6N) quando necessário.

O tempo de operação foi escolhido com base no tempo de detenção aplicado a um floculador do processo convencional de tratamento, que varia entre 20 e 40 minutos (HELLER; PÁDUA, 2010).

Para a escolha do fator distância entre os eletrodos foram utilizados também os resultados preliminares dos ensaios realizados, onde se determinou que o maior espaçamento (de 1,4 cm) resultou no melhor desempenho na remoção de cor. Os dados dos fatores e níveis utilizados no planejamento fatorial estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Fatores e níveis utilizados no planejamento fatorial 2^3 com ponto central.

Fatores	Níveis		
	Inferior (-)	Central (0)	Superior (+)
Condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	500	1250	2000
Tempo (min)	10	25	40
pH	5	7	9

Fonte: autoria própria (2018)

Para obter a variação da condutividade elétrica do processo e, conseqüentemente, aumentar a corrente elétrica aplicada (já que a fonte utilizada possuía diferença de potencial – DDP – fixa), foi necessário adicionar cloreto de sódio (*NaCl*) às amostras momentos antes da ligação do reator para os ensaios de EC. Os parâmetros analisados após o processo foram: a redução da cor e da turbidez, a variação do pH, a concentração de cloretos e de alumínio residual.

A corrente observada no multímetro para cada valor de condutividade elétrica aplicado foi 0,12 A para 500 $\mu\text{S/cm}$; 0,5 A para 1250 $\mu\text{S/cm}$; 0,75 A para 2000 $\mu\text{S/cm}$, respectivamente.

Antes de cada teste, lavou-se o reator e os eletrodos de alumínio com sabão e água corrente, sendo depois limpos com água destilada e secos com papel toalha. A Tabela 3 mostra a matriz do planejamento fatorial 2^3 com três pontos centrais para cada fator e seus respectivos níveis de forma a se obter a melhor configuração que resultasse em um valor ótimo de clarificação da água. A temperatura da amostra no momento da condução dos ensaios de eletrocoagulação foi mantida em 25 °C.

Tabela 3 - Matriz de fatores e níveis do planejamento fatorial 2^3 com três pontos centrais.

Ensaio	Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		pH		Tempo (min)	
	Nível	Valor	Nível	Valor	Nível	Valor
1	-	500	-	5	-	10
2	+	2000	-	5	-	10
3	-	500	+	9	-	10
4	+	2000	+	9	-	10
5	-	500	-	5	+	40
6	+	2000	-	5	+	40
7	-	500	+	9	+	40
8	+	2000	+	9	+	40
9	0	1250	0	7	0	25
10	0	1250	0	7	0	25
11	0	1250	0	7	0	25

Fonte: autoria própria (2018)

É válido ressaltar que todos os ensaios foram realizados de forma aleatória, a fim de evitar a influência dos fatores externos que, possivelmente comprometeriam os resultados.

Para realizar a análise dos parâmetros, ao final de cada ensaio (10, 25 e 40 minutos de processo) amostras foram coletadas para a verificação dos parâmetros pH, cor aparente e verdadeira e turbidez. A coleta foi realizada após um tempo de 2 (dois) minutos para garantir a flotação total das impurezas que pudessem comprometer os resultados das análises.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a coleta de água natural do reservatório de Marés as amostras foram encaminhadas para o LABSAM (UFPB), onde foi realizada a caracterização e obtidos os valores dos parâmetros que estão descritos na Tabela 4, seguindo os métodos de análise apresentados no item 3.4 desse trabalho.

Tabela 4 - Caracterização da amostra de água natural do reservatório de Marés.

Parâmetro	Resultado obtido	Padrão*
Cor verdadeira (mg.PtCo/L)	102,2	75
Cor aparente (uH)	130	-
pH	7,3	6 a 9
Turbidez (NTU)	14	100
Alumínio (mg/L)	0,006	0,1
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	120	-
SDT (mg/L)	60	500
Cloretos (mg/L)	20	250

Fonte: autoria própria (2018)

*Resolução CONAMA nº 357/2005

A água natural, como observado na Figura 5, possuía uma cor elevada, visivelmente amarelada, podendo estar relacionada à presença de matéria orgânica, e acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005. A turbidez, no entanto, apresentou-se baixa. Não havia sólidos em suspensão e nenhuma sedimentação ocorreu no tempo em que a água permaneceu no reator.

Figura 5 - Amostra de água natural do reservatório de Marés.



Fonte: acervo próprio (2018)

Percebeu-se que a amostra apresentou uma baixa condutividade elétrica (Tabela 4), o que dificultaria o tratamento por EC, sendo um dado de grande relevância no momento da escolha dos níveis utilizados para este parâmetro. A pouca presença de sólidos dissolvidos totais também possibilitou a adição de *NaCl* para aumentar a condutividade sem, no entanto, ultrapassar o limite máximo permitido de SDT estabelecido pela legislação.

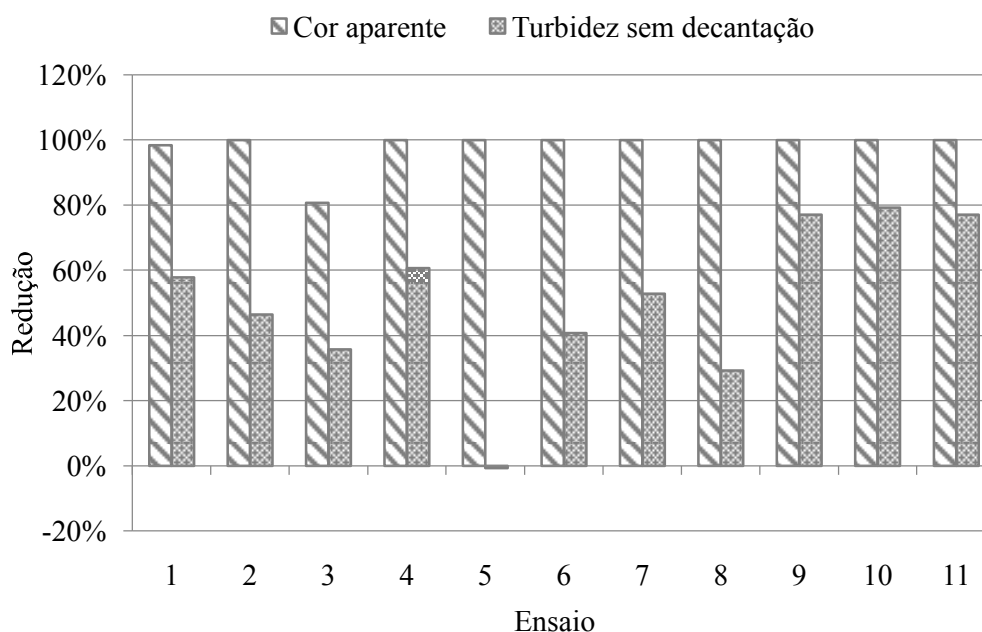
Outro aspecto importante observado na Tabela 4 foi a baixa concentração de alumínio encontrada na água, o que se pressupôs a não existência de lançamentos de efluentes industriais ou de outras fontes na área de estudo. O pH próximo a neutralidade foi considerado um fator importante para o tratamento por EC pois, para os eletrodos de alumínio, as espécies formadas nessa faixa são, predominantemente, os precipitados de hidróxido de alumínio insolúveis, necessários para o processo de coagulação.

4.1 Análise da remoção dos parâmetros cor (aparente e verdadeira) e turbidez

Com a utilização do *software Excel* foi possível representar, graficamente, os resultados obtidos de acordo com os ensaios realizados para o processo de EC.

Analizando-se a cor aparente (representada pela cor verdadeira mais a turbidez) e a turbidez logo após o processo, chegou-se nos dados descritos no Gráfico 1.

Gráfico 1 - Remoção dos parâmetros cor aparente e turbidez através da eletrocoagulação.



Fonte: autoria própria (2018)

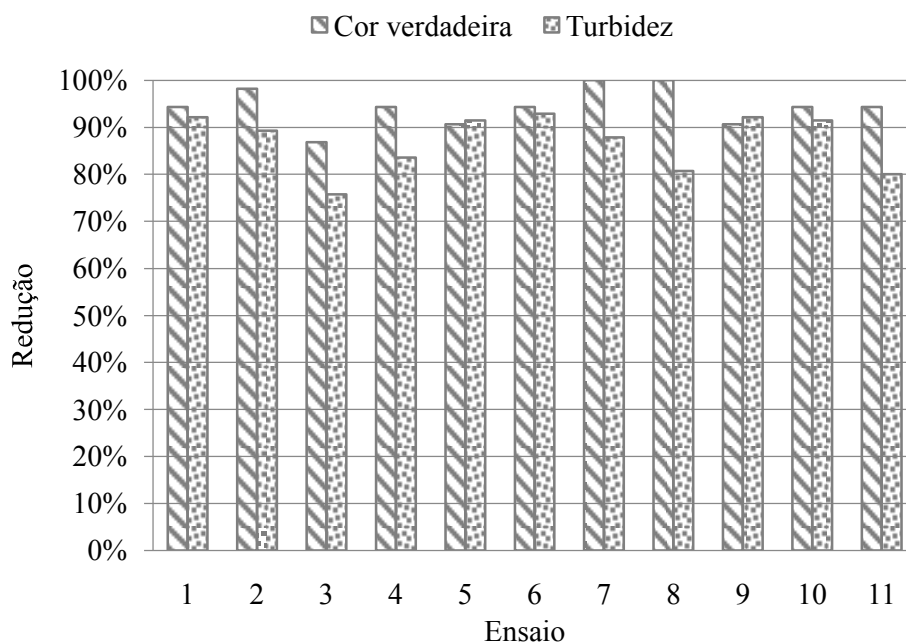
Os resultados de redução da cor aparente obtidos no Gráfico 1 foram bastante satisfatórios para o processo, ocorrendo uma diminuição do seu valor em 100 % em quase todas as amostras, exceto a do ensaio 3, que possuía menor condutividade elétrica (500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e menor tempo de reação (10 min).

No caso da redução da turbidez, os resultados demonstraram pouca eficiência quando realizada a análise logo após o processo, notando-se até valores negativos (ensaio 5) para a remoção deste parâmetro. Esse fato pode estar relacionado à disposição do eletrodo no reator, onde as placas não ficaram dispostas de maneira a ocupar toda a área do reservatório, dificultando o processo de flotação. A baixa DDP utilizada também proporcionou o surgimento de um pequeno número de microbolhas no eletrodo, que não foram suficientes para entrar em contato com todas as partículas em suspensão. Assim, ficaram imersas no meio, tanto essas partículas, quanto o próprio hidróxido de alumínio formado. Com isso, foi favorecido o bloqueio da passagem da luz pelo turbidímetro no momento da leitura.

João (2018) observou que em valores de menor potencial e distância entre as placas mais baixas, não se formaram bolhas suficiente para a flotação das partículas.

Os resultados de cor verdadeira (após centrifugação) e da turbidez após um período de decantação das amostras, estão apresentados no Gráfico 2.

Gráfico 2 - Remoção dos parâmetros cor verdadeira e turbidez após decantação na eletrocoagulação.



Fonte: autoria própria (2018)

Analisando os resultados do Gráfico 2 pode-se concluir que o ensaio 6, correspondente a 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de condutividade elétrica, pH igual a 5 e tempo de 40 minutos de reação apresentou o melhor resultado (em porcentagem) de remoção do parâmetro turbidez (93 %) e os ensaios 7 e 8, nas condições de: 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de condutividade elétrica, pH igual a 9, tempo de 40 minutos de reação e 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de condutividade elétrica, pH de 9, tempo de 40 minutos de reação, respectivamente, apresentaram os melhores resultados para a remoção do parâmetro cor verdadeira (100 %).

Viegas (2017) observou que os melhores resultados de remoção de cor (93 %) e turbidez (86 %) de uma amostra de água bruta com condutividade elétrica de 433 $\mu\text{S}/\text{cm}$ foram obtidos quando empregadas condições de corrente de 0,5 A e tempo de eletrólise de 25 minutos utilizando eletrodos de alumínio.

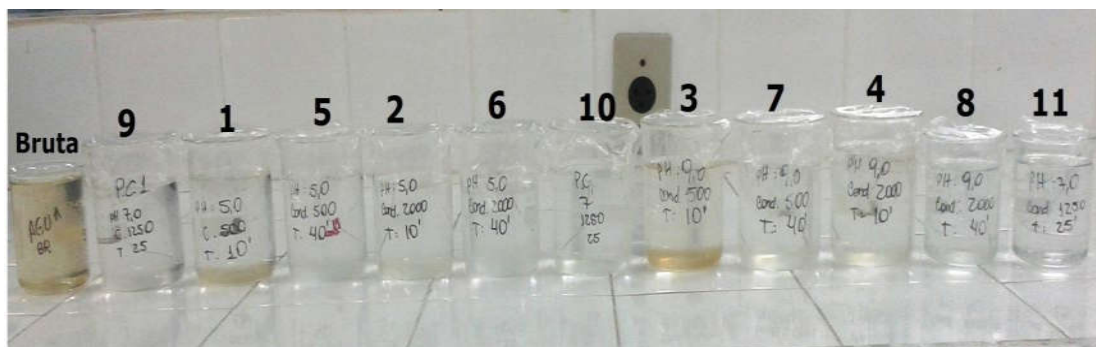
Boudjema et al. (2014) estudaram a viabilidade do tratamento da água de rio por eletrocoagulação com eletrodos de alumínio. Em 30 minutos de reação, houve uma redução de 80 % na demanda química de oxigênio e de 95 % na turbidez.

Adapureddy e Goel (2012) aplicaram o processo de EC para a remoção de turbidez para água potável. Utilizando eletrodos de aço e argila para aumentar a turbidez inicial da água, os autores avaliaram os seguintes parâmetros: voltagem aplicada (5 a 25 V), pH inicial (5 a 11), turbidez inicial (100 e 500 uT) e distância interna entre os eletrodos (1 a 4 cm). Os melhores resultados foram obtidos para valores mais altos de voltagem (25 V) e turbidez inicial (500 uT) tendo sido obtido 99 % de remoção da turbidez. Para o distanciamento dos eletrodos, os melhores resultados foram obtidos com espaçamento de 2,0 cm.

Ferrareze (2016) seguindo um planejamento fatorial 2^2 concluiu que para a eletrocoagulação utilizando eletrodos de ferro, com adição 250 mg/L de NaCl , o ensaio que correspondeu ao uso de 0,5 A de corrente elétrica e 80 minutos de tempo de reação apresentou o melhor resultado em porcentagem de remoção do parâmetro turbidez (96,7 %). Por outro lado, o ensaio que correspondeu ao uso de 0,5 A de corrente elétrica e 40 minutos de reação apresentou o melhor resultado para a remoção do parâmetro cor (68 %).

A Figura 6 apresenta os resultados dos testes para a clarificação da amostra de água natural do reservatório de Marés.

Figura 6 - Amostras de água natural (bruta) e após o processo de tratamento por eletrocoagulação, em ordem aleatória dos experimentos.



Fonte: acervo próprio (2018)

Os parâmetros cor (aparente e verdadeira) e turbidez seguida de decantação analisados após o processo de tratamento por eletrocoagulação se encontram dentro dos limites estabelecidos pela PRC nº 5/2017 do Ministério da Saúde em todos os testes realizados (excetuando o ensaio 3 para a cor aparente), como descrito na Tabela 5.

Tabela 5 - Resultados de remoção dos parâmetros cor (aparente e verdadeira) e turbidez após o processo de eletrocoagulação.

Ensaio	Cor aparente	VMP*	Cor verdadeira (mg.PtCo/L)	Turbidez (NTU)	VMP*
1	2,5	15	5,8	2,2	5
2	0	15	1,9	1,5	5
3	25	15	13,5	3,4	5
4	0	15	5,8	2,3	5
5	0	15	9,6	1,2	5
6	0	15	5,8	1,0	5
7	0	15	0,0	1,7	5
8	0	15	0,0	2,7	5
9	0	15	9,6	1,1	5
10	0	15	5,8	1,2	5
11	0	15	5,8	2,8	5

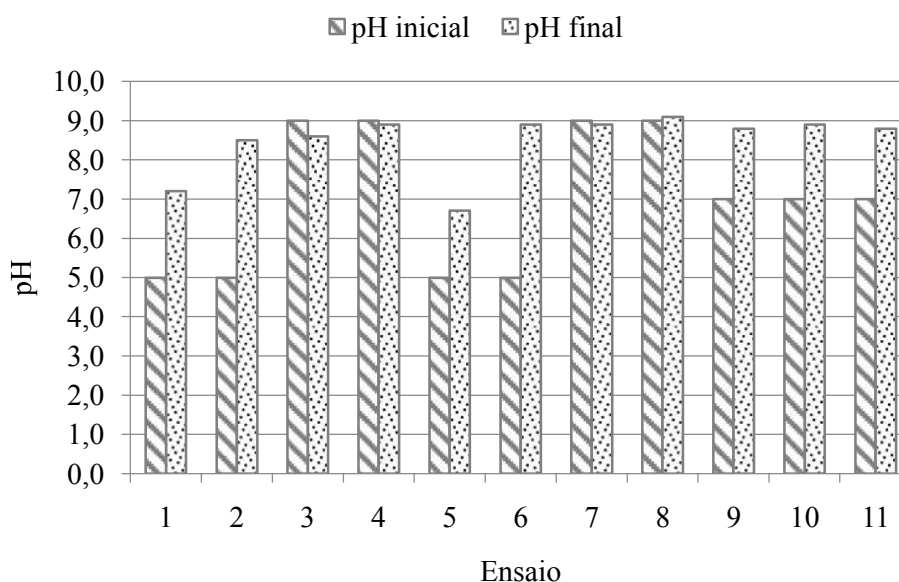
Fonte: autoria própria (2018)

*Valor Máximo Permitido pela Portaria de Consolidação nº 5 de 2017, Anexo XX, do Ministério da Saúde.

4.2 Análise do parâmetro pH

O pH foi analisado a fim de verificar o seu comportamento após o tratamento de EC, uma vez que, no processo convencional, há a necessidade de correção desse parâmetro. Essa correção é realizada por meio da adição de produtos químicos, como a cal hidratada, para a sua adequação ao padrão de potabilidade. Observou-se pelo Gráfico 3 que o pH se estabilizou dentro da faixa alcalina, variando de 7 a 9, para todos os testes (exceto para o ensaio 5), sem que se tivesse, portanto, a necessidade de corrigi-lo ao final do processo.

Gráfico 3 - Variação do pH para cada ensaio de eletrocoagulação.



Fonte: autoria própria (2018)

Adapureddy e Goel (2012), realizando o processo de EC também observaram que, para todos os pH iniciais aplicados (de 5 a 11), o pH final variou entre 7 e 8 e que a eficiência de remoção máxima ou ótima foi observada em pH igual a 8. Esse fato se destaca como uma das principais vantagens da eletrocoagulação versus a coagulação convencional. Na coagulação convencional, o pH da solução geralmente diminui após a adição do coagulante (dependendo da alcalinidade da água) e a neutralização é necessária para elevar o pH da água tratada a um nível aceitável, segundo a legislação.

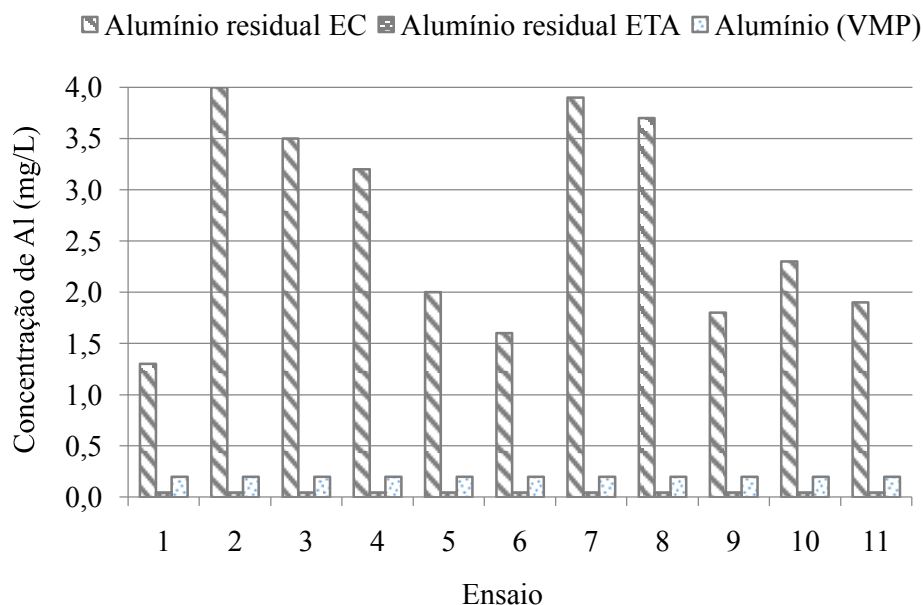
Foi demonstrado por Fagnekar e Mane (2015) que a eficiência na remoção da turbidez da água dependeu, significativamente, da intensidade da corrente aplicada, tempo de eletrólise e do pH da água. A remoção da turbidez por EC para a amostra foi de até 92 % em 20 min de eletrólise, utilizando 6 A e pH neutro. Com a utilização de 4 A em 20 min de teste e pH neutro obteve-se 91 % de remoção da turbidez. Para a corrente de 2 A em 20 min, e pH

neutro, a redução foi de 86 %. Os resultados obtidos do experimento sob condições ácidas, básicas e neutras mostraram que para a condição de pH neutro a remoção de turbidez é mais efetiva.

4.3 Análise do parâmetro alumínio

Após a realização dos ensaios foi possível obter graficamente a comparação entre o residual de alumínio gerado pelo processo de EC e o residual gerado no processo convencional de tratamento. Verificou-se, assim, uma concentração de alumínio bastante elevada no processo de tratamento por EC, devido à dissolução do eletrodo de alumínio que libera íons Al^{3+} para o meio, de maneira tal que o seu valor ultrapassou o VMP pela PRC nº 5/2017, que é de 0,2 mg/L para a água potável. Enquanto no processo convencional, o residual de alumínio permanece abaixo do limite estabelecido pela legislação, como observado no Gráfico 4.

Gráfico 4 - Comparação do residual de alumínio gerado no processo de tratamento por eletrocoagulação e no processo de tratamento convencional.



Fonte: autoria própria (2018)

A partir dessa observação, tem-se como hipótese que a disposição dos eletrodos não estaria proporcionando o contato do íon Al^{3+} (formado no ânodo) com os íons hidroxilas (formados no cátodo) de forma eficiente. Também não estaria produzindo um número de

bolhas suficiente em toda a área do reator para transportar o hidróxido de alumínio formado até a superfície, ocasionando uma concentração no meio e aumentando o alumínio residual no sistema.

Na visão de Vik (1984), a água tratada eletroquimicamente contém concentrações de alumínio residual mais altas do que a tratada convencionalmente devido aos valores de pH mais elevados. Essa característica se deve ao fato de que em soluções alcalinas há uma forte dissolução do metal alumínio, o que contribui para aumentar a concentração desse íon no meio.

Otênio (2008) em seus estudos sobre eletrocoagulação para fins de pré-tratamento de águas mostrou que a utilização de eletrodos de alumínio neste processo é inviável, porque o alumínio aumentou em 5 vezes o limite permitido pela legislação sem a utilização de aditivos na eletrólise.

Sampaio (2016) utilizou eletrodos de alumínio no pré-tratamento de água para abastecimento humano conseguindo remoções significativas de vários parâmetros, como cor aparente (43,3 uH para 13,3 uH) e fluoreto (0,215 mg/L para 0,014 mg/L). Porém, resultou em uma concentração de íons alumínio na água acima do que a legislação determina, visto que a concentração passou de 0,048 mg/L para 12,542 mg/L.

Porém, Figueirêdo (2004) verificou em estudos realizados durante monitoramento de 13 meses realizado em estação de tratamento convencional da cidade de João Pessoa - PB, que as concentrações de alumínio estavam acima do VMP em praticamente todas as amostras do sistema distribuidor de água tratada (saída do reservatório central e reservatórios setoriais da rede), chegando a valores de até 1,6 mg/L.

4.3.1 Filtração das amostras tratadas após o processo de eletrocoagulação

A partir das constatações obtidas na seção anterior, ou seja, concentrações elevadas de alumínio, utilizou-se um sistema de filtração rápida, em meio granular por gravidade, com o sentido do escoamento descendente, a fim de observar seu efeito na concentração de alumínio final dos experimentos.

Esse sistema de filtração foi utilizado uma vez que, realizados testes de alumínio presentes na água decantada e na água após filtração da ETA Marés, percebeu-se que houve uma diminuição significativa na sua concentração, como observado na Tabela 6.

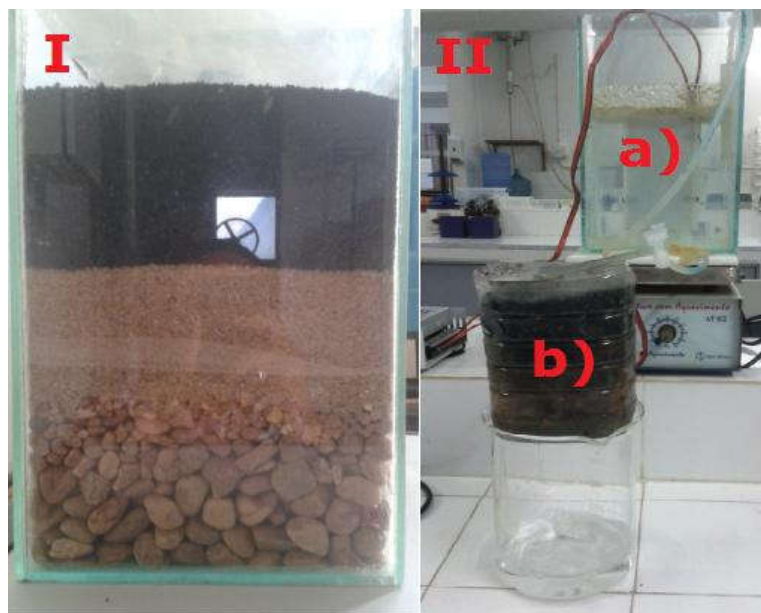
Tabela 6 - Concentração de alumínio após processos de decantação e filtração na Estação de Tratamento de Água de Marés.

Processo realizado	Concentração de Alumínio residual
Decantação	0,045
Filtração	0,006

Fonte: autoria própria (2018)

A Figura 7 mostra o meio filtrante constituído de antracito, areia fina, areia grossa e pedra, e a realização da filtração logo após o término do processo de EC.

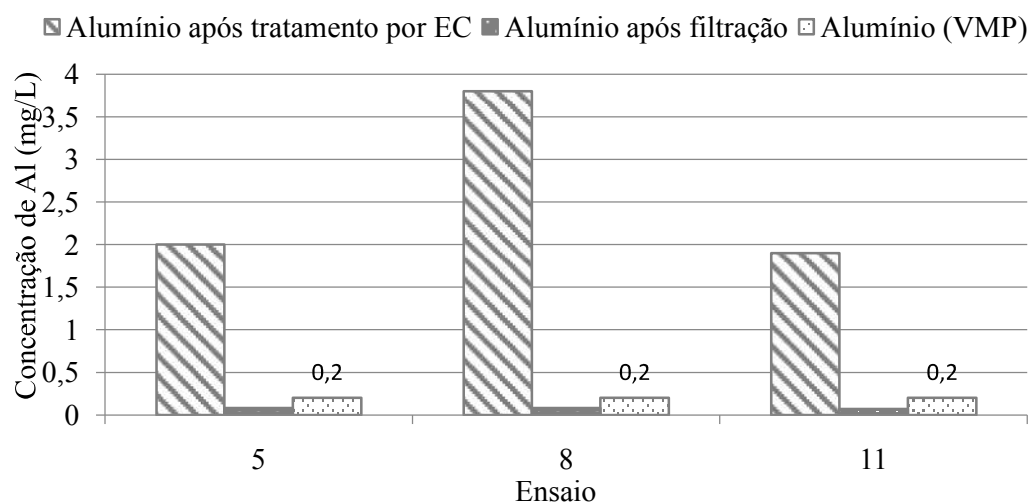
Figura 7 - Sistema de filtração: I) Camadas do leito filtrante; II) Filtração da água após tratamento por eletrocoagulação – a) reator; b) filtro.



Fonte: acervo próprio (2018)

Com isso, obteve-se um resultado satisfatório de remoção do alumínio residual presente nas amostras após o processo de EC, apresentando uma redução em torno de 97 % do valor inicial em três ensaios diferentes realizados, permanecendo dentro da faixa estabelecida pela PRC nº 5/2017 do MS (Anexo XX), como descrito no Gráfico 5.

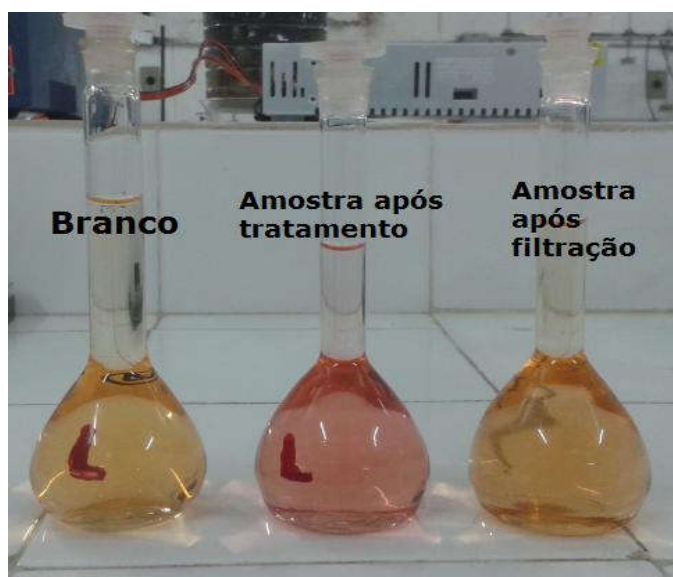
Gráfico 5 - Variação da concentração de alumínio de acordo com a filtração para o processo de eletrocoagulação.



Fonte: autoria própria (2018)

A Figura 8 demonstra a primeira etapa da análise de alumínio realizada nas amostras após tratamento, com e sem filtração. A coloração determina a concentração de alumínio presente na água. Quanto mais próximo da tonalidade do branco (amostra preparada com água destilada e indicadores, sem a presença de alumínio), menor o teor de alumínio presente. Pode-se então comprovar que a filtração diminuiu o residual de alumínio presente na amostra, trazendo seu valor para uma faixa dentro do estabelecido pela legislação.

Figura 8 - Etapa da análise de alumínio em balões volumétricos de 50 ml.



Fonte: acervo próprio (2018)

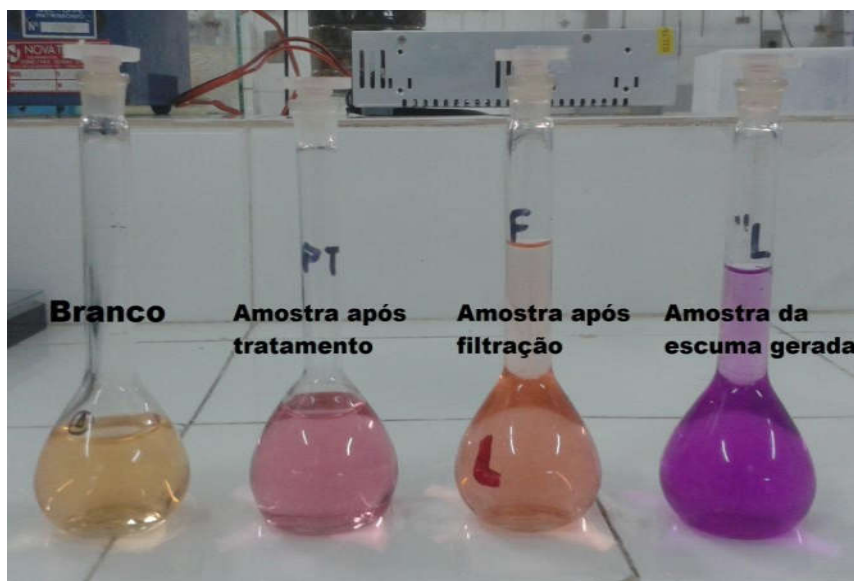
Outra aspecto importante observado após a filtração das amostras foi a diminuição do pH para uma faixa entre 6,5 e 6,8, garantindo assim que todo o hidróxido presente em excesso na forma de $Al(OH)_3$ foi removido através da filtração. É importante destacar que, mesmo havendo essa redução no pH, seus valores permaneceram dentro das condições estabelecidas pela legislação.

4.3.2 Geração de espuma e residual de alumínio

No processo de EC, muitos dos poluentes são separados do efluente e flotados para a superfície na forma de uma espuma compacta e com uma cor superficial semelhante à da amostra bruta (antes do tratamento). Segundo Kobya et al. (2006) essa espuma produzida tem as características do efluente bruto, como os sólidos sedimentáveis e a matéria desestabilizada por coagulação. O volume da espuma gerada acompanha a remoção de cor e turbidez, quanto maior a eficiência, maior a geração de espuma e com isso, maior a remoção de poluentes da água.

A análise de resíduo de alumínio também foi realizada numa amostra da espuma gerada retirada da superfície do reator, observando-se que o teor de alumínio encontrado é alto, como mostrado na Figura 9.

Figura 9 - Etapa da análise de alumínio após tratamento por eletrocoagulação, após a filtração e da espuma gerada.



Fonte: acervo próprio (2018)

Esse resíduo, assim como nas estações convencionais de tratamento, constitui um dos principais problemas do sistema de EC, sendo necessário um estudo mais aprofundado sobre sua disposição e destino final.

Segundo estudo realizado por João (2018) existem poucos trabalhos na literatura sobre a caracterização do lodo gerado no processo de tratamento de água residual por EC.

4.4 Análise quanto à concentração de cloretos

Para garantir uma eficiência satisfatória da EC, é imprescindível que alguns parâmetros que influenciam o processo tenham valores adequados. Como não foi possível obter uma fonte de voltagem superior a 12 V de forma a garantir níveis de corrente variados, foi necessário adicionar cloreto de sódio nas amostras para aumentar a condutividade elétrica e, consequentemente, a corrente elétrica entre os eletrodos.

No entanto, essa adição de *NaCl* nas amostras elevou o nível de cloretos na água, tornando-se assim um parâmetro com valores acima do permitido pela PRC n ° 5/2017 do MS, que é de 250 mg/L para a água potável. Os valores observados de corrente elétrica e cloretos para cada condutividade elétrica utilizada estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Relação entre condutividade elétrica, cloretos e corrente elétrica.

Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Cloretos (mg/L)	Corrente elétrica (A)
500	165	0,2
1250	413	0,5
2000	826	0,75

Fonte: autoria própria (2018)

Nota-se que, apenas para a condutividade elétrica igual a 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ o valor dos cloretos não ultrapassou o limite máximo estabelecido. Sendo assim, é necessária uma maior atenção na adição de *NaCl*, de maneira que seja realizada uma otimização mais criteriosa do processo para garantir uma maior eficiência na clarificação da água sem, no entanto, gerar outro problema.

É importante observar (de acordo com o Gráfico 2 da seção 4.1) que houve remoção significativa de cor verdadeira e da turbidez (91 % para ambos) na utilização da condutividade elétrica de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tempo de 40 minutos de processo e pH igual a 5 (ver ensaio 5). Assim, salienta-se que é possível, também, obter resultados satisfatórios em

condutividades elétricas menores, não ultrapassando o limite de cloretos estabelecidos pela legislação.

4.5 Análise conforme o planejamento fatorial

Na Tabela 8 estão apresentadas as eficiências obtidas na remoção dos parâmetros cor verdadeira e turbidez pelo processo de tratamento por eletrocoagulação/decantação, em cada ensaio realizado, conforme o planejamento fatorial.

Tabela 8 - Eficiência de remoção dos parâmetros cor verdadeira e turbidez segundo o planejamento fatorial.

Ensaio	Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		pH		Tempo (min)		Turbidez	Cor
	Nível	Valor	Nível	Valor	Nível	Valor	(%)	(%)
1	-	500	-	5	-	10	84	94
2	+	2000	-	5	-	10	89	98
3	-	500	+	9	-	10	76	87
4	+	2000	+	9	-	10	84	94
5	-	500	-	5	+	40	91	91
6	+	2000	-	5	+	40	93	94
7	-	500	+	9	+	40	88	100
8	+	2000	+	9	+	40	81	100
9	0	1250	0	7	0	25	92	91
10	0	1250	0	7	0	25	91	94
11	0	1250	0	7	0	25	80	94

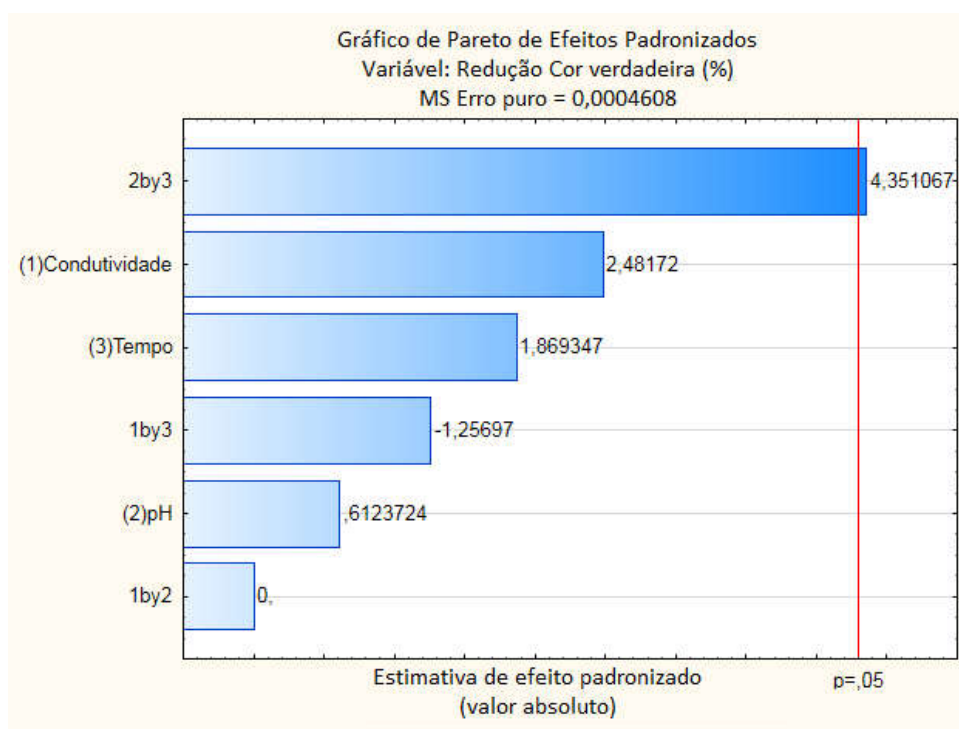
Fonte: autoria própria (2018)

Para a análise estatística dos dados obtidos, utilizando o *software Statistica 12*, foi possível aplicar a análise fatorial, de acordo com o planejamento experimental do trabalho. Para tanto, foi utilizado o diagrama de Pareto que, segundo Khajeh (2012), mostra os fatores estatisticamente significativos para o processo. Trata-se de uma representação gráfica onde se podem analisar as causas e efeitos do comportamento de cada fator envolvido, ou de suas interações, e quais são os mais significativos no processo.

O teste estatístico analisou a significância, com um nível de confiança de 95 %, das variáveis de modo independente, assim como, a interação entre elas. Na interpretação do gráfico, quando uma barra atinge o valor $p = 0,05$, indica que um fator ou uma combinação de fatores tem influência significativa na resposta.

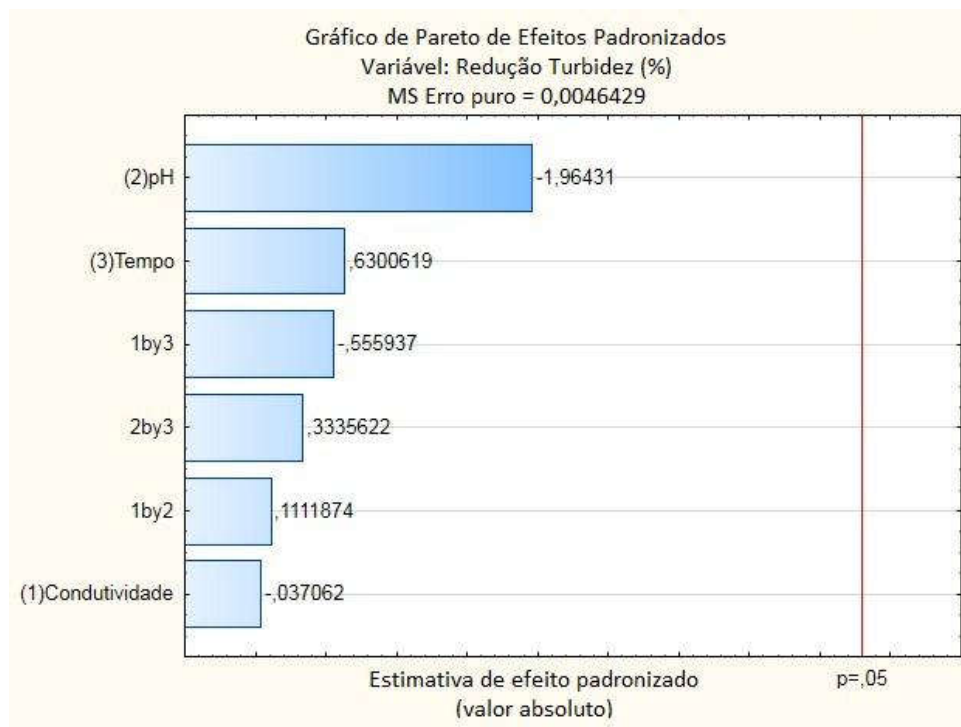
As análises estatísticas para a redução em porcentagem da cor verdadeira e turbidez estão apresentadas nas Figuras 10 e 11, respectivamente.

Figura 10 - Gráfico de Pareto do processo de eletrocoagulação para a variável resposta cor verdadeira.



Fonte: autoria própria (2018)

Figura 11 - Gráfico de Pareto do processo de eletrocoagulação para a variável resposta turbidez.



Fonte: autoria própria (2018)

Verifica-se na Figura 10 que para o parâmetro cor, somente a interação entre os fatores tempo e pH (2 by 3) se mostrou estatisticamente significativa. O sinal positivo do termo (na extremidade da barra) indica uma sinergia entre estas variáveis e maior eficiência na remoção da cor verdadeira quando houve um aumento simultâneo dos níveis dos dois parâmetros – tempo e pH (ver ensaios 7 e 8 da Tabela 7). Esta constatação é aceitável uma vez que, na faixa de pH alcalino a reação de formação do hidróxido de alumínio insolúvel ocorre de maneira completa (ver Equação 3 da seção 2.6.1), agindo como coagulante e aderindo-se às partículas coloidais dispersas para a formação dos flocos. Ademais, num tempo maior do processo, há um aumento na probabilidade de colisão e adesão entre o poluente e o hidróxido de alumínio formado que irá se agregar às partículas presentes na água de maneira mais uniforme, sendo então essencial um tempo de contato suficientemente grande para esta condição ocorrer.

A partir da observação da Figura 11 percebe-se que não houve fatores significativos estatisticamente ($p > 0,05$) para o parâmetro turbidez, uma vez que os resultados apresentaram menores variações em suas taxas de remoção em praticamente todos os ensaios (ver Tabela 7).

5 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados obtidos neste trabalho, pode-se concluir que a otimização do processo de eletrocoagulação através do planejamento fatorial possibilitou uma boa eficiência na clarificação da água de manancial superficial, de modo que os resultados obtidos para a cor e turbidez se enquadraram dentro dos padrões de potabilidade estabelecidos pela legislação.

Foi demonstrado também que as eficiências na remoção da turbidez e cor da água dependeram significativamente dos três fatores considerados: condutividade, tempo de eletrólise e pH da água, sendo estas variáveis de extrema importância para o processo.

Os eletrodos de alumínio se mostraram muito eficientes, chegando a 100 % para remoção da cor verdadeira e 93 % na remoção da turbidez. No entanto, os níveis de alumínio residual presentes na água tratada foram bastante elevados, sendo necessária a realização de uma filtração após o processo, para que fosse obedecido o limite máximo permitido pela legislação e evitados os problemas de saúde citados neste trabalho.

A adição de cloreto de sódio para aumentar a condutividade e garantir uma boa eficiência no processo também proporcionou um aumento na concentração de cloretos, o que pode se tornar um fator prejudicial à saúde pela quantidade de sal presente na água.

Outro fator importante foi a variação do pH final, que se tornou alcalino sem a necessidade de correção ao término do processo.

Portanto, conclui-se que o tratamento por eletrocoagulação pode ser considerado uma alternativa viável para o tratamento de água para consumo observando os parâmetros utilizados neste trabalho como também as ressalvas realizadas.

Recomendações para trabalhos futuros:

- Observar o consumo de energia elétrica;
- Analisar a passivação e o desgaste dos eletrodos;
- Avaliar o resíduo de lodo gerado e propor soluções;
- Estudar a melhor configuração do sistema de maneira que ocorra uma flotação mais eficiente do hidrogênio formado no cátodo;
- Utilizar fontes de voltagens diferentes para obtenção de correntes variadas.

REFERÊNCIAS

ADAPUREDDY, S. M.; GOEL, S. **Optimizing electrocoagulation of drinking water for turbidity removal in a batch reactor**. In: International Conference on Environmental Science and Technology, 2012, Singapura. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/81e1/c6486a3f56cc1c8c623f3fdf7f2d1edb7f53.pdf>> Acesso em: 04 abr. 2018.

AQUINO NETO, S. et al. **Tratamento de Resíduos de Corante por Eletrofloculação**: Um Experimento para Cursos de Graduação em Química. Química Nova, v. 34, n. 8, p. 1468-1471, 2011.

APHA (American Public Health Association). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 Ed. Washington – DC, 2012.

BASTOS, R.K.X., et al. **Legislação sobre controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano**. A experiência brasileira comparada à Pan-americana. Revista do Congresso Interamericano de ingeniería sanitaria y ambiental. San Juan: AIDIS, 2004.

BONGIOVANI, M. C. et al. Os benefícios da utilização de coagulantes naturais para a obtenção de água potável. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 32, n. 2, p. 167-170, 2010.

BOUDJEMA, N. et al. Treatment of Oued El Harrach river water by electrocoagulation noting the effect of the electric field on microorganisms. **Journal Of The Taiwan Institute Of Chemical Engineers**, [s.l.], v. 45, n. 4, p.1564-1570, jul. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jtice.2013.10.006>.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento**. 3. ed. rev. Brasília: FUNASA, 2004. 408 p. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/manual_saneamento_3ed_rev_p1.pdf> Acesso em: 17 mar. 2018.

_____. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde. **Manual de controle de qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAs**. Brasília:FUNASA, 1 ed. 2014. 112 p.

_____. Ministério da Saúde. **Portaria de consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX**. “Do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade”. Diário Oficial da União, Brasília. 2017.

BRATBY, J. **Coagulation and flocculation with an emphasis on water and wastewater treatment**. 1ed.Ed. Uplands Press LTD, 376 f.1980. Disponível em: <<https://www.ircwash.org/sites/default/files/253-80CO-1277.pdf>> Acesso em: 28 abr. 2018.

CAÑIZARES, P. et al. Coagulation and electrocoagulation of oil-in-water emulsions. **J. Hazard. Mater.** 151 (2008) 44 – 51.

CORAL, L. A.; BERGAMASCO, R.;BASSETTI, F. J. **Estudo da viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo**. International Workshop Advances In Cleaner Production. São Paulo, 2009.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and purification technology**, [s.l.], v. 38, n. 1, p.11-41, jul. 2004. Elsevier BV.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Tratamento de águas de Abastecimento por filtração em múltiplas etapas**. (Ed.) Rio de Janeiro: PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999, 114p.

DRISCOLL, C. T.; LETTERMAN, R. D. (1988) Chemistry and fate of Al^{III} in treated drinking water. **J. Environ. Eng. Div.ACSE** **114** (1) p. 21-37.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Florestas. Ministério da Agricultura e do Abastecimento. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Colombo, PR. 69 p.2011.

FAGNEKAR, N. A.; MANE, S. Removal of turbidity using electrocoagulation. **IJRET: international journal of research in engineering and technology**, v. 04, n. 06, p. 537-546, jun. 2015.

FEDALA, N. et al. Physical parameters affecting coagulation of turbid water with *Opuntia ficus-indica* cactus. **Ecological engineering**, [S.L.], v. 77, p. 33-36, jan. 2015.

FERRAREZE, C. N. M. **Tratamento de água através do processo de eletrocoagulação**. 107 f. 2016. (Trabalho de conclusão de curso), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2016.

FERREIRA, L. H. **Remoção de sólidos em suspensão de efluente da indústria de papel por eletroflotação**. 2006. 82p. Dissertação de Mestrado – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, SP.

FIGUEIRÊDO, G. J. A. **Avaliação da presença de alumínio na água do sistema de abastecimento público da cidade de João Pessoa e grande João Pessoa no estado da Paraíba e os possíveis riscos para a saúde da população**. 118 f. Dissertação de mestrado. Universidade Federal da Paraíba, 2004.

FLATEN, T. P. **Aluminium as a risk factor in Alzheimer's disease, with emphasis on drinking water**. Brain Research Bulletin. Vol. 55, n.º 2 (2001), p. 187–196.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. Vol. 2. 2º Ed. Minas Gerais: UFMG, 2010.

HOLT, P. K. **Eletrocoagulation**: Unravelling and synthesising the mechanisms behind a water treatment process. Sydney 2003. Tese Doctor of Philosophy in Chemical Engineering – Department of Chemical Engineering University of Sydney.

_____, P. K.;BARTON, G. W.; MITCHELL, C. A. **Electrocoagulation as a wastewater treatment**. In: The Third Annual Australian Environmental Engineering Research Event (Eds, Considine, R., Low, S. L. and Mol, S.) EERE Organising Team, Castlemaine, Victoria, pp. M: 41-46. 1999.

_____, P. K.; BARTON, G. W.; MITCHELL, C. A. (2002). A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, 211(2-3),p. 233-248.

HAKIZIMANA, J. N. et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**.v. 404, 2017, p. 1-21

JOÃO, J. J. et al. Processo de eletrocoagulação-flotação: investigação dos parâmetros operacionais para o tratamento de águas residuais da indústria de pescados. **Quim. Nova**, Vol. 41, No. 2, 163-168, 2018.

JIANG, J.Q. et al. **Laboratory study of electrocoagulation–flotation for water treatment**. Water Research. 2002. v. 36: 4064–4078.

KHAJEH, M. Multivariate optimization of microwave-assisted digestion of copper and zinc from powder milk. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, S.I., v. 23, n. 9, p. 1704-1710, 2012.

KOBYA, M. et al. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, v. 190, n. 1-3, p. 201-211, 2006.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2010.

MALAKOOTIAN, M.;MANSOORIAN, H.J.;MOOSAZADEH, M. Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. **Desalination**. v. 255 (2010) 67–71 p.

MAIA, L. G. C. **Estudo do processo de eletrocoagulação/floculação aplicado ao polimento de efluente doméstico**. Fortaleza, 2014. 95 f. Dissertação de Mestrado em Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2014.

MATTESON, M. J. et al. Electrocoagulation and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, S.I., v. 104, p. 101-109, 1995.

MELO, J. R. C. **Arcabouço legal e institucional e a situação de proteção ambiental dos mananciais: o caso do rio marés na Paraíba**. Tese de doutorado.2013. 260 p.Universidade Federal da Bahia. Salvador-BA.

MOLLAH, M. Y. A. et al. Electrocoagulation (EC) — science and applications. **Journal Hazardous Materials**, v. 48, p. 29-41, 2001.

BARROS NETO B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. Campinas, SP: Editora da Unicamp, 2001.

OLIVEIRA, L. R.; BARROS, M. A.; FRANCO JÚNIOR, M. R. F. **Processo contínuo de adsorção de alumínio em coluna de carvão ativado**. In: X encontro brasileiro sobre adsorção. 2014, Guarujá. Disponível em: <http://www2.unifesp.br/home_diadema/eba2014/br/resumos/R0012-2.PDF>. Acesso em: 05 mar. 2018.

OTENIO, M. H. et al. Avaliação em escala laboratorial da utilização do processo eletrolítico no tratamento de águas. **Quim. Nova**, Vol. 31, No. 3, 508-513, 2008.

PRETORIUS W. A., JOHANNES, W. G. LAMPERT, G. G. **Electrolytic iron flocculant production with a bipolar electrode in series arrangement**. Water SA. Afr. 17. 133-138 p. 1991.

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

ROSALINO M. R. R. **Potenciais efeitos da presença de alumínio na água de consumo Humano**. 85 p., (Dissertação de mestrado), Universidade Nova de Lisboa - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa, 2011.

SRINIVASAN, P. T.; VIRARAGHAVAN, T.; SUBRAMANIAN, K. S. **Aluminium in drinking water: An overview**. Water SA. vol. 25, n.º3 (1999), p. 47-56.

SAMPAIO, V. C. S. **Pré-tratamento de água para abastecimento humano utilizando processo eletrolítico por corrente contínua pulsada**. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 159 p. 2016.

TEÓFILO, R. F.; FERREIRA, M. M. **Quimiometria II: planilhas eletrônicas para cálculos de planejamentos experimentais, um tutorial**. Quim. Nova, Vol. 29, No. 2, 338-350, 2006.

USEPA. **25 years of the safe drinking water act: history and trends**. Cincinnati, Ohio: USEPA. CERL. 1999. 56p. Disponível em: <<https://permanent.access.gpo.gov/websites/epago/v/www.epa.gov/safewater/consumer/trendrpt.pdf>>. Acesso em: 06 mar. 2018.

VIEGAS, M. B. **Eletrocoagulação-flotação: uma alternativa para o tratamento de água**. 61 p. (Trabalho de conclusão de curso). Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2017.

VIK, E.A. et al. Electrocoagulation of potable water. **Water Res.** Vol. 18, No. 11, pp. 1355-1360, 1984.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, v. 1. 3 ed. Minas Gerais, 1995. Disponível em: <<https://pt.scribd.com/document/353711477/Principio-do-Tratamento-Biologico-de-Aguas-Residuarias-Marcos-Von-Sperling>> Acesso em: 10 out. 2017.

WHO/Unicef (2017) **Progress on drinking water, sanitation and hygiene: Update and SDG Baselines**. Geneva: World Health Organization and United Nations Children's Fund, USA. Disponível em: <<https://www.compassion.com/multimedia/drinking-water-sanitation-who-unicef.pdf>> Acesso em: 8 mar. 2018

YIN, C. Y. Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. **Process Biochemistry**, v. 45, n. 9, p. 1437-1444, 2010.