



FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA  
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

**KIANE CRISTINA LEAL VISCONCIN**

**ELETRICOAGULAÇÃO: UMA ALTERNATIVA PARA  
REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO DE ÁGUAS  
RESIDUÁRIAS DE AQUICULTURA**

CAMPINAS

2021

**KIANE CRISTINA LEAL VISCONCIN**

**ELETROCOAGULAÇÃO: UMA ALTERNATIVA PARA  
REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO DE ÁGUAS  
RESIDUÁRIAS DE AQUICULTURA**

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestra em Engenharia Agrícola, na Área de Água e Solo.

Orientador: Prof. Dr. Ariovaldo José da Silva

ESTE TRABALHO CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELA ALUNA KIANE CRISTINA LEAL VISCONCIN, E ORIENTADA PELO PROF. DR. ARIOVALDO JOSÉ DA SILVA

CAMPINAS

2021

Ficha catalográfica  
Universidade Estadual de Campinas  
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura  
Rose Meire da Silva - CRB 8/5974

V822e Visconcin, Kiane Cristina Leal, 1995-  
Eletrocoagulação : uma alternativa para remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de aquicultura / Kiane Cristina Leal Visconcin. – Campinas, SP : [s.n.], 2021.

Orientador: Ariovaldo José da Silva.  
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Eletrocoagulação. 2. Águas residuais. 3. Aquicultura. 4. Água - Reuso. I. Silva, Ariovaldo José da, 1966-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

**Título em outro idioma:** Electrocoagulation : an alternative for removing nitrogen and phosphorus from aquaculture wastewater

**Palavras-chave em inglês:**

Electroagulation

Wastewater

Aquaculture

Reuse - Water

**Área de concentração:** Água e Solo

**Titulação:** Mestra em Engenharia Agrícola

**Banca examinadora:**

Ariovaldo José da Silva [Orientador]

Ricardo Nagamine Costanzi

Ederio Dino Bidóia

**Data de defesa:** 30-08-2021

**Programa de Pós-Graduação:** Engenharia Agrícola

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)

- ORCID do autor: <https://orcid.org/my-orcid?orcid=0000>

- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/6875746788961710>

Este exemplar corresponde à redação final da **Dissertação de Mestrado** defendida por **Kiane Cristina Leal Visconcin**, aprovada pela Comissão Julgadora em 30 de outubro de 2021, na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas.

**FEAGRI**

---

**Prof. Dr. Ariovaldo José da Silva – Presidente e Orientador**

---

**Dr. Ricardo Nagamine Costanzi – Membro Titular**

---

**Dr. Ederio Dino Bidóia – Membro Titular**

**Faculdade de**  
**Engenharia Agrícola**  
**Unicamp**

**A Ata da defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se no SIGA/Sistema de Fluxo de Dissertação/Tese e na Secretaria do Programa da Unidade.**

*Dedico minha dissertação de mestrado aos meus pais.*

## AGRADECIMENTOS

Esse projeto não teria sido realizado se não fosse as mãos de Deus e Jesus Cristo sempre me ajudando, portanto, meu agradecimento principal é para eles. Faço um agradecimento especial aos meus pais, que estiveram sempre ao meu lado me ajudando de todas as formas possíveis e as consideradas impossíveis aos olhos de alguns, eu tenho os melhores pais do mundo e essa dissertação é inteiramente dedicada a eles, o mínimo que eu consigo retribuir por tudo que eles fazem e já fizeram por mim. Agradeço ao Tulio Angelo, meu namorado que também não mediu esforços para me ver sempre feliz e realizada. Agradeço a todos os meus verdadeiros amigos e companheiros de vida, Agatha dos Santos, Bruno Meneghel, Daniele Costa, Emily Moreira, Jhonnatan Yepes, Joziane Fialho, Maria Lidia e Rafael Lino (todos tem a mesma importância em meu coração). Quero agradecer a todos os professores que estiveram em minha vida acadêmica e formaram a profissional que eu sou, em especial ao professor Edu Max que além de me proporcionar inúmeras oportunidades, foi ele quem me levou e apresentou ao professor Ariovaldo, ele me elogiou de todas as formas possíveis e convenceu o professor Ariovaldo que valia a pena me orientar, então essa conquista também é dele. Obrigada professor Ariovaldo por acreditar e confiar no meu trabalho, apoiar minhas ideias e loucuras e me incentivar em tudo, o senhor é um ótimo professor e orientador. Obrigada a todos os funcionários da FEAGRI/UNICAMP que estão sempre dispostos a nos ajudar em tudo, em especial a Valéria, uma pessoa maravilhosa, que nos responde até pelo WhatsApp, ela é paciente, atenciosa, amável e incentivadora. Obrigada a todos do PIBIC/EM e Ciência e Artes nas Férias, aprendi muito com cada um. Obrigada a INOVA/UNICAMP pela oportunidade de participar do Desafio UNICAMP e graças a Deus a minha equipe ganhou. Obrigada professor Volpato por todos os cursos e conhecimentos compartilhados. Muito obrigada Faepex/FUNCAMP, CNPq e CAPES pelas bolsas de estudo e financiamento de projetos. **O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.**

*“Apesar dos nossos defeitos, precisamos enxergar que somos pérolas únicas no teatro da vida e entender que não existem pessoas de sucesso e pessoas fracassadas. O que existem são pessoas que lutam pelos seus sonhos ou desistem deles”.*

*Augusto Cury – Nunca Desista de Seus Sonhos*

## RESUMO

Atualmente o sistema de recirculação vem sendo muito utilizado na aquicultura, no entanto, como não se faz o descarte do efluente, nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio são acumulados, podendo resultar em eutrofização do corpo d'água onde esse efluente for lançado. Para sanar esse problema é implementado um sistema de tratamento de águas residuárias, que pode ser físico ou biológico, sendo o mais comum o biológico. Todavia, o uso de sistemas convencionais nem sempre garante as eficiências de remoção de nitrogênio e fósforo desejáveis, ora removem um, ora removem o outro desses nutrientes. Além disso, os processos biológicos convencionais para nitrificação e desnitrificação demandam áreas relativamente grandes, suplementação de oxigênio e fontes de carbono externas. Uma tecnologia alternativa que pode ser utilizada é a eletrocoagulação, que pode garantir eficiência de remoção de ambos os elementos. Apesar de ser uma tecnologia considerada antiga, há poucos estudos sobre o uso desse processo para tratar efluentes de aquicultura. Portanto, o objetivo do presente trabalho é avaliar se, definidas as condições ótimas, o uso da tecnologia de eletrocoagulação é eficiente na remoção de nitrogênio e fósforo para o tratamento de água residuária de aquicultura. Para esse estudo utilizaram-se uma fonte de corrente contínua, um par de eletrodos de alumínio, cabos condutores, um suporte para os eletrodos e um agitador. O experimento foi conduzido seguindo um planejamento fatorial composto central considerando as variáveis independentes, tais como, a corrente elétrica, o tempo e a distância entre os eletrodos. As variáveis: pH, condutividade elétrica, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio total e fósforo total foram analisadas em todas as amostras. O Tratamento 1 (corrente elétrica de 1 ampère, a distância entre eletrodos de 4 centímetros em um tempo total de 50 minutos) e o Tratamento 2 (corrente elétrica de 0,8 ampère, distância entre eletrodos de 4 cm e tempo de 50 minutos) proporcionaram as maiores porcentagens de remoção de nutrientes causadores da eutrofização com os menores custos de tratamento da água residuária de aquicultura. A temperatura apresentou influência nos tratamentos realizados, sendo que o aumento de temperatura proporcionou uma maior remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo total, porém tende a aumentar os valores de pH, bem como das concentrações de nitrito, nitrato e dos valores de condutividade elétrica.

**Palavras-chave:** Tratamento eletroquímico; águas residuárias; aquicultura; reuso do efluente.

## **ABSTRACT**

Currently, the recirculation system has been widely used in aquaculture, however, as the effluent is not disposed of, nutrients, especially phosphorus and nitrogen, are accumulated, which can result in the eutrophication of the water body were the effluent is discharged. To solve this problem, a wastewater treatment system is implemented, which can be physical or biological, the most common being biological. However, the use of conventional systems does not always guarantee the desirable nitrogen and phosphorus removal efficiencies, either removing one or the other of these nutrients. Furthermore, conventional biological processes for nitrification and denitrification require relatively large areas, oxygen supplementation and external carbon sources. An alternative technology that can be used is electrocoagulation, which can ensure efficient removal of both elements. Despite being an old technology, there are few studies on the use of this process to treat aquaculture effluents. Therefore, the objective of the present work is to evaluate if, defined the optimal conditions, the use of electrocoagulation technology is efficient in the removal of nitrogen and phosphorus for the treatment of aquaculture wastewater. For this study, a direct current source, a pair of aluminum electrodes, conductor cables, a support for the electrodes and a stirrer were used. The experiment was conducted following a central composite factorial design considering independent variables such as electrical current, time and distance between electrodes. The variables: pH, electrical conductivity, ammonia nitrogen, nitrite, nitrate, total nitrogen, and total phosphorus were analyzed in all samples. Treatment 1 (electric current of 1 amp, distance between electrodes of 4 centimeters in a total time of 50 minutes) and Treatment 2 (electric current of 0.8 amp, distance between electrodes of 4 cm and time of 50 minutes) provided the highest percentages of removal of nutrients causing eutrophication with the lowest costs of aquaculture wastewater treatment. The temperature influenced the treatments performed, and the increase in temperature provided a greater removal of ammonia nitrogen and total phosphorus, but it tends to increase the pH values, as well as the concentrations of nitrite, nitrate and the values of electrical conductivity.

**Keywords:** Electrochemical treatment; fish effluent; reuse of effluent.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mecanismos de interação de uma célula eletrolítica. ....	27
Figura 2 - Diagrama de Pourbaix para Al-H <sub>2</sub> O, 25°C. ....	31
Figura 3 - Reator eletrolítico. ....	32
Figura 4 - Reator eletrolítico em conexão monopolar em paralelo. ....	33
Figura 5 - Reator eletrolítico em conexão monopolar em série. ....	34
Figura 6 - Reator eletrolítico em conexão bipolar. ....	34
Figura 7 - Desenho do sistema de eletrocoagulação utilizado nesse estudo. ....	40
Figura 8 - Teste de Tukey realizado na média dos tratamentos estudados para análise de X1. ....	46
Figura 9 - Teste de Tukey realizado na média dos tratamentos estudados para análise de X3. ....	48
Figura 10 - Teste de Tukey realizado na média dos tratamentos estudados para análise de X4. ....	50
Figura 11 - Teste de Tukey realizado na média dos tratamentos estudados para análise de X5. ....	52
Figura 12 - Teste de Tukey realizado na média dos tratamentos estudados para análise de X7. ....	54
Figura 13 - Análise discriminante dos tratamentos estudados. ....	55
Figura 14 - Componentes principais. ....	59

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização do efluente de aquicultura em sistema de recirculação interna. ....	23
Tabela 2 - Reagentes utilizados para preparo da água sintética de aquicultura de recirculação. ....	39
Tabela 3 - Características dimensionais do recipiente. ....	40
Tabela 4 - Características dos eletrodos. ....	41
Tabela 5 - Variáveis independentes e níveis de variação que foram avaliados no delineamento composto central de 2 <sup>3</sup> . ....	41
Tabela 6 - Planejamento experimental para estudo dos efeitos conforme delineamento composto central (DCC) com três repetições e três pontos centrais. ....	42
Tabela 7 - Equipamentos e métodos utilizados para realização de cada análise para verificação do desempenho do tratamento eletroquímico. ....	44
Tabela 8 - Carga elétrica, concentração e porcentagem dos nutrientes encontrados em cada tratamento analisado. ....	45
Tabela 9 - Matriz de correlações dos resultados das análises químicas estudadas. ....	57
Tabela 10 - Autovalores, porcentagem de variação explicada por cada componente e porcentagem acumulada da variabilidade, obtidos pela matriz de correlação. ....	58

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	13
1.2	Objetivos.....	13
1.2.1	Objetivo Geral.....	14
1.2.2	Objetivos Específicos.....	14
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	15
2.1	Panorama geral da aquicultura.....	15
2.2	Sistemas de manejo na aquicultura.....	16
2.2.1	Sistema extensivo.....	16
2.2.2	Sistema semi-intensivo.....	17
2.2.3	Sistema intensivo.....	18
2.2.4	Sistema superintensivo.....	19
2.2.5	Sistema de aquicultura com recirculação (SAR).....	20
2.4	Características da água de tanques de aquicultura.....	21
2.5	Técnicas usualmente utilizadas para tratamento de água de tanques de aquicultura.....	24
2.5.1	Remoção de nitrogênio.....	24
2.5.2	Remoção de fósforo.....	25
2.6	Tratamento eletroquímico.....	26
2.6.1	Processos envolvidos na eletrocoagulação.....	27
2.6.1.1	Coagulação.....	27
2.6.1.2	Adsorção e neutralização das cargas.....	28
2.6.1.3	Floculação.....	28
2.6.1.4	Varredura.....	28
2.6.1.5	Flotação.....	28
2.6.2	Reações que ocorrem nos eletrodos de alumínio durante a eletrocoagulação.....	29
2.6.3	Tipos de células eletrolíticas de um reator de eletrocoagulação.....	31
2.6.3.1	Tipos de conexão de células eletrolíticas com eletrodos monopolares.....	32
2.6.3.2	Tipos de conexão de células eletrolíticas com eletrodos bipolares.....	34
2.6.4	Parâmetros que interferem no processo de eletrocoagulação.....	35
2.6.5	Análises de custo do tratamento eletroquímico.....	37
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	39
3.1	Água de Aquicultura Sintética.....	39
3.2	Reator de eletrocoagulação.....	39
3.3	Planejamento experimental.....	41

3.4	Procedimento experimental .....	42
3.5	Análise do custo do tratamento eletroquímico.....	43
3.6	Avaliação da influência da temperatura na eletrocoagulação.....	43
3.7	Metodologia das análises .....	43
3.8	Análise estatística .....	44
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	45
4.1	Eficiência de remoção.....	45
4.2	Teste de Tukey .....	45
4.3	Análise discriminante canônica por meio do teste de Tukey.....	55
4.4	Análise de componentes principais.....	57
4.6	Análise do custo do tratamento eletroquímico.....	60
4.7.1	pH.....	62
4.7.2	Condutividade elétrica .....	62
4.7.3	Nitrogênio amoniacal .....	63
4.7.4	Nitrito .....	64
4.7.5	Nitrato.....	64
4.7.6	Fósforo Total .....	65
5	CONCLUSÃO.....	66
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	67

## **1 INTRODUÇÃO**

O setor de aquicultura é de suma importância no cenário atual da agricultura e pecuária brasileira, tanto para geração de renda através da comercialização dos vários produtos oriundos dessa atividade, quanto na geração de empregos para a população do país.

O termo aquicultura refere-se ao cultivo de animais aquáticos, e se dá em quatro diferentes sistemas de criação, extensivo, semi-intensivo, intensivo e superintensivo. Cada sistema possui manejos próprios e a produtividade varia de acordo com a taxa de estocagem e a alimentação.

O sistema de recirculação pode ser manejado de acordo com esses sistemas de criação e através da recirculação é possível garantir uma aquicultura mais sustentável, visto que economiza água por ser implementado em um sistema fechado. Todavia, os sistemas fechados concentram os nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio. Se os efluentes não forem tratados poderão causar a eutrofização do meio, que pode resultar na mortalidade dos animais, prejudicando assim a produção.

Atualmente, para o tratamento do efluente de aquicultura de recirculação se utilizam sistemas biológicos, por exemplo, sistemas de nitrificação e desnitrificação e wetlands construídos, onde o efluente passa por um filtro de areia e brita e macrófitas. Todavia, esses sistemas ora são eficientes na remoção de nitrogênio, ora na remoção de fósforo, como pode ser visto em diversas referências citadas na seção 2 (Revisão de Literatura) desse projeto.

Esse estudo propõe o uso de uma tecnologia alternativa, a eletrocoagulação, para sanar essa problemática, realizando de forma eficiente a remoção tanto de nitrogênio quanto de fósforo de efluentes de sistema aquícola.

A eletrocoagulação utiliza corrente elétrica para que ocorra a oxidação, o processo em geral utiliza como material eletrodico alumínio ou ferro, pois liberam íons que permitem o processo de coagulação e flotação e/ou sedimentação da matéria orgânica e diversos nutrientes. Apesar de ser uma tecnologia considerada antiga, sua aplicação para tratamento de efluente de aquicultura de recirculação não é difundida e não estão bem estabelecidos parâmetros operacionais para remoção de nitrogênio e fósforo.

### **1.2 Objetivos**

A seguir estão elencados os objetivos dessa pesquisa.

### *1.2.1 Objetivo Geral*

Avaliação da condição da tecnologia de eletrocoagulação que propicia a melhor remoção de nitrogênio e fósforo no tratamento de uma água residuária sintética com características semelhantes a efluentes de aquicultura.

### *1.2.2 Objetivos Específicos*

- Definir a composição da água residuária sintética de forma que represente a água residuária de aquicultura em sistema de recirculação;
- monitorar a qualidade da água sintética de aquicultura, antes e após a aplicação da tecnologia eletrocoagulação;
- otimizar os parâmetros operacionais: distância entre os eletrodos (cm), tempo de aplicação de corrente elétrica (min) e densidade de corrente elétrica ( $\text{mA}\cdot\text{cm}^{-2}$ );
- avaliar a influência da temperatura na remoção de nitrogênio e fósforo quando aplicado a eletrocoagulação nas condições ótimas.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

Nesta seção foram abordados assuntos relevantes para o entendimento de como funciona o sistema de aquicultura, qual a problemática que ela enfrenta, como este problema está sendo solucionado e propor uma tecnologia inovadora para o tratamento dos efluentes.

### 2.1 Panorama geral da aquicultura

A aquicultura é a prática de cultivar várias espécies aquáticas (de água doce ou marinha) em sistema confinado, para suprir a necessidade de alimentos mundial (NGO et al., 2017).

Foi exercida durante 4000 anos em pequena escala nos países asiáticos e atualmente tornou-se o setor de produção de maior crescimento global. O relatório Situação da Pesca e Aquicultura no Mundo (SOFIA), preparado pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e a Agricultura (FAO) em 2018, aponta que até 2030 a produção combinada de pesca de captura com a aquicultura chegará a 201 milhões de toneladas (FAO, 2018).

O Brasil é o quarto maior produtor mundial de tilápia, com uma produção de 400.280 toneladas em 2018, estando atrás da China, Indonésia e Egito, de acordo com levantamento da Associação Brasileira da Piscicultura (Peixe BR). O Estado brasileiro maior produtor de peixes de cultivo, de acordo com esse mesmo levantamento, foi o Paraná com um total de 73,2 mil toneladas e o maior produtor de peixes nativos foi Rondônia produzindo 72,8 mil toneladas (BAPTISTA et al., 2018).

São 64 espécies de organismos aquáticos cultivadas no Brasil, tendo como principais espécies a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), algumas variedades de carpas, seguido pelos peixes redondos, pacu (*Piaractus mesopotamicus*) e tambaqui (*Colossoma macropomum*) e bagres nativos do gênero *Pseudoplatystoma*. Ademais, outras espécies, como o pirarucu (*Arapaima gigas*) e a truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) com potencial de produção promissor (FAO, 2016). A tilápia do Nilo é uma das espécies mais cultivadas no sistema de aquicultura e representa aproximadamente 80% do total de tilápia produzida no mundo (FAO, 2018).

A aquicultura pode ser implementada em vários níveis de produção, sendo que as características dos efluentes dependem basicamente, da qualidade da água de abastecimento, da qualidade dos alimentos fornecidos, do tempo de permanência do efluente dentro dos sistemas de criação, das espécies cultivadas, da densidade de estocagem e da biomassa dos organismos (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008).

A produção de animais aquáticos na aquicultura pode ser feita em tanques escavados, tanque rede em represas, pesca e produção de mariscos e camarões. Dependendo do tipo de sistema, seja ele intensivo, semi-intensivo, extensivo ou superintensivo deve-se ter muita atenção quanto a carga orgânica gerada durante o cultivo e restos de ração no sistema, visto que podem acarretar baixa produtividade, pois promove a eutrofização e consequentemente proliferação de algas que diminuem ou esgotam o oxigênio dissolvido naquele ambiente. Sabe-se que a maioria dos efluentes de aquicultura não recebe nenhum tipo de tratamento prévio ao ser lançado nos corpos d'água ou durante o próprio manejo dos animais visando o reuso da água (SILVA, 2012).

## **2.2 Sistemas de manejo na aquicultura**

A aquicultura pode ser manejada em vários tipos de sistemas, de acordo com o volume de animais que se deseja produzir em um espaço quadrático ou cúbico e em relação as espécies cultivadas. Abaixo está explicado como funciona cada sistema.

### *2.2.1 Sistema extensivo*

O sistema extensivo é um sistema de criação caracterizado pela utilização de técnicas tradicionais, na qual, os alevinos são soltos em lagos ou represas e permanecem até a captura (SILVA, 2019). É uma atividade secundária muito utilizada quando o objetivo principal não é a produtividade para fins comerciais, ou quando é feito o aproveitamento da área alagada. Esse sistema não faz uso de tecnologias, nem de técnicas especializadas de manejo (NTSAMA et al., 2018).

Na aquicultura extensiva o fornecimento de ração é irregular, ou em muitos casos nem existe. Sendo assim, os animais são alimentados com subprodutos agroalimentares e alimentos não convencionais, como resíduos vegetais, de cozinha e estrume animal, além de esterco oriundo de avicultura e suinocultura (ARAUJO, 2015).

Esse sistema requer grande disponibilidade de área e água para ser realizado e estima-se que a taxa de estocagem seja de 1 peixe/m<sup>2</sup> de tanque, variando de acordo com a espécie (SILVA, 2019). A produtividade é em torno de um a dois mil kg/ha/ano, cultivando as espécies como, tilápia, tambaqui, piau, carpa, surubim, pacu, tambacu e matrinchã (EMATER, 2019).

Essa atividade possui como ponto positivo, a sustentabilidade ambiental, pois não há a utilização de insumos que possam gerar resíduos. Além de possuir um baixo custo de instalação quando comparado com os outros. Tendo em vista que na maioria dos casos as represas já estão prontas, e são utilizadas para outras finalidades como bebedouro para bovinos, irrigação ou para produção de energia elétrica (ARAUJO, 2015).

Em países asiáticos, e nos estados do Rio Grande do Sul e Rondônia na criação de tilápia e tambaqui respectivamente, é utilizado um sistema de consórcio em plantações alagadas de arroz, na qual os alevinos são soltos logo após o alagamento e capturados antes da colheita. De acordo com (FENG et al., 2016) esse sistema traz vantagens financeiras satisfatórias, além da realização do controle biológico de pragas que se desenvolvem nesse microecossistema, principalmente insetos.

Tratando-se de carcinicultura (criação de camarão) até os anos de 1980 o cultivo era feito de forma extensiva. Assim como a piscicultura, utilizava de grandes áreas e baixas densidades de estocagem (MELO, 2018). Atualmente, o sistema extensivo para a criação de camarão só se tornou viável através do consórcio com outras culturas. Nesse sistema são construídas trincheiras de aproximadamente 1,3 m de profundidade nas regiões periféricas da área de lavoura, o que ocupa cerca de 5% da área total de cultivo. Sendo assim, cerca de 20 dias após o plantio da lavoura de arroz são soltos os camarões, e a lâmina d'água pode ser mantida, de 15 cm. O mais comum é que não se forneça nenhum tipo de alimentação aos camarões, com isso a taxa de estocagem varia em torno de 1 a 2 animais/m<sup>2</sup>. para que seja feita a colheita do arroz, a água do tabuleiro é esgotada e os camarões ficam mantidos nas trincheiras, após esse período os tabuleiros são inundados novamente e os animais se alimentam dos restos de cultura. A despesca do camarão é feita de 5 a 6 meses após o início do sistema, dessa forma, os tabuleiros são drenados e a captura é feita através de redes. Utilizando esse tipo de manejo, é possível atingir uma produtividade de 150 a 500 kg/ha, além dos benefícios que esse consorcio oferece (VALENTI, 2002).

Dessa forma, a aquicultura extensiva é uma atividade que não possui os melhores rendimentos econômicos, porém com boas práticas de alimentação natural, além da utilização de consórcios é possível a obtenção de boa rentabilidade.

### *2.2.2 Sistema semi-intensivo*

Esse sistema de criação se assemelha com o sistema extensivo, porém apresenta características distintas que diferem deste e dos demais. A aquicultura semi-intensiva é realizada em lagos e represas, e apresenta uma vantagem importante que é o cultivo de várias espécies de peixes no mesmo viveiro independente dos hábitos alimentares (EMATER, 2019).

Tecnologias para o aumento da produtividade são usadas neste sistema. Práticas como, monitoramento da qualidade da água, fertilização dos viveiros (aumento da alimentação natural), controle da densidade de estocagem e o uso de espécies economicamente viáveis, são realizadas na piscicultura semi-intensiva (ARAUJO, 2015).

Além disso, viveiros planejados são utilizados, em que é levado em consideração o tamanho e a profundidade. Tendo em vista que este sistema utiliza a renovação das águas do viveiro, vale ressaltar que o planejamento da construção é feito com base no volume de água disponível e na disposição dos tanques na área. Além de um mecanismo que facilite a entrada e saída da água (SILVA, 2019).

Ademais, no sistema semi-intensivo a alimentação dos peixes é basicamente fitoplâncton e zooplâncton. Porém se faz uso do fornecimento de ração, contanto que não ultrapasse a quantidades de  $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  (NTSAMA et al., 2018).

Por esses fatores a taxa de estocagem é maior quando comparada com o sistema extensivo, e gira em torno de 3 a 5 peixes a cada  $10 \text{ m}^2$  de tanque. Com isso, o tempo de cultivo é estimado entre 10 e 15 meses e a produtividade varia em torno de 3 mil a 5 mil  $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (EMATER, 2019).

Ademais, esse sistema é o mais utilizado no Brasil em se tratando de produção de camarão. Desde a década de 1990 a atividade vem se desenvolvendo e hoje com as técnicas de manejo adequadas o sistema intensivo de criação de camarão atingiu 6 mil  $\text{kg ha}^{-1}$  e a densidade de animais varia entre 20 e 30 camarões  $\text{m}^{-2}$ . Geralmente, os animais são estocados em tanques de fundo natural, abastecidos com a água e tamanho variando de 0,1 até 0,5 ha e profundidade de aproximadamente 1 m, e permanecem no viveiro até a despesca por um período que varia de 4 a 8 meses.

Dessa forma, esse tipo de sistema possui relevância no cenário da aquicultura brasileira e por todos esses fatores a qualidade do pescado é comercialmente competitiva (SILVA, 2019).

### 2.2.3 Sistema intensivo

Este é um sistema de criação extremamente direcionado para o monocultivo, ou seja, é utilizada apenas uma única espécie de peixe por tanque. O fornecimento de ração é constante, os peixes são alimentados desde a fase jovem até a retirada do pescado (LI et al., 2019). A ração deve atender todas as exigências nutricionais dos animais e apresentar boa qualidade, o mais recomendado é que ela tenha formato de comprimidos prensados. Isso garante que as unidades fiquem sobre a água sem afundar (pelo menos 10 minutos), além de evitar que ela se desmanche.

No manejo intensivo os tanques são construídos exclusivamente para o cultivo de peixes, e assim como o manejo semi-intensivo, deve ser bem planejado. Devido a densidade

maior de peixes por metro cúbico, nesse sistema o mecanismo de renovação de água deve ser eficiente para garantir a oxigenação do ambiente (BOSMA; VERDEGEM, 2011).

As principais espécies criadas são tilápias e surubins, pois são mais adaptadas a criação em alta estocagem. Estima-se que o contingente seja de 1 a 3 animais por m<sup>2</sup> tanque. Com isso, a média de produtividade varia entre 6 mil e 10 mil kg de peixes por hectare a cada ano, isso garante competitividade comercial do pescado (EMATER, 2019).

No Brasil, esse sistema é praticamente o único utilizado na criação de truta, que é uma espécie endêmica da América do Norte, porém foi introduzida no país e se adaptou em algumas regiões mais frias. A truticultura intensiva possui suas particularidades e de forma geral se dá em pequenos tanques e com alta renovação de água, o ciclo médio de produção varia em torno de 12 até 18 meses. A densidade de estocagem é determinada pelo volume de vazão de água (1 L min<sup>-1</sup> Kg<sup>-1</sup>), pelo teor de oxigênio dissolvido (5,5 mg L<sup>-1</sup>) e pelo tamanho dos animais, podendo ser estimada em 100 peixes por m<sup>3</sup> de tanque ou 3,5 kg m<sup>-3</sup> (BARBOSA, 2014).

Avaliando a viabilidade econômica em diferentes escalas de produção, Barbosa (2014) cita que a truticultura é rentável no sistema intensivo em pequenas, médias e grandes produções, entretanto, o manejo alimentar feito de maneira incorreta pode inviabilizar o cultivo. O cuidado com a alimentação na fase inicial é fundamental, tendo em vista que nesse período a taxa de mortalidade é maior, à medida que os peixes vão crescendo deve-se modificar a quantidade e tipo (teor de proteína e granulometria) da ração fornecida para atender as necessidades nutricionais e obter maior desenvolvimento.

De acordo com Melo (2018), com o aumento na densidade de estocagem acontece também o aumento da produção de compostos que contaminam e comprometem a qualidade da água. O autor menciona que o cultivo de camarão em sistema intensivo possui como principal problema o acúmulo de compostos nitrogenados que ocasionam a deterioração da qualidade da água. Isso, não só na carcinicultura, mas na aquicultura em geral, inviabiliza ambientalmente a atividade, e reflete em problemas na produtividade final.

#### *2.2.4 Sistema superintensivo*

Esse é um sistema de criação, que assim como o intensivo, comporta grande quantidade de peixes em uma área reduzida. Faz uso de tanques redes e gaiolas, ou longos tanques de concreto, alvenaria ou fibra de vidro, na qual utilizam os chamados “raceways”, que são sistemas de fluxo contínuo de água garantindo alta taxa de oxigenação na água (EMBRAPA, 2013).

Os animais recebem a ração comprimida em forma de pellets ou semelhantes, em que sua composição varia de acordo com a necessidade nutricional de cada fase de desenvolvimento dos peixes. Esse sistema permite também o uso de alimentadores automatizados que garantem facilidade no manejo alimentar nos tanques.

Sendo assim, o sistema é utilizado apenas para o monocultivo em alta densidade de estocagem (BOSMA; VERDEGEM, 2011), na qual o número de indivíduos varia de 20 até 100 peixes  $m^{-3}$ . Com isso, é possível maior produtividade com valores acima de 20 ton  $ha^{-1} ano^{-1}$ .

A aquicultura superintensiva possui a vantagem de utilizar uma área pequena em relação aos demais. Porém requer maior investimento em tecnologias que facilitem o fornecimento de ração, o povoamento e a despesca (SILVA, 2019).

De acordo com Bosma e Verdegem (2011) o sistema produz uma grande quantidade de resíduos, providos de dejetos dos peixes e restos de alimentos que não são consumidos. Nesse sentido, esses resíduos devem ser removidos para melhorar a qualidade da água dentro dos tanques e garantir o desenvolvimento e qualidade dos pescados (SILVA, 2019).

A aquicultura superintensiva é o sistema mais produtivo de todos, pois utiliza de grandes quantidades de animais em área reduzida. Porém, o sistema é o que mais produz resíduos que contaminam a água do tanque, oriundos de restos de ração e dejetos dos animais. Melo (2018) cita que são importantes os manejos e/ou tratamentos que melhorem a qualidade da água e que diminuam principalmente os compostos de nitrogênio e fósforo.

### *2.2.5 Sistema de aquicultura com recirculação (SAR)*

Com o crescimento populacional e, conseqüentemente a necessidade de produzir alimento de forma rápida e eficiente para alimentar o mundo, se desenvolveram novas técnicas para manejar os animais. Todavia, a intensificação da produção de peixes leva a um aumento do impacto ambiental em termos de produção de dejetos, uso da água e demanda por combustíveis fósseis (MARTINS et al., 2010).

Uma forma de solucionar esses problemas é a criação de animais aquáticos em Sistemas de Aquicultura com Recirculação (SAR). Esses sistemas são baseados na recirculação da água nos tanques de cultivo, depois de realizado um tratamento físico ou biológico, visando reduzir as necessidades com água e energia e contaminação do ambiente por excesso de nutrientes. O consumo médio de água por quilo de produção pode cair de vários metros cúbicos em sistemas abertos para menos de 100 litros em SARs (MARTINS et al., 2010).

O SAR quando comparado aos sistemas convencionais, apresentam as seguintes vantagens: controle da qualidade de água, flexibilidade para produzir diferentes espécies ao

mesmo tempo, uso de fontes alternativas de água, facilidade na implementação de tecnologias de tratamento, redução de trocas de água, concentração do lodo e o potencial de eutrofização em SARs é de 26 a 38% menor do que em sistemas abertos (SILVA, 2012).

Devido à recirculação os SARs consomem uma quantidade muito pequena de água, apenas 5 a 10% por dia em relação a água de reposição para compensar a perda causada por evaporação e remoção de sólidos (NGO et al., 2017).

Todavia, os SARs podem apresentar também algumas desvantagens, tais como, exigência de mão de obra qualificada, custos associados à construção e operação são mais elevados do que um viveiro ou tanque rede, geralmente são usadas altas densidades por tanque e isso implica em maiores cuidados com o bem-estar dos animais aquáticos, acúmulo de substâncias tóxicas (nitrito, por exemplo) (SILVA, 2012).

O processo de evolução destes sistemas vem acontecendo ao longo das últimas décadas e muitas das tecnologias utilizadas neles, foram desenvolvidas através de pesquisas científicas em universidades ou institutos, que se dedicam à investigação de metodologias, técnicas e equipamentos que contribuem para a purificação e reutilização de água na aquicultura (TIMMONS e EBELING, 2010).

Deve-se ter atenção no manejo dos SARs, visto que concentram os elementos poluentes, principalmente nitrogênio e fósforo. As diversas formas de compostos nitrogenados e a base de fosfatos podem ser removidas através de processos mecânicos, físico-químicos e biológicos (MICHELS, 2011). No entanto, para isso, são necessários investimentos consideráveis, mão de obra, tempo, grandes áreas e, além do mais, não há garantia que o tratamento seja eficiente na eliminação total dos contaminantes (GOMES, 2014).

#### **2.4 Características da água de tanques de aquicultura**

O manejo de animais aquáticos confinados acarreta aumento da concentração de nutrientes, principalmente de fósforo e nitrogênio, favorecendo o crescimento excessivo de algas e desenvolvimento de microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica (MO). Este fenômeno é denominado de eutrofização e traz inúmeras consequências, tais como, aumento da demanda biológica de oxigênio (DBO), alteração no pH, turbidez, liberação de toxinas, podendo ocasionar a morte dos peixes (AVELLAR; COTTA; NEDER, 2015).

Em tanques de criação de peixes, a proliferação excessiva das espécies fitoplanctônicas pode causar diminuição de oxigênio à noite e supersaturação durante o dia, fazendo com que ocorra a obstrução das guelras dos peixes pelos filamentos e inibição do crescimento das algas mais assimiláveis, ademais, promove o aparecimento de produtos do

metabolismo secundário de cianobactérias causadoras de sabor desagradável na carne do peixe (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

Em relação à origem desses nutrientes, o nitrogênio é resultante principalmente da proteína das rações, na qual parte é excretada pelos peixes na forma de amônia, enquanto o restante é eliminado pelas fezes na forma de nitrogênio orgânico. O fósforo é encontrado nos fertilizantes orgânicos, compostos vegetais e/ou esterco de animais utilizados na forma de adubo curtido e nas rações. Estima-se que as taxas de excreção de nutrientes por peixes que recebem alimentação contendo 35-40% de proteína são cerca de 0,025 kg de nitrogênio e 0,033 kg de fósforo, atribuídos para cada quilo de peixe produzido (DELAIDE et al., 2016).

Na Tabela 1 encontram-se caracterizações de efluentes de aquicultura em sistema de recirculação interna de acordo com o animal aquático cultivado.

Tabela 1 - Caracterização do efluente de aquicultura em sistema de recirculação interna.

Parâmetros avaliados										
Animal aquático cultivado	pH	DQO	Nitrogênio				Fósforo		Referência	
			DBO	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Total N	PO <sub>4</sub> -P		Total P
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	-
<i>O. mykiss</i>	-	-	1030-1427	85-95	82-114	160-185	-	-	-	Sharrer et al. (2007)
<i>O. mykiss</i>	-	-	560-756	1,9-2,3	0,34-0,48	3,5-6,3	76-96	-	42-58	Sharrer; Rishel; Summerfelt (2010)
<i>O. mykiss</i>	7,51±0,02	-	6,8±1,7	0,55±0,02	0,16±0,06	71±1	-	-	4,1± < 0,1	Davidson et al. (2019)
<i>O. niloticus</i>	-	-	-	10,3±4,7	9,1±2,3	48,7±22,8	-	-	-	Henry-Silva e Camargo (2006)
<i>Litopenaeus vannamei</i>	7,4-8,2	-	1,9-4,3	0,04-0,54	0-0,24	2,08-9,68	-	0,03-2,09	-	Lin et al. (2005)
<i>Chlorella vulgaris</i> com <i>Tetradesmus obliquus</i>	7,5	38,4	-	≤0,1	0,3	152,8	-	16,1	-	Tejido-Nuñez et al. (2019)

## 2.5 Técnicas usualmente utilizadas para tratamento de água de tanques de aquicultura

Segundo Moussa et al. (2017) as tecnologias de tratamento de águas residuárias podem ser classificadas em três grandes grupos: processos físicos (por exemplo, decantação e filtração), químicos (adição de reagentes) e/ou biológicos (remoção de matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação). No tratamento de água residuária de aquicultura se faz uso de processos físicos e biológicos.

### 2.5.1 Remoção de nitrogênio

Para o tratamento de grandes vazões de água residuária de aquicultura a tecnologia convencional para remoção de nitrogênio é a utilização de reatores biológicos onde ocorrem os processos de nitrificação e desnitrificação, sendo a nitrificação um processo aeróbio e a desnitrificação anaeróbio ou em baixas concentrações de oxigênio dissolvido. Na nitrificação ocorre oxidação de amônia a nitrito e deste a nitrato e, na desnitrificação o íon nitrato recebe elétrons, oriundos de um um composto orgânico, e é reduzido a nitrogênio gasoso (SCHIMIDELL et al., 2007).

As reações de nitrificação e desnitrificação são amplamente conhecidas e vem sendo aplicadas com sucesso na maioria dos sistemas de tratamento de águas residuárias. Todavia, apresentam algumas limitações quando se deseja tratar águas residuárias contendo altas concentrações de nitrogênio e baixa DBO (baixa relação carbono/nitrogênio, C:N), pois há uma dificuldade de transferência de altas quantidades de oxigênio necessárias à nitrificação e necessidade de grande quantidade de matéria orgânica biodegradável na desnitrificação (SOUZA, 2011), águas residuárias de aquicultura, por exemplo, as geradas no cultivo de *O. mykiss* (Truta arco-íris) possuem alta concentração de DBO, portanto a eficiência do processo pode ser prejudicada (CHÁVEZ-PORRAS et al., 2018).

Outras limitações do processo convencional estão relacionadas ao pH e a temperatura. Na nitrificação ocorre liberação de  $H^+$  e conseqüentemente aumento da acidez do meio, o que pode limitar a velocidade do processo, já na desnitrificação há liberação de  $OH^-$  e aumento da alcalinidade do meio, podendo inibir o crescimento da microbiota. Ademais, os microrganismos são sensíveis às variações de temperatura, o que pode afetar no seu desenvolvimento e na velocidade de remoção do nitrato (TEIXEIRA, 2006).

Também se utilizam, os chamados Wetlands Construídos, (em inglês, Constructed Wetlands) que combinam processos físicos e biológicos. São compostos por água, brita, areia e plantas vasculares.

Os sistemas de Wetlands Construídos podem ser configurados a fim de favorecer o desenvolvimento de uma comunidade de microrganismos e invertebrados aquáticos naturalmente adaptados ao ambiente local (DAVIS, 1995). Esses sistemas removem sólidos e matéria orgânica, com especial atenção para a remoção de fósforo e nitrogênio (GOTTSCHELL et al., 2007). Todavia, os Wetlands Construídos necessitam de grandes áreas para a implantação de seus tanques de alvenaria para realização do tratamento.

Larav, Asher e Gendel (2015) estudaram um outro tipo de tratamento de água de aquicultura em sistema de recirculação interna, utilizando o processo de troca iônica para remoção de amônia. O processo de troca iônica consiste na separação da amônia da água através de resinas catiônicas (liberam  $\text{Na}^+$  ou  $\text{H}^+$ ) e aniônicas (liberam  $\text{OH}^-$ ). As resinas de troca iônica são regeneradas por adsorção química e oxidação eletroquímica indireta da amônia. Segundo os autores, esse sistema foi operado com sucesso com troca parcial da água.

### 2.5.2 Remoção de fósforo

As principais tecnologias para remoção de fósforo são por absorção do fósforo pelas plantas (Wetlands Construídos) ou através de microrganismos acumuladores de fósforo.

Os sistemas de Wetlands construídos são projetados para tratar diversos tipos de águas: águas residuárias domésticas, de indústrias alimentícias (produção e processamento de leite, queijos e açúcares) e estão sendo aplicados com êxito no tratamento de águas residuária agroindustriais (fazendas de suínos, bovinocultura de leite e peixes) (Liu et al., 2019). Esses sistemas utilizam brita e areia como substrato para macrófitas aquáticas (plantas vasculares) e podem ser de fluxo superficial ou subsuperficial.

Os Wetlands construídos podem ter inúmeras configurações a fim de otimizar o desenvolvimento de uma comunidade de microrganismos e invertebrados aquáticos naturalmente adaptados ao ambiente local (DAVIS, 1995). Esses sistemas removem sólidos e matéria orgânica, com especial atenção para a remoção de fósforo e nitrogênio (GOTTSCHELL et al., 2007). Lin et al. (2005) investigaram uma combinação de Wetlands Construídos de escoamento superficial e Wetlands Construídos de escoamento subsuperficial para remoção de nitrato e fósforo de águas residuais de aquicultura e os resultados indicam uma remoção de nitrato entre 82% e 99%.

O reator de batelada sequencial (RBS) é um processo biológico utilizado para o tratamento de águas residuárias, principalmente para remoção de nitrogênio, pois envolve processos de nitrificação e desnitrificação. No entanto, por utilizar ciclos sequenciais e

intermitentes de aeração e não aeração permite também a remoção de fósforo (VON SPERLING et al., 1996).

A remoção de fósforo em um RBS ocorre sob condições anaeróbias e aeróbias, onde na ausência de nitrogênio oxidado e oxigênio dissolvido (etapa anaeróbia) os organismos acumuladores de fósforo estocam, por assimilação, produtos da fermentação e na etapa aeróbia, os microrganismos utilizam esses substratos estocados, consumindo fósforo solúvel em quantidades maiores do que o necessário para o seu desenvolvimento (SANTOS; GATIBONI; KAMINSKI, 2008). De acordo com Surampalli et al. (1997) o consumo de fósforo é maximizado em concentrações de oxigênio dissolvido acima de  $2 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ . Os lodos ativados também realizam a remoção de fósforo, e são amplamente conhecidos para o tratamento de esgoto. Esses sistemas fazem uso de aeradores para proporcionar um ambiente aeróbio e estimular o desenvolvimento de organismos heterotróficos. De acordo com Bueno et al. (2017) os lodos ativados realizam a remoção de 79,5% de fósforo. Todavia, não se tem estudos mostrando a eficiência desse sistema no tratamento de efluentes de aquicultura.

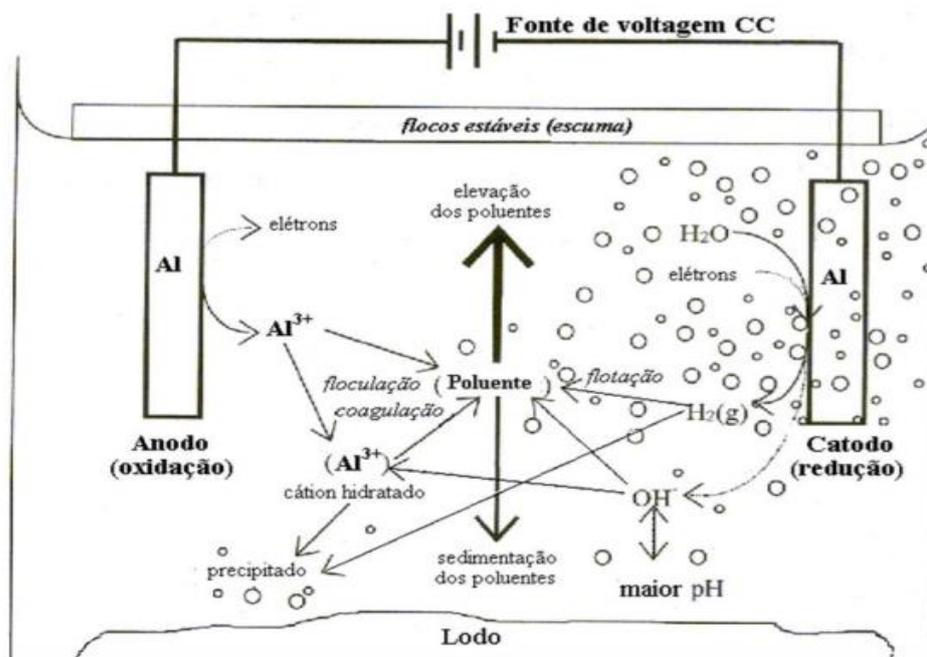
## **2.6 Tratamento eletroquímico**

O processo eletrolítico foi desenvolvido no século XIX, sendo que os primeiros relatos se referem as patentes requeridas por Eugene Hermine na Inglaterra e França no ano de 1887 (WIENDL, 1998).

Essa tecnologia se aplica a diferentes tipos de efluentes, fazendo uso de uma fonte de corrente contínua, onde determinada corrente elétrica é aplicada em placas (eletrodos), metálicos, geralmente constituídos de ferro ou de alumínio (MORENO-CASILLAS et al., 2007). No processo de eletrocoagulação, as oxidações anódicas formam espécies coagulantes e boa parte da corrente faradaica está associada a produção de oxigênio gasoso, enquanto as reduções que ocorrem no cátodo formam basicamente hidrogênio gasoso, um diagrama simplificado pode ser observado na Figura 1.

Figura 1 - Mecanismos de interação de uma célula eletrolítica.

Fonte: Sinoti (2004).



### 2.6.1 Processos envolvidos na eletrocoagulação

Durante a aplicação da tecnologia de eletrocoagulação ocorrem diversos processos, que são explicados nessa seção e podem ser visualizados na Figura 1.

#### 2.6.1.1 Coagulação

Para a ocorrência da coagulação em um meio líquido é necessário alterar a força iônica da solução, que geralmente ocorre através da adição de coagulantes, liberados através da oxidação anódica (DI BERNARDO, 1993).

De acordo com Libânio (2010) a coagulação consiste na desestabilização das partículas coloidais e suspensas realizada pela combinação de ações físicas (por exemplo, agitação) e reações químicas, entre o coagulante utilizado (proveniente da oxidação do ânodo), a água e os elementos presentes no meio. Após o processo denominado de hidrólise (quebra da água) que ocorre através da redução do cátodo, com a aproximação e colisão das partículas desestabilizadas, ocorre a formação dos flocos os quais podem ser removidos por sedimentação, flotação e filtração.

A cor aparente e a turbidez de uma água residuária se dão devido à presença de partículas coloidais ou em suspensão, portanto, não podem ser removidas pelos processos de tratamento físicos convencionais. Portanto, a tecnologia de eletrocoagulação auxilia na

remoção desses parâmetros, através da liberação de coagulantes, dependendo do material utilizado como eletrodo. Ademais, para maior eficiência na remoção, podem ser determinadas as condições ótimas de alguns parâmetros operacionais, tais como, a agitação, a condutividade elétrica e a dosagem de coagulante (SILVA, 2013).

#### 2.6.1.2 Adsorção e neutralização das cargas

Este mecanismo ocorre logo após a adição e dispersão do coagulante oxidado no meio líquido, desestabilizando as cargas superficiais das partículas. Essa desestabilização, se dá em função do pH do meio, onde diversas espécies hidrolisadas de carga positiva são formadas, que em seguida podem ser adsorvidas pela superfície das partículas (LIBÂNIO, 2010).

#### 2.6.1.3 Floculação

A floculação consiste na agregação das partículas coloidais ao entrarem em contato umas com as outras, formando os denominados flocos, aumentando o seu tamanho físico e alterando as suas características. A agitação é um parâmetro importante na floculação, devido a sua influência sobre a velocidade de formação dos flocos e a sua densidade. De maneira que, o gradiente de velocidade e tempo na agitação deve ser em nível moderado, pois o contrário poderá provocar a quebra dos flocos já formados, diminuindo assim a sua capacidade de remoção (CARVALO, 2008).

#### 2.6.1.4 Varredura

O mecanismo da varredura predomina à medida que se eleva progressivamente a dosagem do coagulante utilizado (alumínio ou ferro), que são suficientes para neutralização de cargas e formação de flocos maiores, que se sedimentam ou flutuam dependendo do seu peso (DI BERNARDO et al., 1993).

#### 2.6.1.5 Flotação

Durante as reações de redução no eletrodo cátodo, ocorre a liberação de gases, tais como gás hidrogênio e oxigênio. Através da movimentação desses gases no meio, ocorre a união dos flocos a eles, podendo então remover os flocos através de arraste para a superfície, formando a espuma (DI BERNARDO, 1993).

Quando os eletrodos estão dispostos de maneira que atenda toda a extensão da célula eletrolítica ocorre uma dispersão maior de gases por toda a solução, propiciando uma

maior eficiência na remoção de resíduos do meio, sem a necessidade de agregar equipamentos ou sistemas complementares. (DI BERNARDO, 1993).

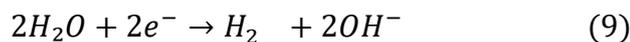
### 2.6.2 Reações que ocorrem nos eletrodos de alumínio durante a eletrocoagulação

As principais reações que ocorrem na superfície dos eletrodos de alumínio durante a eletrocoagulação são:

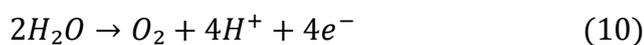
Ânodo



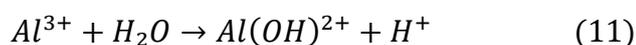
Cátodo



Segundo alguns autores (CHEN et al., 2000; ADHOUM et al., 2004; MOLLAH et al., 2004 e KOBYA et al., 2006) quando o potencial do ânodo é suficientemente alto, podem ocorrer reações secundárias:



Com a dissolução eletrolítica do ânodo, íons de alumínio ( $Al^{3+}$ ) são gerados (Equação 8) e tem imediatamente reações espontâneas de hidrólise, gerando várias espécies monoméricas de acordo com a seguinte sequência (omitindo as moléculas de água coordenadas por conveniência).



Dependendo da concentração de íons  $Al^{3+}$  e do pH da solução, as reações consecutivas de hidrólise podem gerar a formação de hidróxidos monoméricos, tais como

$\text{Al(OH)}^{2+}$ ,  $\text{Al(OH)}_2^+$ ,  $\text{Al(OH)}_3$ ,  $\text{Al(OH)}_4^-$  e alguns polímeros tais como  $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$ ,  $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$ ,  $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$  (TROMPETTE et al., 2009).

As reações de hidrólise (Eqs. 11 a 13) fazem a vizinhança de ânodo ácido e a liberação de hidrogênio no cátodo (Eq. 9), faz com que a periferia do eletrodo seja alcalina.

As espécies de Al gerados no processo de eletrocoagulação são geralmente aplicadas em função de dois mecanismos distintos: neutralização das cargas dos coloides carregados negativamente, por produtos catiônicos hidrolisados e incorporação de impurezas no precipitado do hidróxido amorfo (floculação por varredura). O pH da solução e a dosagem do coagulante exerce forte influência sobre a importância desses mecanismos.

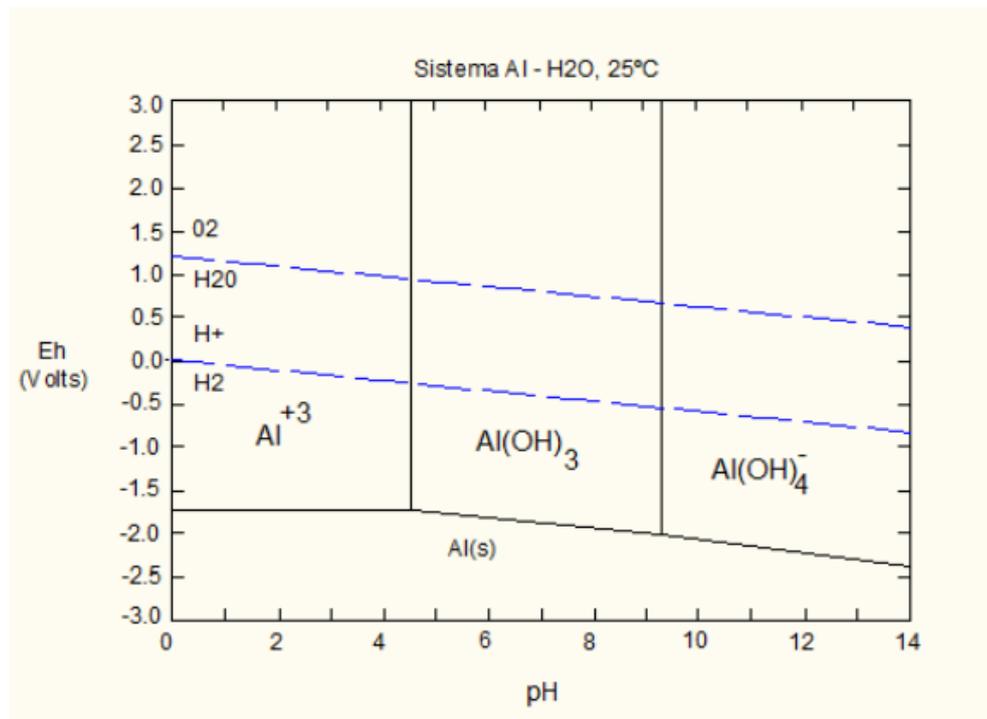
Os íons metálicos, a um valor de pH adequado, podem formar ampla gama de espécies coaguladas e hidróxidos metálicos que desestabilizam e agregam as partículas em suspensão ou precipitam e adsorvem contaminantes dissolvidos (JING-WEI et al., 2007).

A presença de íons cloreto aumenta a condutividade, inibe a formação de óxidos nos eletrodos e forma cloro ativo (cloro, ácido hipocloroso e/ou hipoclorito), que remove poluentes por oxidação (BENSADOK et al., 2008). Todavia, quando utilizado eletrodos de alumínio não ocorre essa formação.

Sabe-se que o Diagrama de Pourbaix leva em conta a variável potencial de eletrodo de um material (geralmente metal) e o pH do meio (potencial hidrogeniônico) num ambiente isotérmico, que são calculados de acordo com a equação de Nerst. Visto que, a eletrocoagulação requer corrosão do metal, é apresentado na Figura 2, o equilíbrio eletroquímico para o sistema Al-H<sub>2</sub>O, identificando as regiões de imunidade, de passivação (formação de uma camada de óxido) e de corrosão. Assim, torna-se fácil determinar a região de predominância das espécies presentes na solução e as condições ótimas de corrosão para o alumínio (HOLT, 2002).

Figura 2 - Diagrama de Pourbaix para Al-H<sub>2</sub>O, 25°C.

Fonte: Silva (2013), adaptado de Holt (2002).

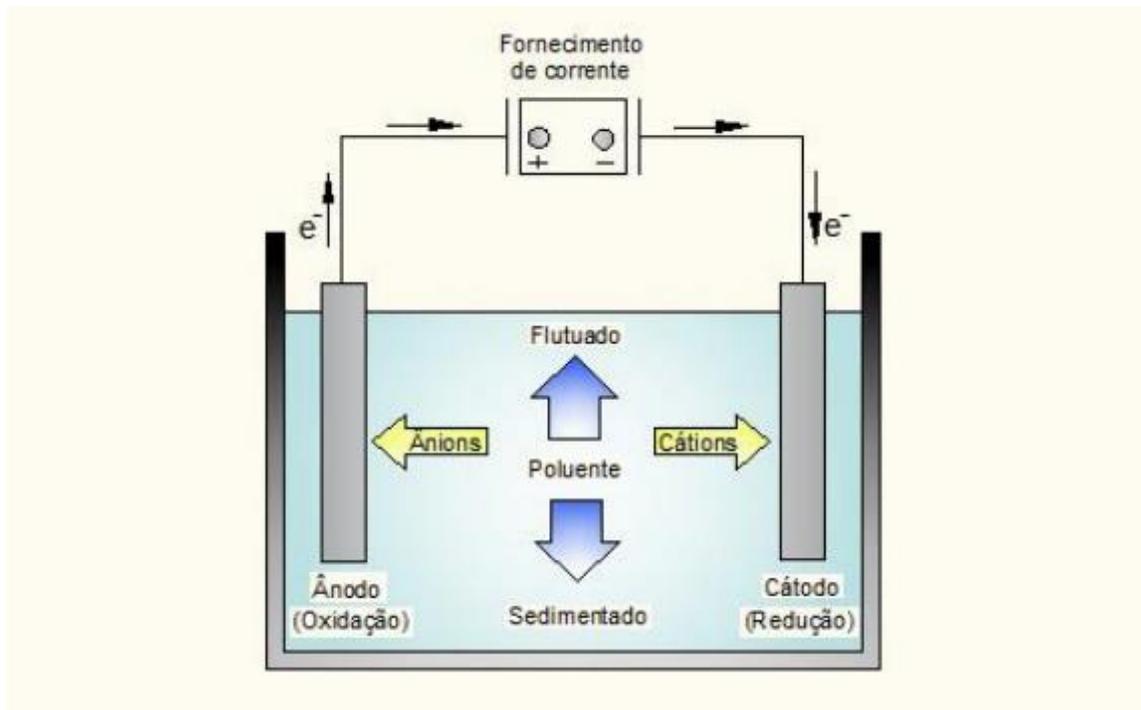


### 2.6.3 Tipos de células eletrolíticas de um reator de eletrocoagulação

Um reator de eletrocoagulação na sua forma mais simples pode ser constituído por uma célula eletrolítica com eletrodos em disposição monopolar, sendo composto por um ânodo e um cátodo (Figura 3).

Figura 3 - Reator eletrolítico.

Fonte: Silva (2013).



De acordo com Mollah et al. (2001), um reator eletrolítico pode ser montado tanto com eletrodos monopolares, como com eletrodos bipolares. O modo monopolar pode ter conexão em paralelo ou em série.

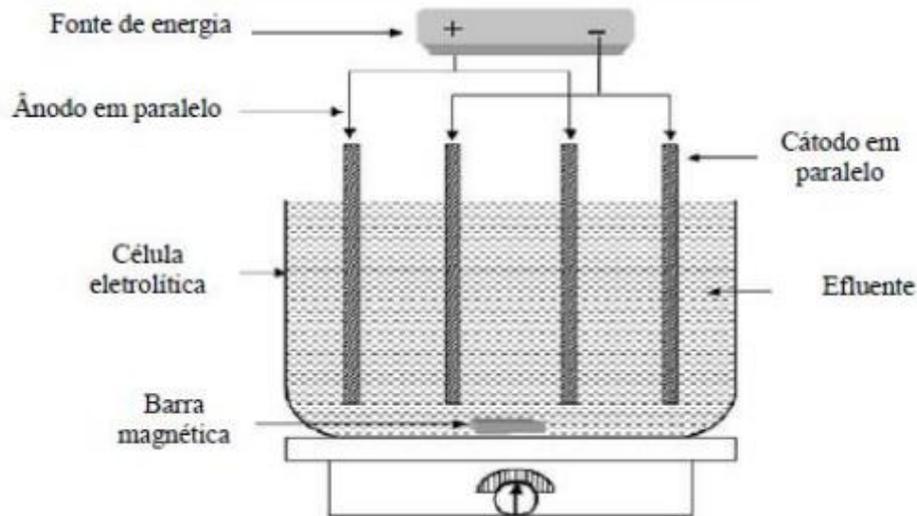
#### 2.6.3.1 Tipos de conexão de células eletrolíticas com eletrodos monopolares

- **Conexão monopolar em paralelo:**

Consiste na disposição de pares de placas metálicas condutoras (eletrodos de sacrifício) colocadas entre dois eletrodos paralelos e uma fonte de tensão contínua, como mostrado na Figura 4.

Figura 4 - Reator eletrolítico em conexão monopolar em paralelo.

Fonte: Mollah (2001).

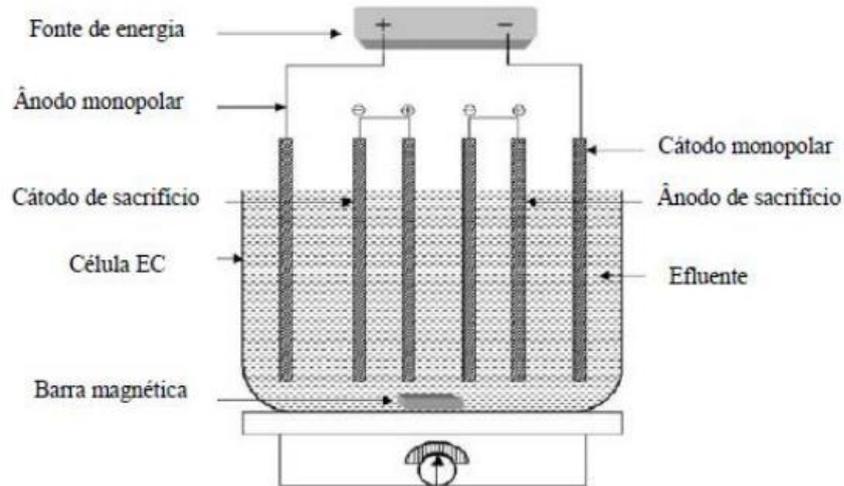


- **Conexão monopolar em série:**

No arranjo monopolar em conexão em série (Figura 5), cada par de eletrodos de sacrifício está conectado internamente um com o outro, sem nenhuma conexão com os eletrodos exteriores, necessitando de uma diferença de potencial mais elevada para uma dada corrente de fluxo porque as células ligadas em série, têm maior resistência. Este tipo de arranjo monopolar é eletricamente similar a uma única célula com diversos eletrodos interligados (MOLLAH et al., 2001).

Figura 5 - Reator eletrolítico em conexão monopolar em série.

Fonte: Mollah (2001).



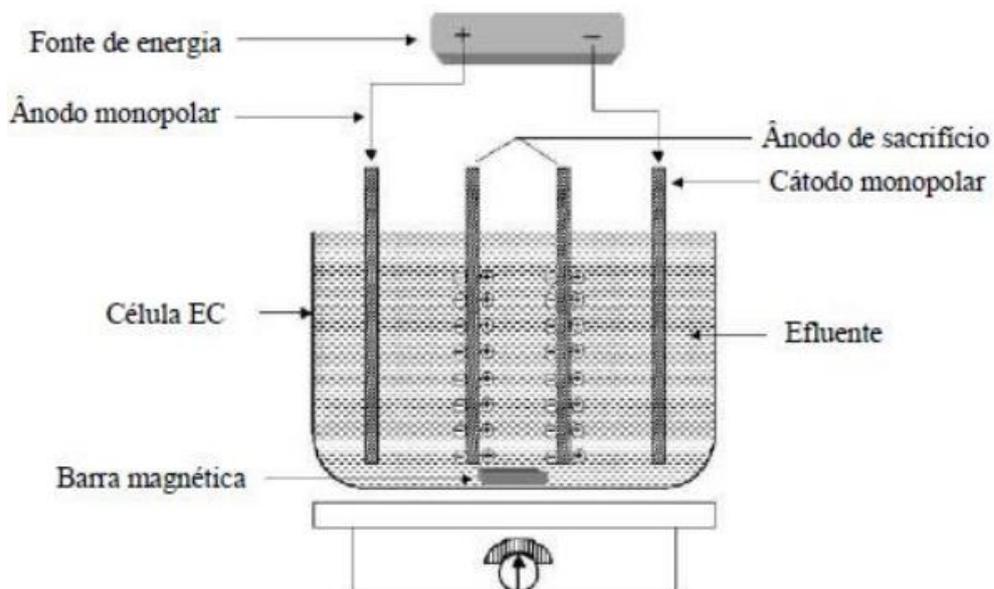
### 2.6.3.2 Tipos de conexão de células eletrolíticas com eletrodos bipolares

- **Conexão bipolar:**

Neste tipo de arranjo, apenas os dois eletrodos monopolares são conectados à fonte de energia, sem qualquer conexão entre os eletrodos de sacrifício. Esses eletrodos de sacrifícios podem também ser chamados de eletrodos bipolares (MOLLAH et al., 2001).

Figura 6 - Reator eletrolítico em conexão bipolar.

Fonte: Mollah (2001).



#### 2.6.4 Parâmetros que interferem no processo de eletrocoagulação

O material constituinte dos eletrodos interfere na eficiência do tratamento. Portanto, é importante que se realize um estudo prévio do material para que seja feita a escolha adequada. Os materiais mais utilizados na tecnologia de eletrocoagulação são alumínio, ferro e aço inox, isso porque são de fácil disponibilidade e baixo custo (SILVA, 2013). Geralmente são utilizados eletrodos de alumínio e aço inox para tratamento de água e eletrodos de ferro para o tratamento de esgoto (CHEN, 2004).

Quando se utiliza o eletrodo de alumínio, o efluente final apresenta aspecto claro não deixando coloração residual. Contudo, quando se faz uso de eletrodos de ferro, a água tratada fica com uma cor verde ou amarela, durante e após o tratamento. Esta coloração é proveniente dos íons  $Fe^{2+}$  (cor verde)  $Fe^{3+}$  (cor amarela) gerados durante o tratamento (SILVA, 2013).

De acordo com Borba et al. (2010), que avaliaram a eficiência do processo de eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio, para o tratamento de efluente de uma indústria avícola, obtiveram redução de 99,4% da cor e 97,6% turbidez.

Ensaio realizados com eletrodos de aço inox e alumínio, para verificar a eficiência da eletrocoagulação na remoção da cor do efluente, o eletrodo de aço inox teve rendimento menor que 30% e o eletrodo de alumínio alcançou 92% na remoção de cor (CAMBOIM, 2010).

Resultados do trabalho apresentado por Kobya et al. (2008), “tratamento de efluentes têxteis por eletrocoagulação” utilizando eletrodos de ferro e alumínio, demonstraram que as maiores eficiências de remoção foram obtidas com eletrodos de alumínio, apresentando remoção de 98% para turbidez e 65% para Demanda Química de Oxigênio (DQO).

Com base nesses estudos se conclui que os eletrodos de alumínio garantem a máxima eficiência de remoção dos principais poluentes de diferentes águas residuárias.

O tempo de funcionamento da tecnologia de eletrocoagulação também é um fator interferente, pois quanto menor o tempo gasto, menor será o gasto com energia elétrica, porém esse tempo precisa estar atrelado a uma boa eficiência da limpeza do efluente. Geralmente, o tempo normal varia entre 15 e 175 minutos para que se obtenha a máxima remoção possível (MURTHY; PARMAR, 2011).

A distância entre os eletrodos é um parâmetro importantíssimo para a eletrocoagulação, pois conforme se diminui a distância entre os eletrodos, aumenta-se a remoção do poluente e isto é observado para qualquer que seja o material constituinte do eletrodo (NANSEU-NJIKI et al., 2009).

Foi observado no estudo de Daneshvar et al. (2004) durante o tratamento de soluções de corante por eletrocoagulação que a influência da distância entre os eletrodos sobre a eficiência do processo pode ser explicada pelo fato de que o campo elétrico que depende da distância entre os eletrodos diminui à medida que este parâmetro aumenta.

A densidade de corrente é um dos parâmetros mais importantes no processo de eletrólise, pois controla a velocidade da reação eletroquímica no interior do reator (MERZOUK et al., 2009). A densidade de corrente elétrica afeta não só o tempo de resposta do sistema, mas também influencia na separação e remoção de poluentes (MOLLAH et al., 2001). É através da densidade de corrente que se controla a quantidade de agentes coagulantes e microbolhas geradas, influenciando fortemente tanto na solução, como na transferência de massa para os eletrodos (HOLKAR et al., 2016).

Este parâmetro pode ser calculado pela equação 14:

$$D.C = \frac{I}{S(\hat{\text{anodo}})} \quad (14)$$

Na qual:

*D.C: densidade de corrente elétrica (A/m<sup>2</sup>);*

*I: corrente elétrica (A);*

*S(ânodo): área total dos ânodos (m<sup>2</sup>).*

A aplicação de densidades de correntes altas durante o processo eletroquímico promove através da dissolução dos eletrodos, um aumento na produção de íons (agente coagulante, gases hidrogênio e oxigênio) no ânodo e no cátodo. Além disso, o aumento da densidade de corrente contribui para o aumento da taxa de produção de bolhas, diminuindo o seu tamanho. Esses efeitos são benéficos para a remoção de poluentes por flotação (DANESHVAR et al., 2004).

De acordo com Elazzouzi, Haboubi e Elyoubi (2019) o emprego de altas correntes elétricas pode resultar em uma maior geração de agentes coagulantes, oxidantes e microbolhas, promovendo uma maior remoção de poluentes. No entanto, correntes altas podem diminuir a eficiência do processo, pois podem resultar em reações secundárias e na geração excessiva de agentes coagulantes, causando a inversão das cargas dos poluentes e sua dispersão. Ademais,

podem colaborar para maior oxidação dos eletrodos, diminuindo sua vida útil (HAKIZIMANA et al., 2017).

A temperatura é um parâmetro pouco considerado nas pesquisas, porém, de acordo com Ibrahim (2014) o aumento da temperatura favorece o processo de eletrocoagulação, devido a maior movimentação dos íons, favorecendo o contato com o coagulante. Segundo Biassio (2017) a temperatura também pode influenciar na eficiência e no consumo energético do tratamento. Em estudos realizados por CHEN (2004), temperaturas próximas a 60°C promovem maior eficiência de corrente na eletrocoagulação, ao passo que temperaturas mais elevadas causam a rachadura dos flocos formados, os quais se depositam facilmente sobre os eletrodos.

#### 2.6.5 Análises de custo do tratamento eletroquímico

Segundo Khandegar e Saroha (2013), a análise de custo desempenha um papel importante na técnica de tratamento de águas residuárias. O custo operacional do processo de eletrocoagulação, como apresentado na Equação 15, inclui o custo de consumo de energia, do eletrodo dissolvido e o custo da adição de qualquer reagente químico (para aumentar a condutividade da solução, ou alterar o pH da solução).

$$\text{Custo operacional} = a.C_{\text{energia}} + b.C_{\text{eletrodo}} + c.C_{\text{produtosquímicos}} \quad (15)$$

Para este trabalho não foi adicionado nenhum reagente químico, portanto na equação não se considerou este fator (Equação 16).

$$\text{Custo operacional} = a.C_{\text{energia}} + b.C_{\text{eletrodo}} \quad (16)$$

Na qual:

$$a: \text{preço da energia elétrica} \left( \frac{\text{R\$}}{\text{kWh}} \right);$$

$$b: \text{preço do eletrodo} \left( \frac{\text{R\$}}{\text{kg}} \right);$$

$$C_{\text{energia}}: \text{consumo de energia elétrica} \left( \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \right);$$

$$C_{\text{eletrodo}}: \text{consumo do eletrodo em massa} \left( \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right).$$

O consumo de energia elétrica em um reator de eletrocoagulação em batelada pode ser calculado pela Equação 17 (PESSOA, 2008).

$$E = \frac{U.I.Tec}{1000} \quad (17)$$

Na qual:

*E: energia elétrica (kWh);*

*U: tensão elétrica aplicada (V);*

*I: corrente elétrica aplicada (A);*

*Tec: tempo de aplicação de corrente (h).*

O consumo da massa do eletrodo está diretamente relacionado com a corrente aplicada e pode ser calculado pela Equação 18.

$$\Delta M_{teórica\ do\ el.} = \frac{I.t.M}{F.n} \quad (18)$$

Na qual:

*$\Delta M_{teórica\ do\ el.}$ : massa consumida do eletrodo (g);*

*I: corrente elétrica aplicada (A);*

*t: tempo de tratamento (segundos);*

*M: massa molar do elemento predominante do eletrodo  $\left(\frac{g}{mol}\right)$ ;*

*F: constante de Faraday  $\left(96500\frac{C}{mol}\right)$ ;*

*n: número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do ânodo.*

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no Laboratório de Meio Ambiente e Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI) na Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) no período de agosto de 2020 a abril de 2021.

#### 3.1 Água de Aquicultura Sintética

Nesse experimento foi utilizada uma solução sintética com composição similar a água residuária real de aquicultura, elaborada através de referências que apresentam a caracterização desse efluente, pois na literatura atual não se encontra uma referência para água sintética de aquicultura em sistema de recirculação.

Os autores Lin et al. (2005), Fontenot et al. (2007), Sharrer et al. (2007), Sharrer, Rishel, Summerfelt (2010), Davidson et al. (2019) e Tejido-Nuñez et al. (2019) fizeram a caracterização da água de aquicultura em sistema de recirculação interna e com base nos resultados encontrados por eles realizou-se a média dos valores para obter a concentração de cada nutriente. Em seguida, identificou-se os reagentes que continham aqueles elementos e calculou-se a sua respectiva concentração para preparo da água sintética de aquicultura.

Os reagentes necessários para atingir a concentração de cada componente estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2 - Reagentes utilizados para preparo da água sintética de aquicultura de recirculação.

Reagente	Fórmula molecular	Concentração (g/1,5L)
Bicarbonato de sódio	NaHCO <sub>3</sub>	1,3505
Cloreto de amônio	NH <sub>4</sub> Cl	0,1048
Cloreto de cálcio	CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	0,3142
Sulfato de tripotássio	K <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>	0,0443
Nitrato de potássio	KNO <sub>3</sub>	0,1688
Sulfato de cálcio	CaSO <sub>4</sub> .2H <sub>2</sub> O	0,3497
Sulfato de magnésio	MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	0,6025
Sulfato de potássio	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,4348

Fonte: Lin et al. (2005); Fontenot et al. (2007); Sharrer et al. (2007); Sharrer, Rishel, Summerfelt (2010); Davidson et al. (2019); Tejido-Nuñez et al. (2019).

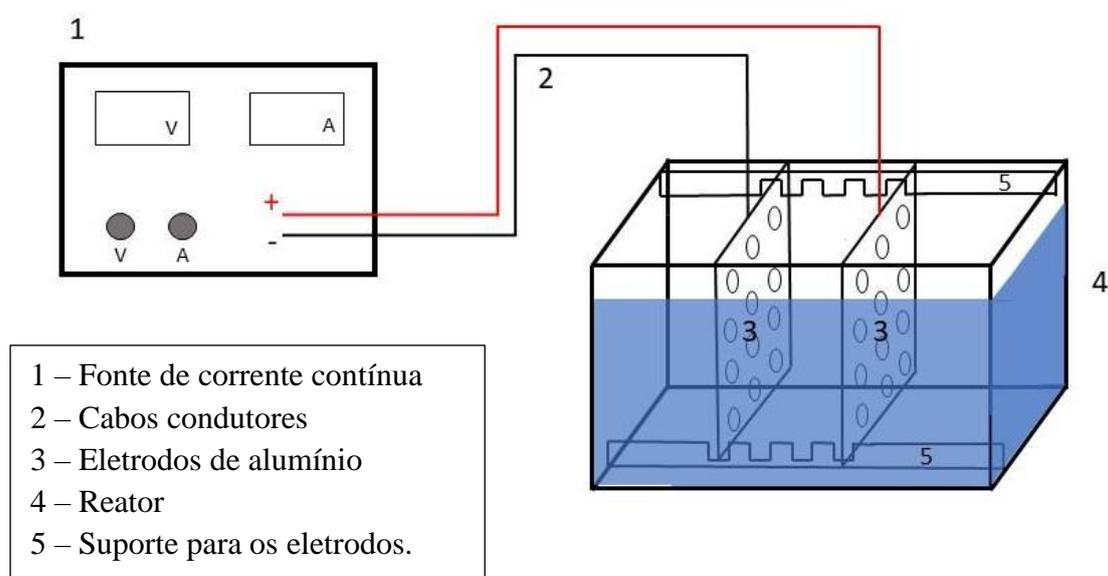
#### 3.2 Reator de eletrocoagulação

O equipamento utilizado para a realização da eletrocoagulação foi um reator simples de batelada em escala laboratorial, constituído de um recipiente retangular de vidro transparente, tendo um par de eletrodos (ânodo e cátodo) que foram arranjados de forma

monopolar em paralelo à distância de 1,3 e 5 cm entre eles, conforme planejamento experimental. Para aplicação da energia elétrica utilizou-se uma fonte chaveada estabilizada (30V 5A 120W) de corrente contínua.

A Figura 7 mostra o desenho do sistema utilizado no experimento, apresentando todos os seus componentes.

Figura 7 - Desenho do sistema de eletrocoagulação utilizado nesse estudo.



O recipiente utilizado para o reator de eletrocoagulação teve as seguintes características dimensionais (Tabela 3).

Tabela 3 - Características dimensionais do recipiente.

<b>Características do reator</b>	
Comprimento	15 cm
Largura	11 cm
Altura	16 cm
Volume tratado	1,5 L

Os eletrodos foram confeccionados em formato retangular e de alumínio, com as características apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Características dos eletrodos.

<b>Características dos eletrodos</b>	
Comprimento	9 cm
Altura	10 cm
Espessura	0,105 cm

Para sustentação dos eletrodos e seu posicionamento nas distâncias entre eles descritas no planejamento experimental, foi utilizado um suporte de acrílico de espessura de 0,4 cm.

### 3.3 Planejamento experimental

Visando a otimização das variáveis independentes: corrente elétrica (A), tempo (min) e distância (cm) entre eletrodos para remoção de nitrogênio e fósforo na eletrocoagulação foi realizado o planejamento fatorial  $2^3$  com três repetições (Tabela 5) (RODRIGUES e LEMMA, 2014), que combinados, resultaram em um total de 9 tratamentos conforme a Tabela 6, sendo o tratamento de número 9 o ponto central.

Tabela 5 - Variáveis independentes e níveis de variação que foram avaliados no delineamento composto central de  $2^3$ .

<b>Variáveis independentes</b>	<b>Níveis de variação</b>	
	-1	+1
Corrente elétrica (ampere, A)	1	0,8
Distância entre os eletrodos (cm)	4	6
Tempo (min)	50	60

Tabela 6 - Planejamento experimental para estudo dos efeitos conforme delineamento composto central (DCC) com três repetições e três pontos centrais.

Tratamento	Repetição	Corrente elétrica (A)	Distância entre eletrodos (cm)	Tempo (min)
1	I	1	4	50
	II	1	4	50
	III	1	4	50
2	I	0,8	4	50
	II	0,8	4	50
	III	0,8	4	50
3	I	1	6	50
	II	1	6	50
	III	1	6	50
4	I	0,8	6	50
	II	0,8	6	50
	III	0,8	6	50
5	I	1	4	60
	II	1	4	60
	III	1	4	60
6	I	0,8	4	60
	II	0,8	4	60
	III	0,8	4	60
7	I	1	6	60
	II	1	6	60
	III	1	6	60
8	I	0,8	6	60
	II	0,8	6	60
	III	0,8	6	60
9	I	0,9	5	55
	II	0,9	5	55
	III	0,9	5	55

### 3.4 Procedimento experimental

Durante o tratamento foram controladas as variáveis, corrente elétrica, tempo e distância entre eletrodos, de acordo com o planejamento experimental (Tabela 6). Para a corrente elétrica foi utilizada uma fonte de corrente contínua de ajuste fino. O tempo foi controlado com um cronômetro digital e a distância entre eletrodos aferida com uma régua graduada em mm.

Ao final de cada ensaio, os eletrodos foram secados ao ar livre e deixados em dessecador durante 24 horas e em seguida pesados. Após a pesagem foram lavados com água corrente e mergulhados em ácido clorídrico 1% por 1 minuto, para eliminar qualquer impureza presente nas suas superfícies, foram secos também ao ar livre e deixados em dessecador durante

24 horas e pesados com o objetivo de avaliar o custo operacional e a massa do eletrodo dissolvido na amostra tratada.

A solução sintética tratada em cada ensaio foi deixada em repouso no reator por um período de 15 minutos e depois foi filtrada para separar a fase líquida dos flocos. Em seguida coletou-se e filtrou-se o volume de 0,5 L das soluções tratadas em papel filtro qualitativo de 15cm de diâmetro e gramatura de 80 g/m<sup>2</sup> e realizadas as análises descritas na Seção 3.8.

### **3.5 Análise do custo do tratamento eletroquímico**

Neste experimento será verificado o custo do tratamento eletroquímico, levando em consideração todas as Equações 15 a 18 da seção 2.7.5.

### **3.6 Avaliação da influência da temperatura na eletrocoagulação**

A temperatura é um parâmetro pouco considerado nas pesquisas, porém, de acordo com Ibrahim (2013) o aumento da temperatura favorece o processo de eletrocoagulação, devido a maior movimentação dos íons, favorecendo o contato com o coagulante.

Portanto, depois de encontradas as condições ótimas de funcionamento das variáveis independentes, foi avaliada a influência da temperatura no processo de eletrocoagulação, utilizando os valores ótimos dos parâmetros, corrente elétrica, tempo e distância. Para isso foi controlada a temperatura da solução sintética nas temperaturas de 15°C, 25°C, 35°C e 45°C, a fim de desenvolver a curva de energia de ativação de Arrhenius. A temperatura foi aferida em um equipamento de banho termostatizado. Foram realizadas as análises descritas na seção 3.8, após a aplicação de cada temperatura na água residuária sintética.

### **3.7 Metodologia das análises**

Foram coletadas amostras antes e depois de cada ensaio experimental (amostra bruta e tratada) para realização das análises de pH (X1), condutividade elétrica (X2), nitrogênio amoniacal (X3), nitrato (X4), nitrito (X5), nitrogênio total (X6) e fósforo total (X7) (Tabela 7). As análises foram realizadas em triplicata e com base nos procedimentos descritos no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 21th ed. (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005).

Tabela 7 - Equipamentos e métodos utilizados para realização de cada análise para verificação do desempenho do tratamento eletroquímico.

ANÁLISE	EQUIPAMENTO	MÉTODO
pH	pHmetro Digimed DM22.	Potenciométrico
Condutividade elétrica	Condutivímetro Digimed DM31.	Eletrométrico
Nitrogênio amoniacal	Aparelho de destilação marca Marconi MA 036 Eletrodo seletivo de amônia Analyser pH/Ion 450M.	Standard Methods 4500-NH <sub>3</sub> B. 4500-NH <sub>3</sub> D.
Nitrato	Espectrofotômetro HACH DR4000U.	HACH 8192 Standard Method 4500 NO <sub>3</sub>
Nitrito	Espectrofotômetro HACH DR4000U.	HACH 8153 Standard Method 4500 NO <sub>2</sub> A
Nitrogênio total	Analizador de Carbono Orgânico Total e Nitrogênio TNM-L Shimadzu.	Oxidação catalítica de combustão á 680 °C
Fósforo total	Método Colimétrico do Persulfato Espectrofotômetro HACH DR 4000 <sup>a</sup>	Standard Method 4500-P E.

### 3.8 Análise estatística

Foram realizadas as análises da variância uni e multivariada com comparação de médias e as pressuposições de análises como homogeneidade de variâncias, normalidade dos resíduos, pontos discrepantes foram verificados. Análise de componentes principais e discriminante foram utilizadas.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1 Eficiência de remoção

A Tabela 8 apresenta a carga, a concentração e a porcentagem dos nutrientes encontrados em cada tratamento.

Tabela 8 – Carga elétrica, concentração e porcentagem dos nutrientes encontrados em cada tratamento analisado

	Carga (Coulomb)	pH	N amoniacal		Nitrato		Nitrito		Fósforo	
			mg/L	% Rem	mg/L	% Rem	mg/L	% Rem	mg/L	% Rem
Bruta	-	8,0	19,75	-	17,00	-	6,30	-	1,22	-
1	3000	8,2	13,72	30,5	14,67	13,7	5,03	20,2	0,00	100
2	2400	8,5	16,15	18,2	9,33	45,1	2,90	54,0	0,01	99,6
3	3000	8,6	15,59	21,1	0,00	100	2,20	65,1	0,00	100
4	2400	8,4	16,98	14,0	0,00	100	3,90	38,1	0,00	100
5	3600	8,6	16,24	17,8	2,00	88,2	4,43	29,7	0,00	100
6	2880	7,7	14,56	26,3	4,33	74,5	13,03	-106,8	0,05	96,1
7	3600	8,5	15,12	23,4	2,00	88,2	3,77	40,2	0,00	100
8	2880	8,2	16,43	16,81	0,33	98,1	3,90	38,1	0,00	100
9	2970	7,9	16,33	17,32	0,00	100	3,60	42,9	0,02	98,6

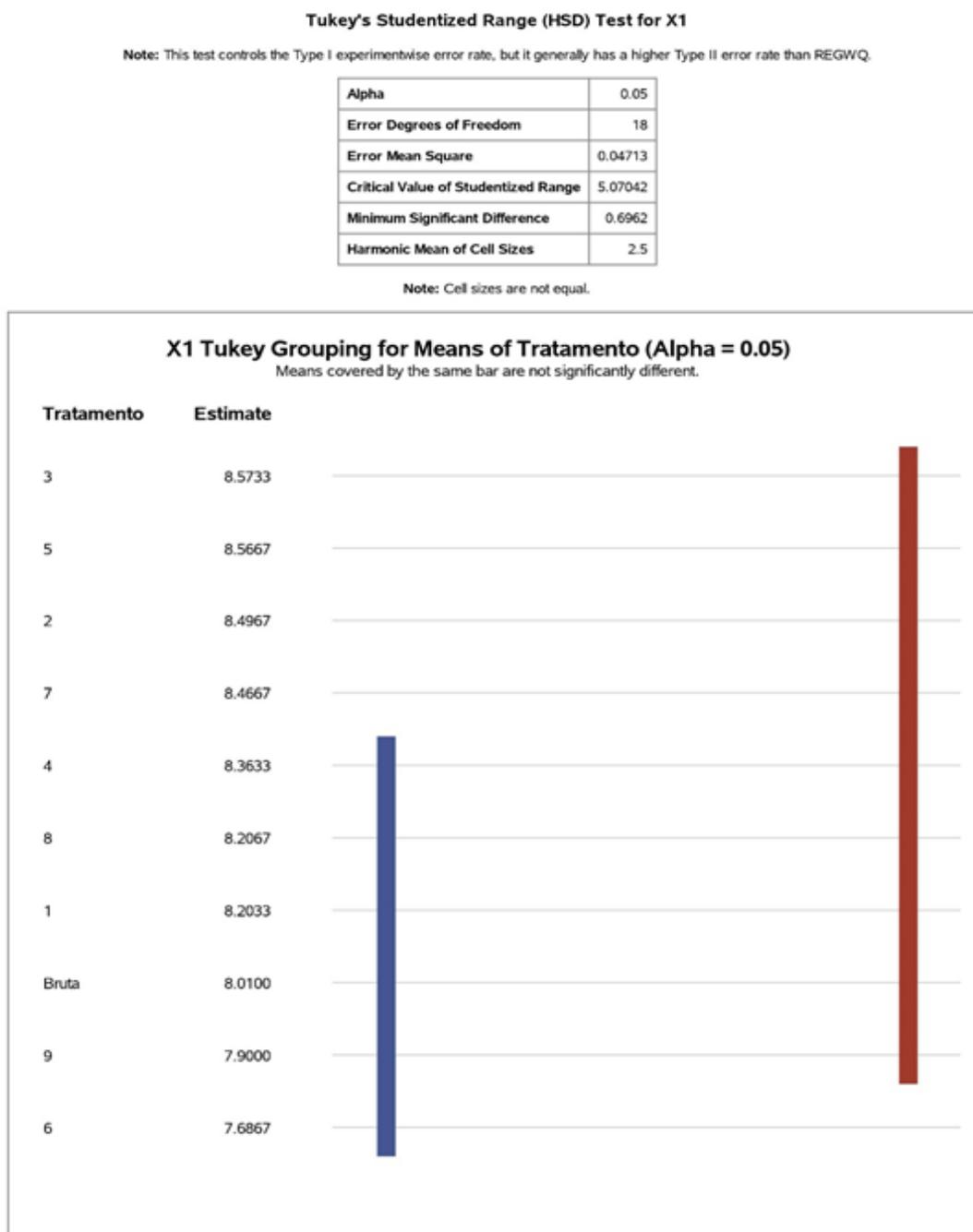
Analisando os resultados descritos na Tabela 8 nota-se que as maiores porcentagens de remoção de nutrientes causadores da eutrofização ocorrem em cargas acima de 2400 coulomb utilizadas no tratamento eletroquímico, todavia no caso do nutriente nitrito para a carga de 2880 coulomb observou-se um aumento da concentração desse nutriente, não identificando porcentagem de remoção, possivelmente devido à erro analítico ou no manuseio da amostra.

### 4.2 Teste de Tukey

O teste de Tukey apresentou diferença significativa em todos os parâmetros realizados, exceto para X6 (nitrogênio total).

A Figura 8 apresenta o resultado do teste estatístico de Tukey realizado para o parâmetro X1 (pH).

Figura 8 - Teste de Tukey realizado na média dos tratamentos estudados para análise de X1.



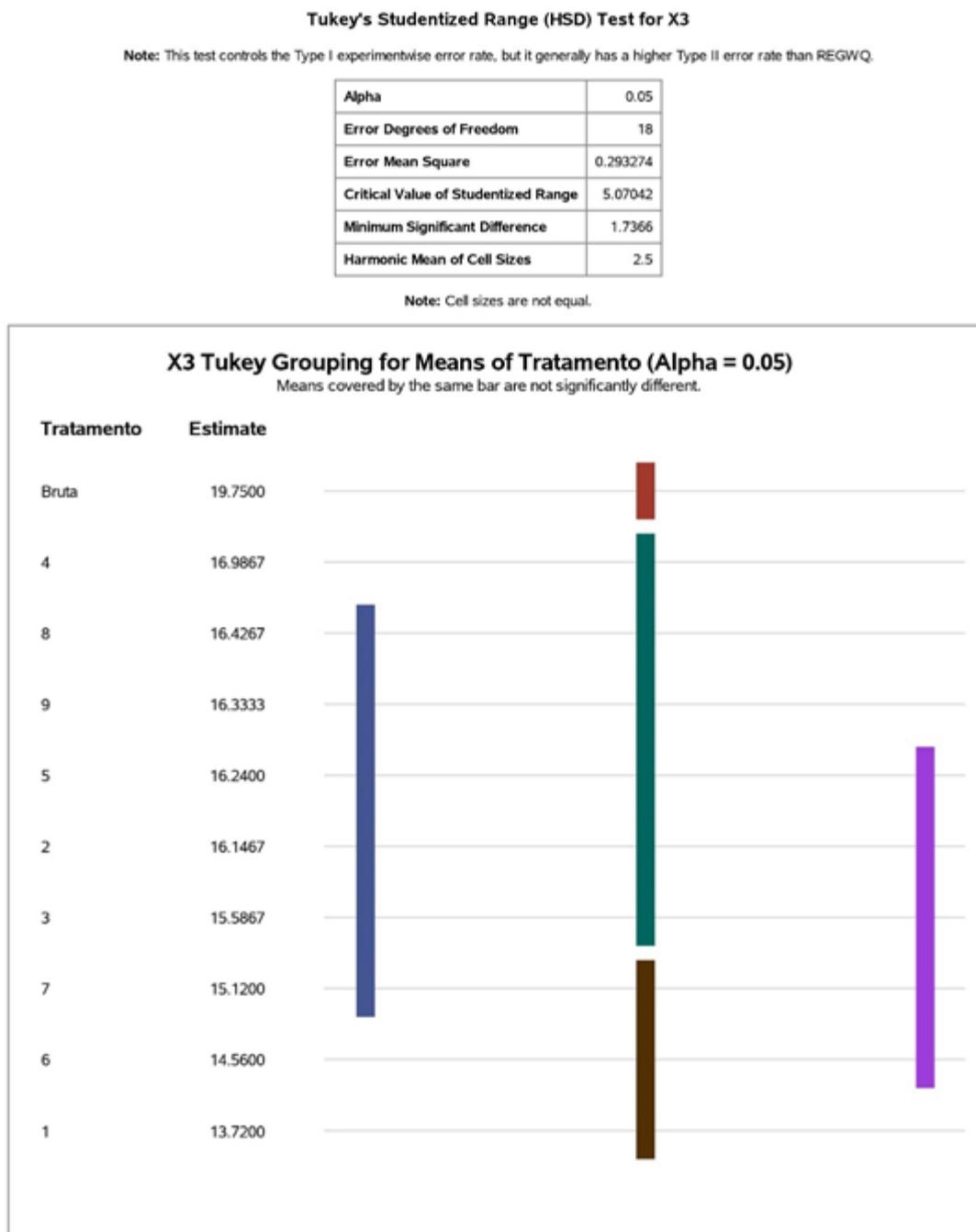
Alguns autores observaram que o pH da água residuária a ser tratada no reator de eletrocoagulação é um importante fator operacional que influencia na performance do processo eletroquímico (CHEN et al., 2000, CRESPILO; REZENDE, 2004). Na Figura 8 verifica-se que o pH da amostra bruta foi de 8,01, o que indica que o meio estava básico devido à composição característica da água sintética de aquicultura, não sendo observadas variações entre os preparos. De acordo com Chen et al. (2004), o pH do efluente afeta a eficiência da

eletrocoagulação e a solubilidade dos hidróxidos metálicos, com melhor remoção de poluentes encontrados em pH 7. Ainda, segundo Chen et al. (2004) o aumento do pH pode ter ocorrido a partir de outros mecanismos, como a transferência de  $\text{CO}_2$ , pois o meio (eletrólito aquoso ácido) é supersaturado com  $\text{CO}_2$  e pode ser liberado devido à agitação causada pelas bolhas de  $\text{H}_2$ , causando então o aumento do pH.

Ademais, nota-se na Figura 8 que os Tratamentos 9 (corrente elétrica de 0,9 ampere, distância entre eletrodos de 5 cm e tempo de 55 min) e 6 (corrente elétrica de 0,8 ampere, distância entre eletrodos de 4 cm e tempo de 60 min) reduziram o pH em relação a amostra bruta e os demais tratamentos tiveram um aumento do pH, o que pode ser explicado devido às reações de oxirredução que liberam íons  $\text{OH}^-$  durante a eletrocoagulação.

A Figura 9 apresenta o resultado do teste estatístico de Tukey realizado nos resultados das médias dos tratamentos estudados para análise de X3 (nitrogênio amoniacal).

Figura 9 - Teste de Tukey realizado na média dos tratamentos estudados para análise de X3.



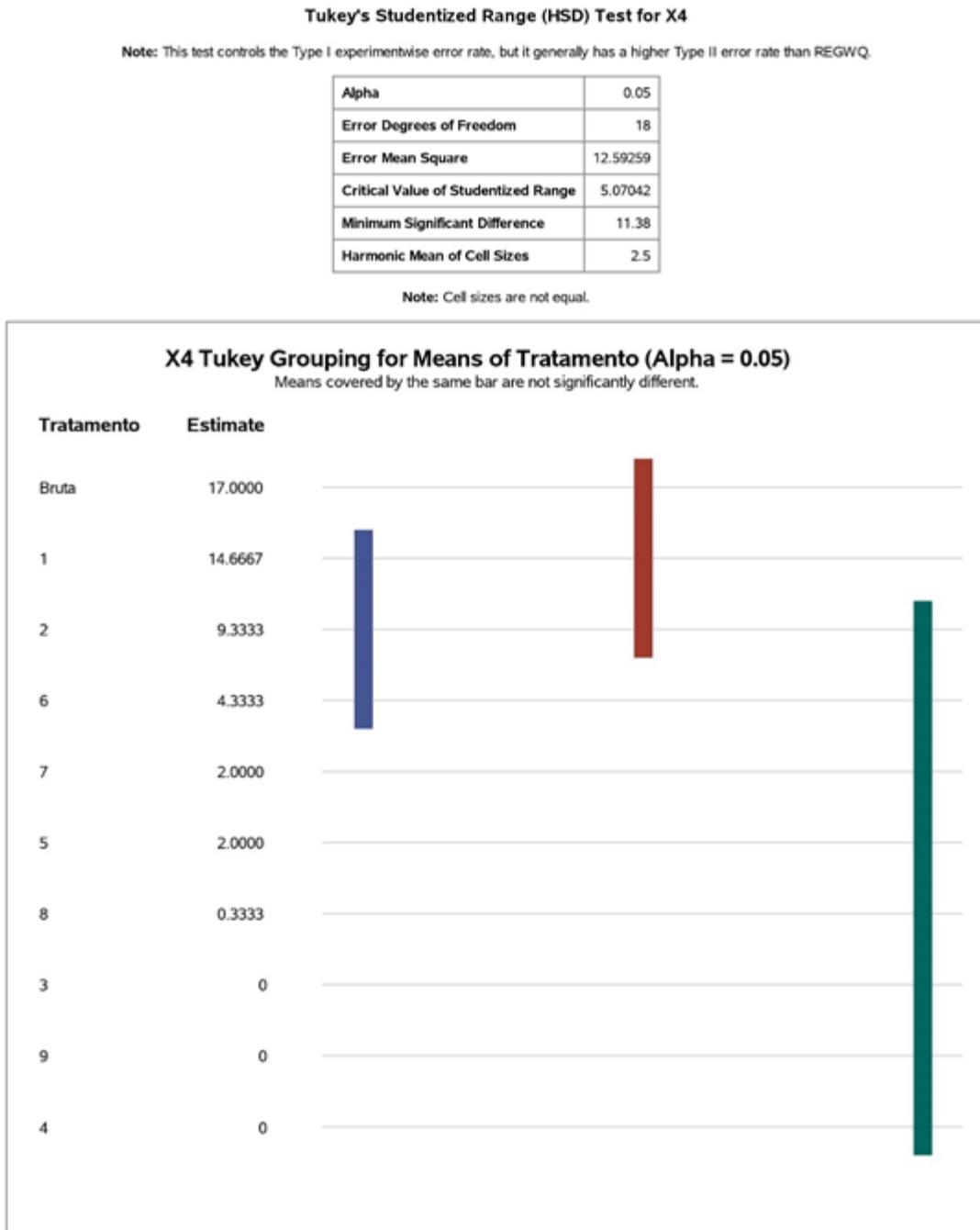
O nitrogênio amoniacal, quando presente em altas concentrações nas águas, influencia na dinâmica do oxigênio dissolvido no meio, uma vez que para oxidar 1,0 mg do íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) são necessários cerca de 4,3 mg de oxigênio, o que por sua vez, influi sobre os organismos aquáticos, pois em pH básico, o íon amônio se transforma em amônia ( $\text{NH}_3$  livre, gasoso), o que pode ser tóxica para esses organismos (ESTEVEZ, 1998). Observou-se na Figura 9 que após a aplicação dos tratamentos o valor de X3 foi reduzido, sendo que a maior remoção

foi no Tratamento 1 (corrente elétrica de 1 A, distância entre eletrodos de 4 cm e tempo de 50 min) com 30,5% de eficiência na remoção (Tabela 8).

Os autores Díaz, Ibañez e Gomes (2011) observaram que utilizando  $5 \text{ A.m}^{-2}$  em aproximadamente 120 min não houve remoção significativa de nitrogênio amoniacal. Em contrapartida, aplicando  $50 \text{ A.m}^{-2}$  por 45 min houve completa remoção do nitrogênio amoniacal. Os resultados de Lima et al. (2009) estão de acordo com resultados obtidos por Díaz, Ibañez e Gomes (2011) e Kim et al. (2006) afirmando que maiores remoções de amônia ocorrem mais rapidamente em densidades de correntes mais elevadas. Nessa pesquisa o Tratamento 1, que demonstrou maior eficiência de remoção, possui as seguintes características operacionais: corrente elétrica de 1 A, distância entre eletrodos de 4 cm e o tempo de funcionamento de 50 min.

A Figura 10 apresenta o resultado do teste estatístico de Tukey realizado nos resultados das médias dos tratamentos estudados para análise de X4 (nitrato).

Figura 10 - Teste de Tukey realizado na média dos tratamentos estudados para análise de X4.

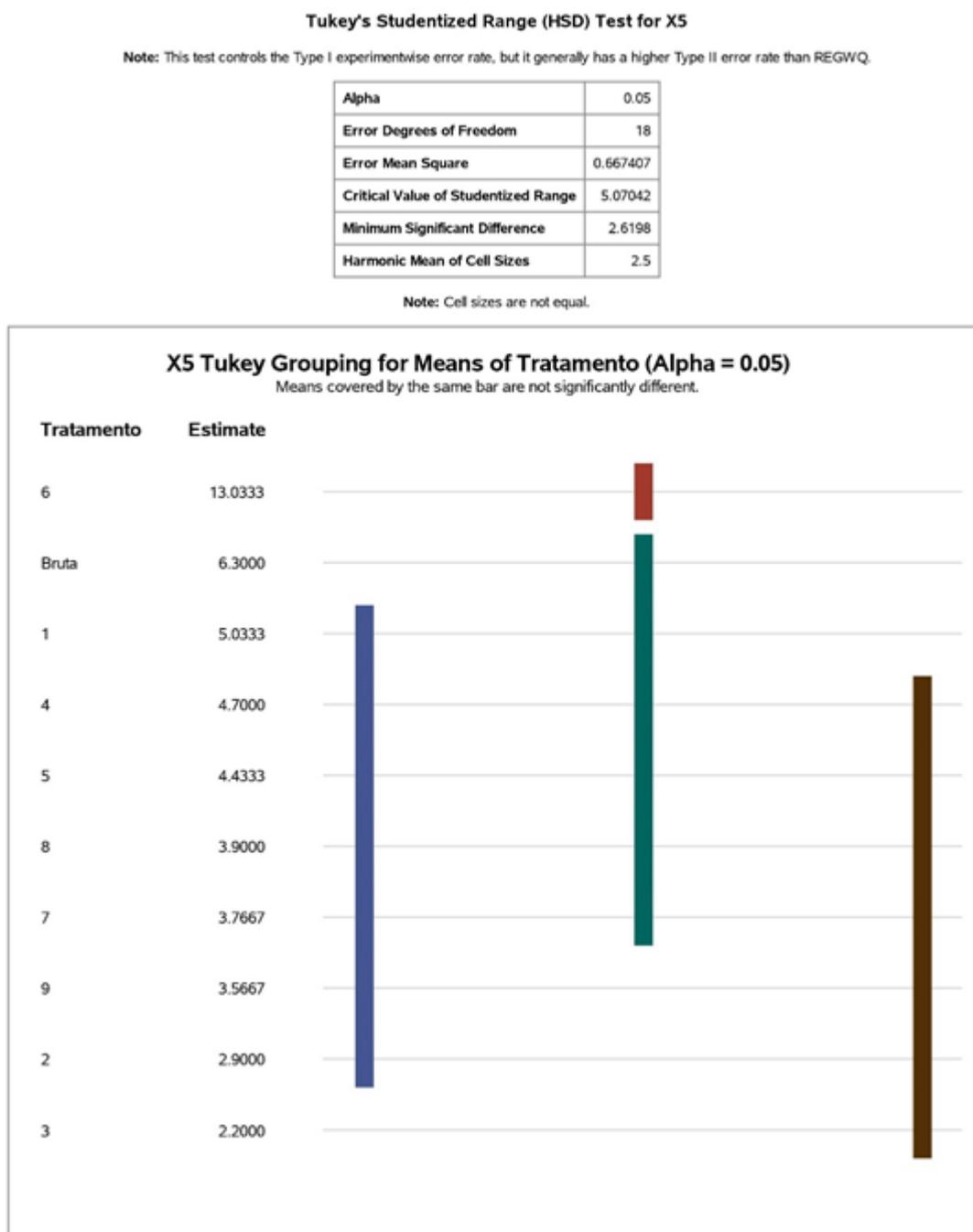


O nitrogênio na forma de nitrato pode ser associado a doenças e o seu excesso também acarreta contaminação do ambiente (VON SPERLING, 1996). Na Figura 10 verifica-se que após a aplicação dos tratamentos os resultados de X4 foram reduzidos, sendo que os Tratamentos 3 (corrente elétrica de 1 A, distância entre eletrodos de 6 cm e tempo de 50 min), 4 (corrente elétrica de 0,8 A, distância entre eletrodos de 6 cm e tempo de 50 min) e 9 (corrente elétrica de 0,9 A, distância entre eletrodos de 5 cm e tempo de 55 min) apresentaram 100% de eficiência na remoção dessa variável (Tabela 8). Silva (2011) estudando a aplicação da

eletrocoagulação em efluente de piscicultura identificou uma eficiência de remoção de 82,43%, utilizando uma corrente de 2,5 A, tempo de 35 min, agitação de 200 rpm e condutividade elétrica de  $1000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

A Figura 11 apresenta o resultado do teste estatístico de Tukey realizado nos resultados das médias dos tratamentos estudados para análise de X5 (nitrito).

Figura 11 - Teste de Tukey realizado na média dos tratamentos estudados para análise de X5.

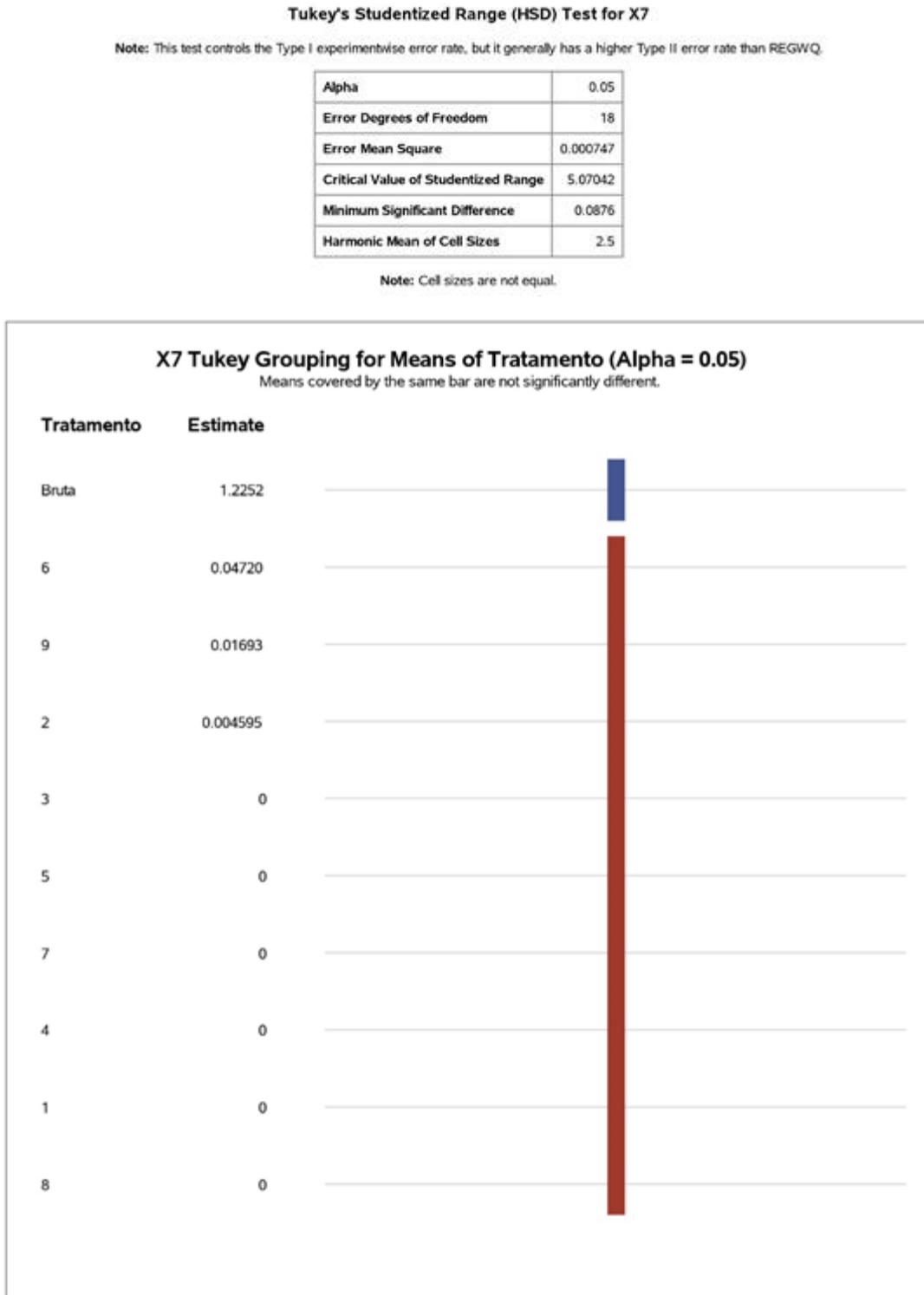


De acordo com Kindlein (2010) o nitrito é um elemento que faz parte da fase intermediária do nitrogênio, entre a molécula de amônia (forma mais reduzida) e o nitrato (forma mais oxidada). Na Figura 11 observa-se aumento da concentração de nitrito no Tratamento 6 e nos demais tratamentos ocorreu redução, sendo que as menores concentrações foram no Tratamento 2 (corrente elétrica de 0,8 A, distância entre eletrodos de 4 cm e tempo de 50 min) e Tratamento 3 (corrente elétrica de 1 A, distância entre eletrodos de 6 cm e tempo

de 50 min), com porcentagem de eficiência de remoção de 54% e 65,1% respectivamente (Tabela 8). Silva (2011) logrou em sua pesquisa uma eficiência de remoção de 98,06% utilizando a corrente elétrica de 2,5 A, 200 rpm de agitação, tempo de duração de 35 minutos e condutividade elétrica de  $1000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

A Figura 12 apresenta o resultado do teste estatístico de Tukey realizado nos resultados das médias dos tratamentos estudados para análise de X7 (fósforo total).

Figura 12 - Teste de Tukey realizado na média dos tratamentos estudados para análise de X7.



A concentração excessiva de fósforo pode ocasionar a eutrofização no ambiente aquático e isso reflete negativamente na proliferação de algas e nos déficits de oxigênio consumido no processo (LIMA, 2001). A Figura 12 apresentou redução de fósforo em todos os tratamentos estudados, sendo que os Tratamentos 1 (corrente elétrica de 1 ampère, distância

entre eletrodos de 4 cm e tempo de 50 min), 3 (corrente elétrica de 1 A, distância entre eletrodos de 6 cm e tempo de 50 min), 4 (corrente elétrica de 0,8 A, distância entre eletrodos de 6 cm e tempo de 50 min), 5 (corrente elétrica de 1 A, distância entre eletrodos de 4 cm e tempo de 60 min), 7 (corrente elétrica de 1 A, distância entre eletrodos de 6 cm e tempo de 60 min) e 8 (corrente elétrica de 0,8 A, distância entre eletrodos de 6 cm e tempo de 60 min) apresentaram 100% de eficiência na remoção de fósforo (Tabela 8).

Verificamos através da análise estatística unilateral de Tukey que o Tratamento 2 (corrente elétrica de 0,8 A, distância entre eletrodos de 4 cm e tempo de 50 min) e o Tratamento 3 (corrente elétrica de 1 A, distância entre eletrodos de 6 cm e tempo de 50 min) são os tratamentos que mais reduzem os poluentes causadores da eutrofização, nitrogênio e fósforo.

Segundo os autores Daneshvar et al. (2004) ao longo do processo de eletrocoagulação, à medida que se aumenta o valor da densidade de corrente, maior é o desgaste do eletrodo, aumentando por sua vez o consumo de energia e, por conseguinte o custo de tratamento. Crespilho e Rezende (2004) recomendam a utilização de maior distância entre os eletrodos, quando a condutividade do efluente for relativamente alta. No entanto, em situações em que a condutividade for moderada deve-se usar um menor afastamento entre os eletrodos, pois isso reduzirá o consumo de energia, a corrente também não será alterada, facilitando a floculação dos poluentes. Ademais, as remoções dos poluentes nitrogênio e fósforo aconteceram no tratamento eletroquímico, pois as reações que ocorrem durante o processo promovem a precipitação e transformação desses elementos, de maneira que eles podem ser removidos através da retirada do lodo estável formado.

### 4.3 Análise discriminante canônica por meio do teste de Tukey

A função discriminante 1 (CAN1) pelos coeficientes canônicos brutos é expressa pela equação:

$$CAN1 = 47,72X7 + 1,54X3 - 4,62X1 - 2,81X2$$

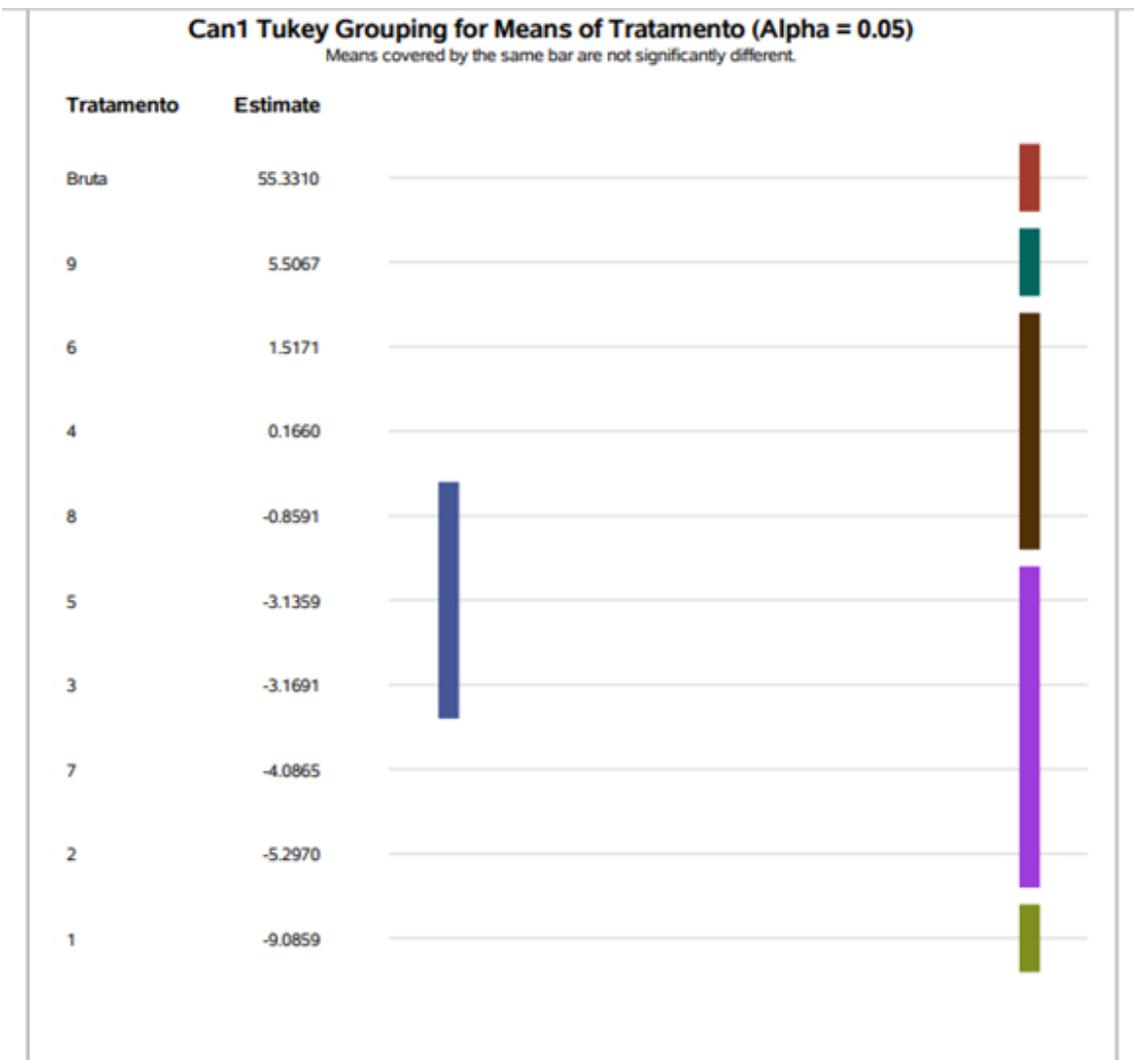
Portanto, verifica-se que as maiores porcentagens de remoção dos poluentes X7 e X3 ocorrem nos menores valores de X1 e X2. Na Figura 13 observa-se através da análise discriminante que os grupos Testemunha (Bruta), Tratamento 9 e Tratamento 1 tiveram diferença significativa a 95% de probabilidade, sendo que o Tratamento 1 se encontrou mais distanciado dos outros grupos demonstrando maior diferença entre os demais.

Figura 13 - Análise discriminante dos tratamentos estudados.

### Tukey's Studentized Range (HSD) Test for Can1

**Note:** This test controls the Type I experimentwise error rate, but it generally has a higher Type II error rate than REGWQ.

Alpha	0.05
Error Degrees of Freedom	18
Error Mean Square	1
Critical Value of Studentized Range	5.07042
Minimum Significant Difference	3.2068
Harmonic Mean of Cell Sizes	2.5



Na Testemunha pode-se identificar altas concentrações de X3 e X7, o que já era esperado, pois a amostra não possui nenhum tratamento. Nesse grupo X2 e X1 foram baixos. O Tratamento 9 (ponto central) apesar de apresentar diferença significativa, demonstrou comportamento próximo ao da Testemunha. O Tratamento 1 possui baixas concentrações de X3 e X7, isso mostra que o tratamento eletroquímico teve altas porcentagens de remoção quando se utilizou a corrente elétrica de 1 A (maior corrente elétrica estudada neste

experimento), distância de 4 cm entre eletrodos (menor distância entre eletrodos estudada neste experimento) e 50 min de funcionamento (menor tempo estudado nesse experimento). O aumento do X1 é explicado devido às reações de oxirredução que liberam íons  $\text{OH}^-$  no meio.

#### 4.4 Análise de componentes principais

A Tabela 9 apresenta a matriz de correlações dos resultados das análises químicas realizadas e estudadas.

Tabela 9 - Matriz de correlações dos resultados das análises químicas estudadas.

	<b>X2</b>	<b>X3</b>	<b>X4</b>	<b>X5</b>	<b>X6</b>	<b>X7</b>
<b>X1</b>	0,6209	0,9151	0,2903	0,0019	0,1802	0,2839
<b>X2</b>		0,0213	0,0332	0,7707	0,0998	0,0004
<b>X3</b>			0,5395	0,7326	0,5764	0,0101
<b>X4</b>				0,6806	0,1124	0,0547
<b>X5</b>					0,3211	0,6528
<b>X6</b>						0,0642

Nota-se na Tabela 9 que os resultados das análises estudadas estão altamente correlacionados, portanto o estudo por meio da análise de componentes principais é viável de ser realizado.

A Tabela 10 apresenta os autovalores, porcentagem da variação explicada por cada componente e a porcentagem acumulada da variabilidade das variáveis estudadas, obtidos pela matriz de correlação.

Tabela 10 - Autovalores, porcentagem de variação explicada por cada componente e porcentagem acumulada da variabilidade, obtidos pela matriz de correlação.

<b>Componente Principal (CP)</b>	<b>Autovalores</b>	<b>Porcentagem de variação explicada</b>	<b>Porcentagem de variação acumulada</b>
<b>CP1</b>	44,0959	0,7632	0,7632
<b>CP2</b>	10,1256	0,1753	0,9385
<b>CP3</b>	2,7715	0,0480	0,9864
<b>CP4</b>	0,7576	0,0131	0,9995
<b>CP5</b>	0,0158	0,0003	0,9998
<b>CP6</b>	0,0093	0,0002	1,0000
<b>CP7</b>	0,0017	0,0000	1,0000

De acordo com a Tabela 10 o primeiro componente principal explicou 76,32% da variabilidade dos dados, portanto utilizou-se também o segundo componente principal (17,53%) para explicar um total de 93,85% da variabilidade total das variáveis.

A função de componentes principais é expressa pelas Equações 19 e 20.

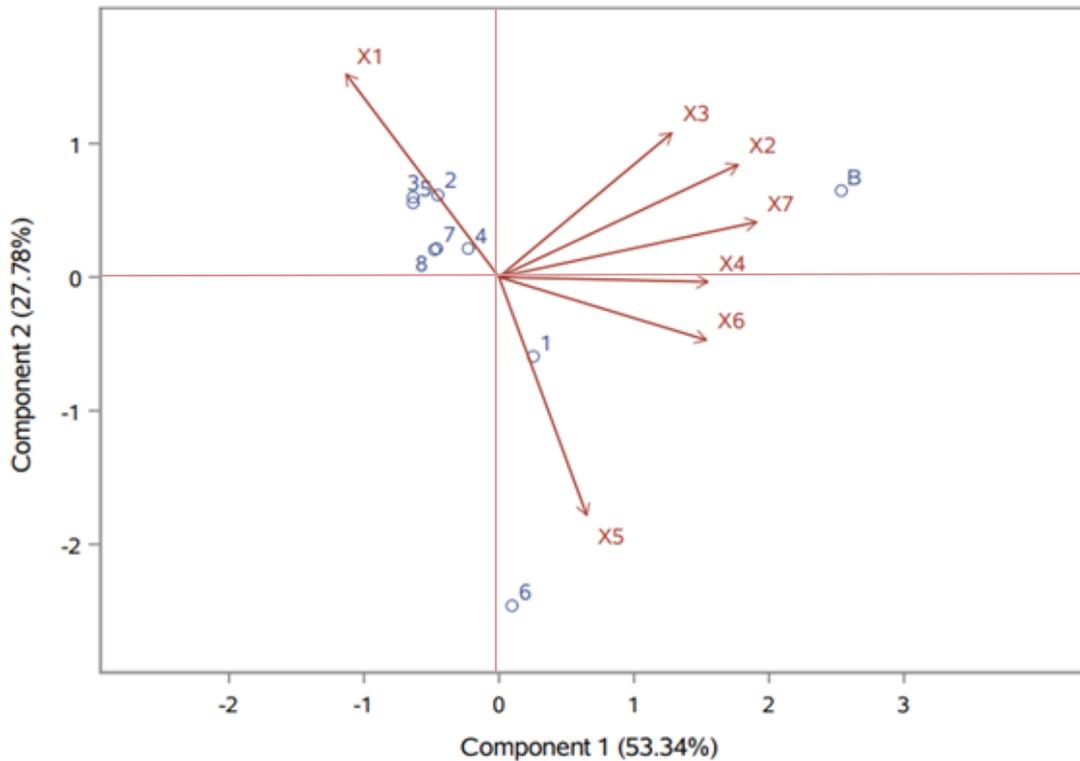
$$CP1 = 0,986X4 + 0,104X6 \quad (19)$$

$$CP2 = 0,978X5 \quad (20)$$

Através dessas equações pode-se verificar a presença ou não de poluentes à base de nitrogênio em cada tratamento analisado.

Na Figura 14 tem-se o gráfico de componentes principais obtido nesse estudo.

Figura 14 - Componentes principais.



No primeiro quadrante da Figura 14 observa-se que a Testemunha possui maior concentração de poluentes a base de nitrogênio quando a origem é a alta concentração de X2, X3 e X7. Já no segundo quadrante os Tratamentos 2, 3, 4, 5, 7 e 8 possuem maior concentração de poluentes a base de nitrogênio quando a origem é o alto valor de X1 e a baixa concentração de X5, X4 e X5. No terceiro quadrante não se tem nenhuma informação e por fim, no quarto quadrante identifica-se nos Tratamentos 1 e 6 altas concentrações de poluentes a base de nitrogênio quando a origem é a alta concentração de X5, X4 e X6 e o baixo valor de X1. Portanto, os Tratamentos 2, 3, 4, 5, 7 e 8 removem mais poluentes nitrogenados quando o X1 é baixo, porém o X5 será alto. Já os Tratamentos 1 e 6 removem mais poluentes nitrogenados quando o X1 é alto e o X5 está baixo.

Com base nessas informações pode-se afirmar que o Tratamento 1, que utilizou a corrente elétrica de 1 A, a distância entre eletrodos de 4 cm em um tempo total de 50 min e também o Tratamento 6, de corrente elétrica de 0,8 A, na distância entre eletrodos de 4 cm em um tempo total de 60 min, foram os ensaios mais relevantes para a análise de componentes principais, pois o X5 é uma variável que interfere na qualidade da água residuária, quanto menor a sua concentração mais eficiente é o tratamento.

#### 4.6 Análise do custo do tratamento eletroquímico

No cálculo do custo do tratamento eletroquímico considerou-se os tratamentos que obtiveram os melhores resultados para remoção de nitrogênio e fósforo, sendo eles o Tratamento 1, 2 e 6.

- **Consumo de energia elétrica**

**- Tratamento 1:**

$$E = \frac{(20,6 \times 0,1 \times 0,25)}{1000} = 5,15 \times 10^{-5} \text{ kWh}/1,5 \text{ m}^3$$

**- Tratamento 2:**

$$E = \frac{(13,6 \times 0,5 \times 0,25)}{1000} = 1,7 \times 10^{-3} \text{ kWh}/1,5 \text{ m}^3$$

**- Tratamento 6:**

$$E = \frac{(15,2 \times 0,5 \times 0,25)}{1000} = 1,9 \times 10^{-3} \text{ kWh}/1,5 \text{ m}^3$$

- **Massa consumida do eletrodo**

Os eletrodos foram pesados antes e após o tratamento e após sua limpeza e secagem. No Tratamento 1 o consumo foi de 0,38 g, o Tratamento 2 foi de 0,36 e o Tratamento 6 foi de 1,32g.

- **Custo operacional**

Considerou-se para os cálculos do custo operacional o preço em 2021 da CPFL Paulista de R\$0,86 kWh para tarifa comercial.

**- Tratamento 1:**

$$\text{Custo operacional} = (0,86 \times 0,0000515) + (54,5 \times 0,00038) = \frac{R\$0,02}{1,5m^3}$$

**- Tratamento 2:**

$$\text{Custo operacional} = (0,86 \times 0,0017) + (54,5 \times 0,00036) = \frac{R\$0,02}{1,5m^3}$$

**- Tratamento 6:**

$$\text{Custo operacional} = (0,86 \times 0,0019) + (54,5 \times 0,00132) = \frac{R\$0,07}{1,5m^3}$$

Com base nos cálculos realizados acima, nota-se que o Tratamento 1 e o Tratamento 2 tiveram os menores custos do tratamento eletroquímico para água residuária de aquicultura, sendo o valor de R\$0,02/1,5m<sup>3</sup>. Kushwaha, Srivastava e Mall (2010) constataram em sua pesquisa que o custo relacionado ao consumo de eletricidade e ao desgaste do eletrodo estava entre R\$0,36/1.5m<sup>3</sup> e R\$12,63/1.5m<sup>3</sup>. Os valores maiores de custo encontrados pelos autores devem-se provavelmente ao tempo de experimento que foi até 90 minutos de funcionamento do tratamento eletroquímico, já nessa pesquisa os melhores tratamentos utilizados para o cálculo do custo tiveram o tempo de até 60 minutos de funcionamento.

**4.7 Avaliação da influência da temperatura na eletrocoagulação**

De acordo com o teste de Tukey a 5% de nível de significância houve diferença significativa para os tratamentos realizados para avaliação da influência da temperatura na eletrocoagulação. O coeficiente de variação foi nulo, indicando um conjunto de dados homogêneo.

De acordo com Daneshvar et al. (2004) o aumento da temperatura da solução contribui para a melhor eficiência de remoção causado pelo aumento da movimentação dos íons produzidos, facilitando a colisão deles com o coagulante formado, todavia quando o valor for superior a 30°C, a eficiência de remoção diminui devido a um encolhimento dos flocos de

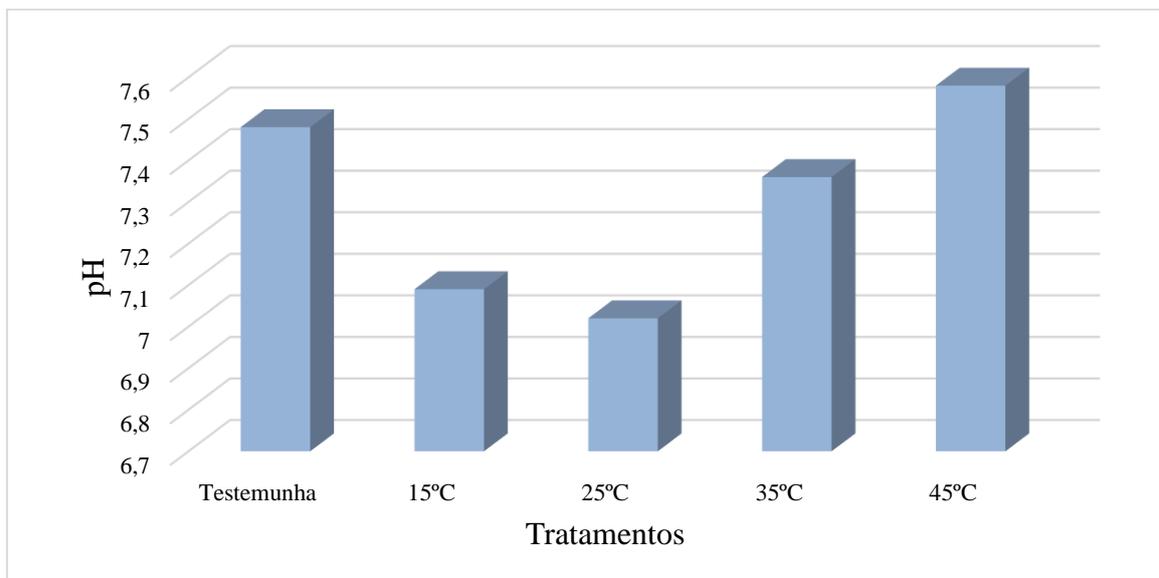
$\text{Al}(\text{OH})_3$  tendo por resultado flocos mais compactos que são mais prováveis de se depositarem na superfície do eletrodo.

Segundo Vepsäläinen (2009) a temperatura tem efeito significativo na velocidade de dissolução do alumínio, em sua pesquisa a taxa de dissolução aumentou durante os testes, especialmente a 22°C.

#### 4.7.1 pH

No Gráfico 1 observamos que à medida que a temperatura aumentou o pH diminuiu, todavia isso ocorreu até a temperatura de 25°C, a partir daí o pH começou a aumentar. Isso mostra que o aumento da temperatura potencializa a liberação de  $\text{OH}^-$  no meio.

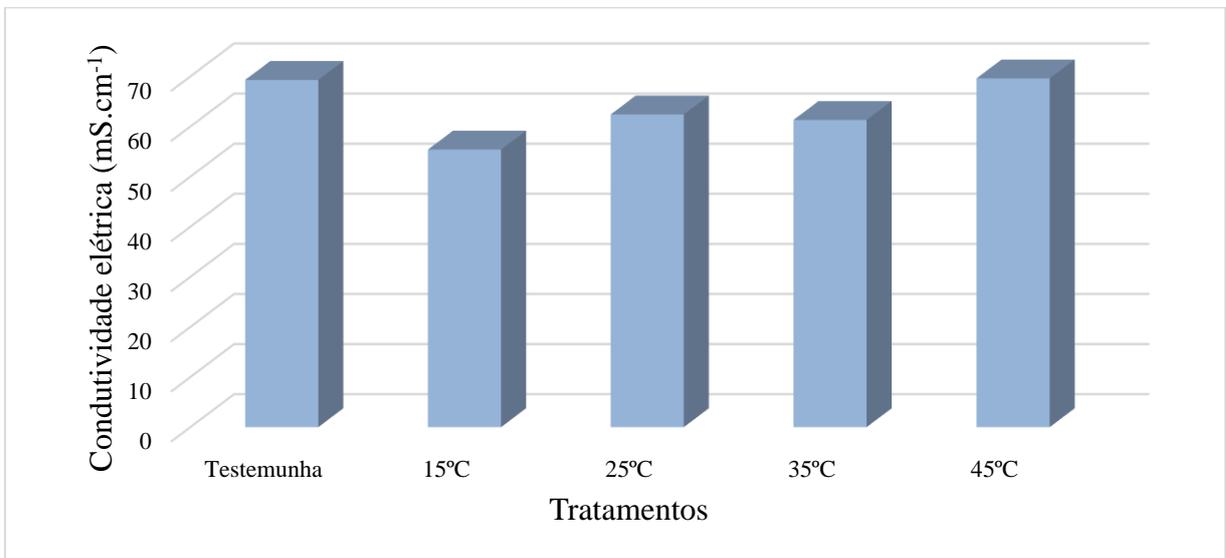
Gráfico 1 – Variação do pH em relação a temperatura no tratamento eletroquímico.



#### 4.7.2 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica teve estatisticamente diferença significativa, porém não notamos no Gráfico 2 uma grande variação, os valores se mantiveram próximos aos valores encontrados para a Testemunha ( $69,3 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). O tratamento que mais elevou a condutividade elétrica foi na temperatura de 45°C ( $69,6 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Segundo Mameri et. al. (1998) o aumento da temperatura ocasiona um aumento da mobilidade das moléculas na solução, e consequentemente, um aumento da condutividade elétrica.

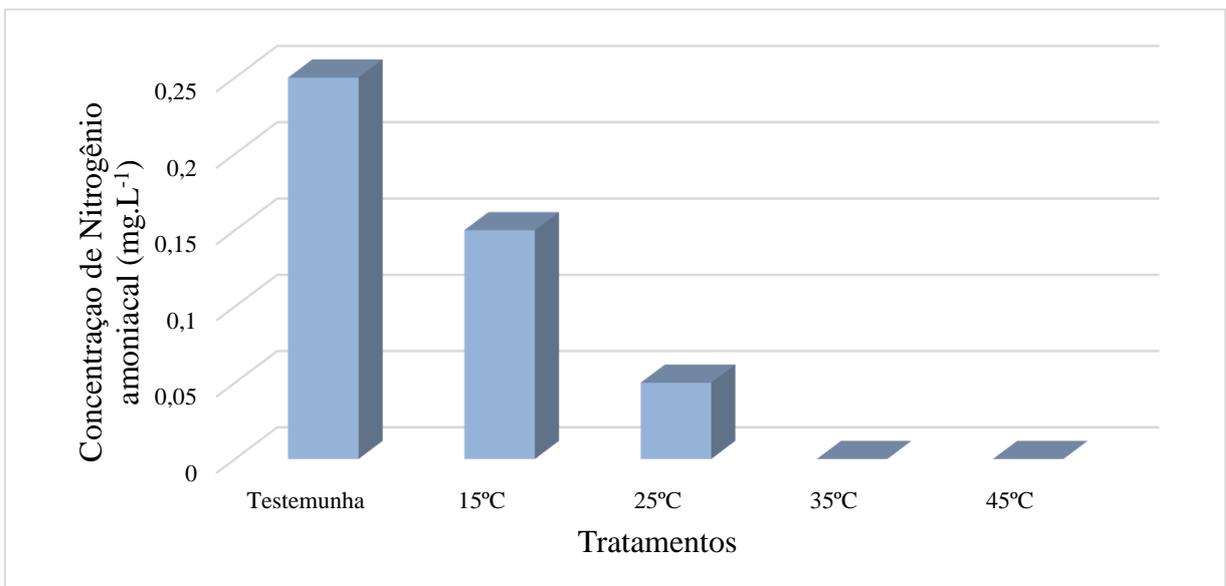
Gráfico 2 – Variação da condutividade elétrica em relação a temperatura no tratamento eletroquímico.



#### 4.7.3 Nitrogênio amoniacal

No Gráfico 3 notamos que os tratamentos que reduziram totalmente o nitrogênio amoniacal foram na temperatura de 35 e 45° C.

Gráfico 3 – Variação do nitrogênio amoniacal em relação a temperatura no tratamento eletroquímico.

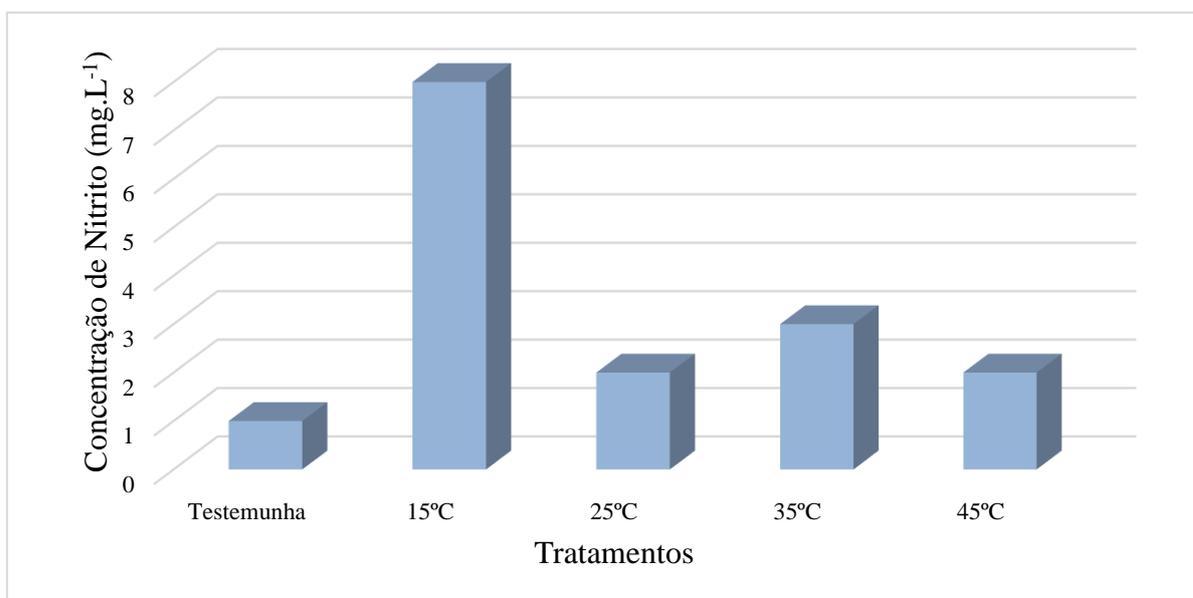


Essa redução ocorre porque o aumento da temperatura no meio faz com que o equilíbrio das reações químicas se desloque e os íons de  $\text{NH}_4^+$  passam a ser consumidos (Princípio de Le Chatelier). Ademais, de acordo com Daneshvar et. al. (2004), o aumento da temperatura da solução contribui na eficiência de remoção dos íons devido ao aumento das colisões entre eles e o coagulante formado.

#### 4.7.4 Nitrito

Para a variável nitrito o aumento da temperatura promove o aumento da concentração de nitrito (Gráfico 4), os tratamentos com as maiores concentrações de nitrito foram a 15 e 35°C com concentrações de 8 e 3 mg/L respectivamente.

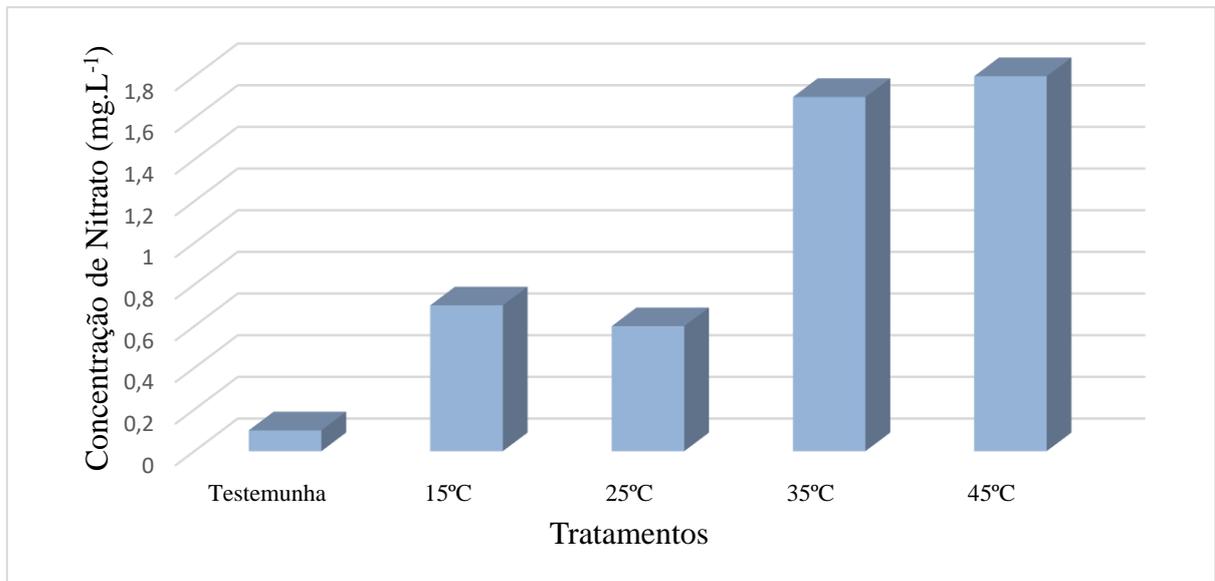
Gráfico 4 – Variação do nitrito em relação a temperatura no tratamento eletroquímico.



#### 4.7.5 Nitrato

O aumento da temperatura promove o aumento da concentração de nitrato (Gráfico 5), os tratamentos com as maiores concentrações de nitrato foram a 35 e 45°C com concentrações de 1,7 e 1,8 mg/L respectivamente.

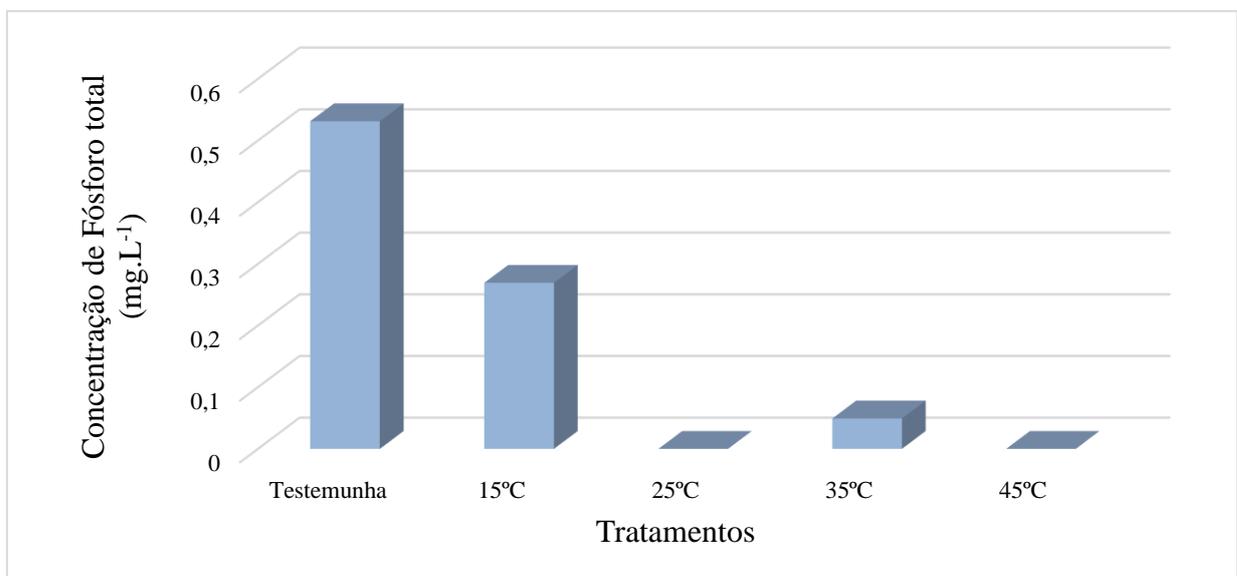
Gráfico 5 – Variação do nitrato em relação a temperatura no tratamento eletroquímico.



#### 4.7.6 Fósforo Total

A variável fósforo total apresentou redução conforme o aumento da temperatura, sendo os tratamentos a 25 e 45°C os que tiveram remoção total de fósforo (Gráfico 6). Portanto, a temperatura favorece ainda mais a precipitação do fósforo total.

Gráfico 6 – Variação do fósforo total em relação a temperatura no tratamento eletroquímico.



## 5 CONCLUSÃO

O Tratamento 1 (corrente elétrica de 1 A, a distância entre eletrodos de 4 cm em um tempo total de 50 min) e o Tratamento 2 (corrente elétrica de 0,8 A, distância entre eletrodos de 4 cm e tempo de 50 min) proporcionaram as maiores porcentagens de remoção de nutrientes causadores da eutrofização com os menores custos de tratamento da água residuária de aquicultura.

A temperatura apresentou influência nos tratamentos realizados, sendo que o aumento de temperatura proporcionou uma maior remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo total, porém tende a aumentar os valores de pH, bem como das concentrações de nitrito, nitrato e dos valores de condutividade elétrica.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 th. ed. New York: APHA, AWWA, WPCR, 1.194 p., 2005.

ARAÚJO, L. da S. **Estudo da sustentabilidade da piscicultura no município de coremas pb**. 2015. 4 v. Dissertação (Mestrado) - Curso de Sistemas Agroindustriais, Universidade Federal de Campina Grande, Pombal -pb, 2015.

AVELLAR, I. G. J. de; COTTA, T. A. P. G.; NEDER, A. V. F. Aplicação de eletrocoagulação na remoção de fosfatos em efluente doméstico artificial preparado a partir de bebida. **Revista Virtual de Química**, Brasília-DF, v. 20, n. 20, p.1-19, out 2015.

BAPTISTA, C.; DELLOVA, D.; DONATI, G.; CEZÁRIO, G.; REAL, J; V. LINO, J.; ALBUQUERQUE, L.; SANTOS, M.; OLIVEIRA, M.; VIEIRA, R. **Anuário da Piscicultura levantados pela Associação Brasileira da Piscicultura PEIXE BR**.2018. Disponível em: <<https://www.peixebr.com.br/>>. Acesso em: 15 jun. 2020.

BARBOSA, A. S. **Economic viability of an intensive production system of trout in Santa Catarina mountains**. 2014. 93 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência Animal, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages - SC, 2014.

BORBA, F. H.; MANENTI, D. R.; MÓDENES, A.; NASCIMENTO, R. Avaliação da eficiência da técnica de Eletro-floculação no tratamento de efluentes de indústrias de subprodutos avícolas. **Estudos Tecnológicos em Engenharia**, [s.l.], v. 6, n. 1, p.36-47, 6 jul. 2010. UNISINOS - Universidade do Vale do Rio Dos Sinos. <http://dx.doi.org/10.4013/ete.2010.61.04>.

BOSMA, R. H.; VERDEGEM, M. C.j.. Sustainable aquaculture in ponds: Principles, practices and limits. **Livestock Science**, [s.l.], v. 139, n. 1-2, p.58-68, jul. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.017>.

BUENO, R. de F.; SANTOS, F. M.; ASSIS, P. F de; CAMPOS, F. Remoção conjunta de nitrogênio e fósforo em um sistema de lodo ativado compartimentado (SLAC). **Revista Ibero-americana de Ciências Ambientais**, [s.l.], v. 8, n. 2, p.120-129, 11 jan. 2017. Escola Superior de Sustentabilidade. <http://dx.doi.org/10.6008/spc2179-6858.2017.002.0010>.

CAMBOIM, R. A. **Técnica de eletroflotação aplicada na remoção de cores de efluentes têxteis**. Dissertação - UNICAMP. Campinas, 2010.

CARVALO M.J.H. **Uso de coagulantes naturais no processo de obtenção de água potável**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana). Departamento de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

CHAVEZ-PORRAS, Á.; CONTRERAS, T. R.; ORTEGA, N. C.. Nitrificación en el tratamiento de lodos de lixiviados en un reactor biológico discontinuo secuencial - SBBR. **Producción + Limpia**, [s.l.], v. 13, n. 1, p.75-82, jun. 2018. Corporacion Universitaria Lasallista. <http://dx.doi.org/10.22507/pml.v13n1a8>. Disponível em: <[http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1909-04552018000100075](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-04552018000100075)>. Acesso em: 12 jun. 2019.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, p.11-41, 2004. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586603002636>>. Acesso em: 27 mai. 2019.

CRESPILHO; REZENDE, F.N. **Eletroflotação: Princípios e Aplicações**. Rima, São Carlos, 2004.

DAIMS, H.; LEBEDEVA, E. V.; PJEVAC, P.; HAN, P.; HERBOLD, C.; ALBERTSEN, M.; JEHMLICH, N.; PALATINSZKY, M.; VIERHEILIG, J.; BULAEV, A.; KIRKEGAARD, R. H.; VON BERGEN, M.; RATTEI, T.; BENDINGER, B.; NIELSEN, P. H.; WAGNER, M. Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria. **Nature**, n. 7583, v. 528, p. 504-509, 2015.

DANESHVAR, N.; SORKHABI, H.A.; KASIRI, M.B. Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections. **Journal of Hazardous Materials**, B112, p.55-62, 2004.

DAVIDSON, J.; SUMMERFELT, S.; STRAUS, D. L.; SCHRADER, K. K.; GOOD, C. Evaluating the effects of prolonged peracetic acid dosing on water quality and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* performance in recirculation aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, [s.l.], v. 84, p.117-127, fev. 2019. Elsevier BV.

DAVIS, L. **A handbook of constructed wetlands: a guide to creating wetlands for: agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage, stormwater in the Mid-Atlantic Region**. 1995. ISBN 0-16-052999-9.

DELAIDE, B., GODDEK, S., GOTT, J., SOYEURT, H., JIJAKLI, H.M.. Lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *Sucrine*) growth performance in complemented solution encourages the development of decoupled aquaponics. **Water**, [s.l.], 2016, 1-11.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Águas**. Rio de Janeiro, RJ, Ed. ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental), 1993, p.443.

DÍAZ, V., IBÁÑEZ, R., GÓMEZ, P. "Kinetics of electro-oxidation of ammonia-N, nitrites and COD from a recirculating aquaculture saline water system using BDD anodes". In: **Water Research**. 2011. v. 45, p. 125–134.

ELAZZOUI, M.; HABOUBI, K.; ELYOUBI, M. Enhancement of electrocoagulation-flotation process for urban wastewater treatment using Al and Fe electrodes: techno-economic study. **Materials Today: Proceedings**, [s.l.], v. 13, p.549-555, 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.matpr.2019.04.012>.

EMATER. **Noções básicas de piscicultura**. p16, 2019. disponível em: 5 [http://www.emater.ro.gov.br/ematerro/wp-content/uploads/2019/01/Cartilha6\\_piscicultura-compresso.pdf](http://www.emater.ro.gov.br/ematerro/wp-content/uploads/2019/01/Cartilha6_piscicultura-compresso.pdf)

EMBRAPA. **Aquicultura: manejo e aproveitamento de efluentes**. p10, 2013. Disponível 9 em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/972692/1/Doc95.pdf>

FAO. **Novo relatório da FAO aponta que produção da pesca e aquicultura no Brasil deve crescer mais de 100% até 2025:** Cenário positivo é resultado de investimentos feitos no setor nos últimos anos. 2016. Disponível em: <Novo relatório da FAO aponta que produção da pesca e aquicultura no Brasil deve crescer mais de 100% até 2025>. Acesso em: 17 nov. 2019.

FAO. **O estado mundial da pesca e aquicultura:** cumprir os objetivos do desenvolvimento sustentável. 2018. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/i9540es/I9540ES.pdf>>. Acesso em: 17 nov. 2019.

FENG, J.; LI, F.; ZHOU, X.; XU, C. Nutrient removal ability and economical benefit of a rice-fish co-culture system in aquaculture pond. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 94, p.315-319, set. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.002>.

GOMES, L. de M. Development of a system for treatment of coconut industry wastewater using electrochemical processes followed by Fenton reaction. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 69, n. 11, p.2258-2264, 22 mar. 2014. IWA Publishing.

GOTTSCHALL, N.; BOUTIN, C.; CROLLA, A.; KINSLEY, C.; CHAMPAGNE, P. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. **Ecol. Eng.** 2007, 29, 154–163.

HAKIZIMANA, J. N.; GOURICH, B.; CHAFI, M.; STIRIBA, Y.; VIAL, C.; DROGUI, P.; NAJA, J. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**, [s.l.], v. 404, p.1-21, fev. 2017. Elsevier BV.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Impacto das atividades de aquicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas – Relato de caso. **Boletim do Instituto de Pesca**. V.34, p.163-173, 2008.

HOLKAR, C. R.; JADHAV, A. J.; PINJARI, D. V.; MAHAMUNI, N. M.; PANDIT, A. B. A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 182, p.351-366, nov. 2016. Elsevier BV.

HOLT, P.K. Eelectrocoagulation: Unravelling and synthesizing the mechanisms behind a water treatment process. University of Sydney, **Chemical Engineering**, 200p. Thesis, 2002.

IBRAHIM, D. S.; DEVI, P. S.; VEERABABHU, C.; BALASUBRAMANIAN, N. Treatment of petroleum effluent using a tubular electrochemical reactor. **Petroleum Science and technology**, v32, n16, p. 1932-1939, 2013.

JAFFE, D. A.12 The Nitrogen Cycle. **International Geophysics**, [s.l.], p.263-284, 1992. Elsevier.

KESSEL, M. A. H. J.; SPETH, D. R.;ALBERTSEN, M.; NIELSEN, P.H.; OP DEN CAMP, H. J. M.; KARTAL, B.; JETTEN, M. S. M.; LUCKER, S. Complete nitrification by a single microorganism. **Nature**, v. 528, n. 7583, p. 555-559, 2015.

KHANDEGAR, V.; SAROHA, A.K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review. **Journal of Environmental Management**, v.128, p.949-963, 2013.

KIM, J.; SOHN, S.; KIM, S. K.; HUR, Y.B., 2020. Effects on hematological parameters, antioxidant and immune responses, AChE, and stress indicators of olive flounders, *Paralichthys olivaceus*, raised in bio-floc and seawater challenged by *Edwardsiella tarda*. **Fish e Shellfish Immunol.** 97, 194–203.

KINDLEIN, C. P. Determinação do teor de nitratos e nitritos na água de abastecimento do município de Nova Santa Rita. 2010. 68 f. TCC (**Graduação**) - Curso de Química, Centro Universitário La Salle, Canoas, 2010.

KOBYA, M.; CIFTCI, C.; BAYRAMOGLU, M. SENSOY, M.T. Study on the treatment of waste metal cutting fluids using electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v. 60, p. 285-291, 2008.

KUBITZA, F. QUALIDADE DA ÁGUA NA PRODUÇÃO DE PEIXES: parte i. **Panorama da Aqüicultura**, [s. l], v. 1, n. 1, p. 2-7, jan. 1998.

KUSHWAHA, J. P.; SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I.D., 2010. Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residual disposal. **Purif. Technol.** 76, 198–205.

LAHAV, O.; ASHER, R. B.; GENDEL, Y. Potential applications of indirect electrochemical ammonia oxidation within the operation of freshwater and saline-water recirculating aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, [s.l.], v. 65, p.55-64, mar. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaeng.2014.10.009>.

LI, F.; SUN, Z.; QI, H.; ZHOU, X. Effects of Rice-Fish Co-culture on Oxygen Consumption in Intensive Aquaculture Pond. **Rice Science**, [s.l.], v. 26, n. 1, p.50-59, jan. 2019. Elsevier BV.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 3ª edição, 2010.

LIN, Y. F.; JING, S. R.; LEE, D. Y.; CHANG, Y. F.; CHEN, Y. M.; SHIH, K. C. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate, **Environmental Pollution** 134 (2005) 411e421.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 149-163, nov. 2010.

MAMERI, N.; YEDDOU, A. R.; LOUNICI, H.; BELHOCINE, D.; GRIB, H.; BARIOU, B. Defluoridation of septentrional of Sahara water o North Africa by electrocoagulation process using bipolar aluminum electrodes. **Water Research**, vol 32, p. 1604–1612, 1998.

MARTINS, C. I. M.; EDING, E. P.; VERRETH, J. A. J. The effect of recirculating aquaculture systems on the concentrations of heavy metals in culture water and tissues of Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. **Food Chemistry**, London, v. 126, n. 3, p. 1001-1005, 2010.

- MELO, J. M. da C. **Cultivo do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* em sistema intensivo e semi-intensivo na Fazenda Aquarium Aquicultura do Brasil Ltda.** 2018. 63 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia de Pesca, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Serra Talhada, 2018.
- MERZOUK, B.; GOURICH, B.; SEKKI, A.; MADANI, K.; CHIBANE, M. Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation–electroflotation technique. **Journal of Hazardous Materials**, v.164, p.215–222, 2009.
- MICHELS, C. **Utilização de tiosulfato como doador de elétrons para remoção de nitrogênio via nitrificação e desnitrificação autotrófica em reator SBR.** Tese de Doutorado. 2011.
- MOLLAH, M.Y. A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J. R.; COCKE, D. L. Electrocoagulation (EC) - Science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84 n.1 p. 29-41, June 2001.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo.** 2. ed. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2006. 729 p.
- MORENO-CASILLAS, H. A.; COCKE, D. L.; GOMES, A. G.; MORKOVSKY, P.; PARGA, J. R.; PETERSON, E. Electrocoagulation mechanism for COD removal. **Separation and Purification**, v.56, p. 204-211, 2007.
- MOUSSA, D. T.; EL-NAAS, M. H.; NASSER, M.; AL-MARRI, M. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 186, p.24-41, jan. 2017. Elsevier BV.
- MURTHY, Z.V.P.; PARMAR, S. Removal of strontium by electrocoagulation using stainless steel and aluminum electrodes. **Desalination**, v. 282, p. 63-67, 2011.
- NANSEU-NJIKI, C.P.; TCHAMANGO, S. R.; NGOM, P. C.; DARCHEN, A.; NGAMENI, E. Mercury (II) removal from water by electrocoagulation using aluminium and iron electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v.168, p.1430-1436, 2009.
- NGO, H.H.; VO, T. P. T.; NGHIEM, L. D.; GUO, W. Aerobic Treatment of Effluents From the Aquaculture Industry. **Current Developments In Biotechnology And Bioengineering**, [s.l.], p.35-77, 2017. Elsevier.
- NTSAMA, I. S. B.; TAMBE, B. A.; TAKADONG, J.J. T.; NAMA, G. M.; KANSCI, G. Characteristics of fish farming practices and agrochemicals usage therein in four regions of Cameroon. **The Egyptian Journal Of Aquatic Research**, [s.l.], v. 44, n. 2, p.145-153, jun. 2018. Elsevier BV.
- PESSOA, G. P. **Estudo da remoção de cor de efluente têxtil por eletrocoagulação.** Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, CE, 2008.
- RUTTENBERG, K. C. **The Global Phosphorous cycle.** In: Biogeochemistry First Edition. Treatise of Geochemistry. v. 8. 700 p., 2005.

RUTTENBERG, K.C. Phosphorus Cycle. **Encyclopedia Of Ocean Sciences**, [s.l.], p.447-460, 2019. Elsevier.

RUTTENBERG, K.C.. The Global Phosphorus Cycle. **Treatise On Geochemistry**, [s.l.], p.499-558, 2014. Elsevier.

SANTOS, D. R. dos; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, [s.l.], v. 38, n. 2, p.576-586, abr. 2008. FapUNIFESP (SciELO).

SCHMIDELL, W. et al. **Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Florianópolis, 2007.

SHARRER M. J, RISHEL K., SUMMERFELT, S. T. Evaluation of a membrane biological reactor for reclaiming water, alkalinity, salts, phosphorus, and protein contained in a high-strength aquacultural wastewater, **Bioresource Technology** 101 (12) (2010) 4322e4330.

SHARRER, M. J.; FERRIER, D.; HANKINS, J. A.; SUMMERFELT, S. T. Membrane biological reactor treatment of a saline backwash flow from a recirculating aquaculture system, **Aquacultural Engineering** 36 (2) (2007) 159e176.

SILVA, A. E. C. **Sistemas de produção na piscicultura**. 2019. 28 f. TCC (Graduação) - Curso de Zootecnia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Garanhuns - Pe, 2019.

SILVA, J. P. V. da. **Tratamento de efluentes de tanques de piscicultura aplicando a tecnologia de eletrocoagulação**. 2013. 91 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013. Disponível em: <[http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/7978/1/2013\\_dis\\_jpvsilva.pdf](http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/7978/1/2013_dis_jpvsilva.pdf)>. Acesso em: 01 maio 2019.

SILVA, M. S. G. M. e. **Desenvolvimento de um sistema de recirculação com uso de wetlands construídos para efluentes da piscicultura**. 2012. 129 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

SINOTI, A. L. L. **Processo eletrolítico no tratamento de esgotos sanitários: estudo da sua aplicabilidade e mecanismos associados**. 2004, 154f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília.

SOBERLAND, R. ; ROSSWALL, T. The nitrogen cycle. In: HUTZINGER, O. (Ed). **The natural environmental and biogeochemical cycles**. New York: Springer, 1982. p. 61-81.

SOUZA, D.T. **Tratamento biológico para remoção de nitrogênio de efluentes de cortumes**. Diplomação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2011.

STEVENS, H.; ULLOA, O. Bacterial diversity in the oxygen minimum zone of the eastern tropical South Pacific. **Environmental Microbiology**, v. 10, n. 5, p. 1244-1259, 2008.

SURAMPALLI, R. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 61, n. 2, p.151-157, ago. 1997. Elsevier BV.

TEIXEIRA, R.M. Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas aeradas. Tese de doutorado em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006

TEJIDO-NUÑEZ, Y.; AYMERICH, E.; SANCHO, L.; REFARDT, D. Treatment of aquaculture effluent with *Chlorella vulgaris* and *Tetrademus obliquus*: The effect of pretreatment on microalgae growth and nutrient removal efficiency. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 136, p.1-9, out. 2019. Elsevier BV.

TIMMONS, M. B., EBELING, J. M., 2010. Recirculating Aquaculture, 2nd edition. Cayuga **Aqua Ventures**, Ithaca, NY.

TROMPETTE, J. L.; VERGNES, H. On the crucial influence of some supporting electrolytes during electrocoagulation in the presence of aluminum electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v.163, p.1282-1288, 2009.

TSAI, S. M.; ROSSETTO. **Transformações microbianas do fósforo**. In: Cardoso, E. J. B. N.; Tsai, S. M.; Neves, M. C. P. Microbiologia do solo. Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, Campinas. p. 231-242. 1992.

VALENTI, W. C. Criação de camarões de água doce. In: CONGRESSO DE ZOOTECNIA, 12., 2002, Vila Real - Portugal. **Anais...** . Vila Real: Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos, 2002. p. 229 - 237.

Vepsäläinen, M., Ghiasvand, M., Selin, J., Pienimaa, J., Repo, E., Pulliainen, M., & Sillanpää, M. (2009). Investigations of the effects of temperature and initial sample pH on natural organic matter (NOM) removal with electrocoagulation using response surface method (RSM). *Separation and Purification Technology*, 69(3), 255–261.

VIEIRA, R. F. **Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas**, Brasília, DF : Embrapa, 2017.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 125 p.

WIENDL, W.G. **Processo Eletrolítico no Tratamento de Esgotos Sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 1998, 368p.