

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

THIAGO FABRIS LORASCHI

APLICAÇÃO DE UM NOVO ÍNDICE DE *PERFORMANCE* ENERGÉTICA
PARA OBTENÇÃO DO DESEMPENHO MÁXIMO DA ELETROCOAGULAÇÃO
NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES

PALOTINA

2020

THIAGO FABRIS LORASCHI

**APLICAÇÃO DE UM NOVO ÍNDICE DE *PERFORMANCE* ENERGÉTICA PARA
OBTENÇÃO DO DESEMPENHO MÁXIMO DA ELETROCOAGULAÇÃO NO
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Graduação em Engenharia de Energia da Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, como requisito à obtenção do título de Engenheiro de Energia.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Romani
Coorientadora: Profa. Dra. Eliane Hermes

PALOTINA

2020

TERMO DE APROVAÇÃO

THIAGO FABRIS LORASCHI

APLICAÇÃO DE UM NOVO ÍNDICE DE *PERFORMANCE* ENERGÉTICA PARA OBTENÇÃO DO DESEMPENHO MÁXIMO DA ELETROCOAGULAÇÃO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Graduação em Engenharia de Energia da Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, como requisito à obtenção do título de Engenheiro de Energia.

Prof. Dr. Maurício Romani

Orientador – Departamento de Engenharias e Exatas, UFPR

Profa. Dra. Eliane Hermes

Coorientadora – Departamento de Engenharias e Exatas, UFPR

Prof. Dra. Dilcemara Cristina Zenatti

Departamento de Engenharias e Exatas, UFPR

Prof. Dr. Joel Gustavo Teleken

Departamento de Engenharias e Exatas, UFPR

Palotina, 16 de dezembro de 2020.

Dedico este trabalho à minha família, por confiarem na minha capacidade e não medirem esforços para me ajudar quando precisei.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à Universidade Federal do Paraná e aos professores que tive durante a graduação, pela oportunidade e por todo o conhecimento compartilhado.

Ao Laboratório de Química Analítica e Análises Ambientais, por toda a estrutura e recursos, fundamentais para a realização deste trabalho.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Maurício Romani, pelo acolhimento, dedicação, paciência e confiança no meu trabalho, desde o início da graduação.

À minha coorientadora, Profa. Dra. Eliane Hermes, por todo o auxílio oferecido, desde o laboratório até a escrita final deste trabalho.

Ao grupo de estudos do PPGEQ – Unioeste, liderado pelo Prof. Dr. Fernando R. Espinoza-Quiñones, pelos recursos concedidos e pelo conhecimento compartilhado.

À todas as amigadas que fiz durante o curso de Engenharia de Energia, especialmente à Débora, Victória e Fernanda, por toda a força, apoio, união e motivação concedida, do início ao fim. Levarei vocês para sempre no meu coração.

Ao acadêmico de Engenharia de Energia, Luiz Bacca, pela colaboração em praticamente toda a parte experimental.

À instituição responsável pela doação do resíduo para realização da pesquisa.

Ao meu amigo Igor e ao Grupo Nois por toda a parceria e amizade, desde a época de colégio.

Obrigado a todos que, de alguma forma, contribuíram para que eu chegasse até aqui.

Quando tudo estiver parecendo ir contra você, lembre-se que o avião decola contra o vento, e não a favor dele.

Henry Ford

RESUMO

O presente trabalho objetivou a avaliação do desempenho do processo de eletrocoagulação (EC) no tratamento de efluente de uma indústria de abate de peixes. Primeiramente, o efluente foi coletado, sendo caracterizado quanto ao pH, condutividade elétrica, turbidez, cor e DQO logo após a coleta, sendo então congelado para posteriores experimentos. Foram realizados experimentos de EC em triplicata conduzidos em um reator batelada do tipo *Jar test*, composto por quatro eletrodos de alumínio separados por 1 cm entre si e ligados a uma fonte de corrente contínua. O efluente foi agitado durante os experimentos por rotação de uma barra magnética imersa à velocidade constante de aproximadamente 250 rpm. O volume de efluente utilizado em cada batelada foi de 1,5 L. Foram avaliados quatro cenários de densidade de corrente elétrica: 61,56 A m⁻², 82,08 A m⁻², 102,60 A m⁻² e 123,12 A m⁻², sendo coletadas alíquotas de amostras de aproximadamente 10 mL aos 0, 5, 10, 20, e 30 min de reação para análises de pH, condutividade elétrica, turbidez e cor. Ao final, foi realizada uma coleta com o reator de EC desligado e em repouso por 5 min para análise da DQO final. Os dados de tensão elétrica fornecidos pela fonte de corrente contínua foram processados para estimativa do consumo energético. As análises físico-químicas demonstraram um aumento no pH durante o processo de EC, partindo de condições ácidas e atingindo condições próximas da neutralidade, favorecendo um tratamento biológico posterior. Os maiores percentuais de remoção de turbidez e de cor foram obtidos na condição de maior densidade de corrente, atingindo 97% e 92%, respectivamente, após 35 min. Como indicador de desempenho, foi utilizado um índice de *performance* energética integrado no tempo (TIPI, sigla do inglês para *time-integrated performance index*) apropriado do estado da arte, o qual indica quantas unidades de determinado parâmetro de interesse são removidas em relação a sua condição inicial por unidade de energia elétrica consumida durante o processo, em (mWh)⁻¹. Valores altos de *performance* energética (TIPI) foram obtidos para a remoção de turbidez e de cor à baixas densidades de corrente, porém, somente a partir de 20 min de EC. Já para a DQO, as 3 menores densidades de corrente testadas apresentaram os resultados mais favoráveis, com remoção média de aproximadamente 80%, enquanto para a maior densidade de corrente (123,12 Am⁻²), a remoção média obtida foi de apenas 70%. Com tais resultados, uma melhor *performance* energética (TIPI) foi obtida para a menor densidade de corrente testada, tendo em vista o menor consumo de energia. Contudo, é possível apontar que o uso de densidades de corrente extremamente baixas poderia diminuir a eficiência final de remoção pela baixa formação de coagulantes *in loco*, o que indica a existência de um cenário onde se daria a máxima *performance* energética. Concluiu-se que o TIPI é um eficaz indicador de desempenho energético, podendo demonstrar a densidade de corrente e o tempo de reação nos quais a EC entrega os melhores resultados, no sentido do melhor destino dado à energia elétrica consumida.

Palavras-chave: Eletrocoagulação. Eficiência energética. Consumo energético. Remoção de poluentes. Tratamento primário.

ABSTRACT

This research aimed to evaluate the electrocoagulation (EC) process performance when applied for treating a fish slaughterhouse effluent. Firstly, the effluent was collected and characterized in terms of pH, electrical conductivity, turbidity, color and COD just after collection, then being frozen for further experiments. EC tests were done in triplicate, using a Jar test batch reactor with four aluminum electrodes positioned 1 cm apart each other and connected to a direct current power supply. During the experiments, the effluent was agitated through a rotating submerged magnetic bar of ~250 rpm standard velocity. The wastewater volume in each batch was 1,5 L. Four scenarios of electric current density were evaluated: 61,56 A m⁻², 82,08 A m⁻², 102.60 A m⁻² and 123.12 A m⁻², sampling ~10 mL at 0, 5, 10, 20 and 30 min of reaction for pH, electrical conductivity, turbidity and color analyses. At the end of each experiment, a final sample was conducted after 5 min the EC reactor was shut down and resting for final COD analysis. The electric voltage data provided by the direct current power supply were processed for energy consumption estimating. The physicochemical analysis shown an increase in pH during EC process, starting from acidic conditions and reaching conditions near neutrality, favoring a later biological treatment. Turbidity and color removal highest percentages were obtained in higher current density condition, reaching 97% and 92%, respectively, after 35 min. As a performance indicator, a time-integrated performance index (TIPI) was used, indicating how many units of a given parameter of interest are removed related to its initial condition in ratio of one unit of consumed electrical energy during EC, given by (mWh)⁻¹. High values of energy performance (TIPI) were obtained at low current densities for turbidity and color removal, but these results occurred appeared after 20 min of EC. For COD, the 3 lowest current densities scenarios led to the most favorable results, with an average removal of approximately 80%, while for the highest current density scenario (123,12 A m⁻²), the average removal obtained was just about 70%. With such results, a better energy performance (higher TIPI value) was obtained for the lowest current density evaluated, due to lower energy consumption. However, it is possible to propose that, if extremely low current densities were applied, the final pollutant removal would decrease due to lower *in loco* coagulants formation, which would indicate the existence of a scenario where a maximum energy performance (TIPI) would occur. In conclusion, TIPI has shown as an effective indicator of energy performance, being able to demonstrate the current density and the reaction time in which the EC delivers the best results, in the sense of the best destination given to the electrical energy consumed.

Keywords: Electrocoagulation. Energy efficiency. Energy consumption.
Pollutant removal. Primary treatment.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – PRODUÇÃO NACIONAL DE PEIXE NOS ÚLTIMOS ANOS.....	18
FIGURA 2 – DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DE UMA CÉLULA DE EC.....	23
FIGURA 3 – EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES	30
FIGURA 4 – CURVA DE CALIBRAÇÃO DA COR	32
FIGURA 5 – CURVA DE CALIBRAÇÃO DA DQO	33
FIGURA 6 – REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO	34
FIGURA 7 – ARRANJO EXPERIMENTAL COMPLETO	35
FIGURA 8 – ENERGIA ELÉTRICA CONSUMIDA	39
FIGURA 9 – VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	40
FIGURA 10 – VARIAÇÃO DO PH DURANTE A EC	41
FIGURA 11 – REMOÇÃO DE TURBIDEZ EM RELAÇÃO A: (A) TEMPO E (B) DENSIDADE DE CORRENTE	42
FIGURA 12 – REMOÇÃO DE COR EM RELAÇÃO A: (A) TEMPO E (B) DENSIDADE DE CORRENTE	44
FIGURA 13 – COLORAÇÃO DO EFLUENTE AO DECORRER DO TEMPO	46
FIGURA 14 – REMOÇÃO FINAL DE DQO PARA OS CENÁRIOS ESTUDADOS ...	47
FIGURA 15 – VARIAÇÃO NO TIPI PARA REMOÇÃO DE TURBIDEZ	48
FIGURA 16 – VARIAÇÃO NO TIPI PARA REMOÇÃO DE COR	49
FIGURA 17 – TIPI PARA REMOÇÃO DA DQO	50

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS	35
TABELA 2 – RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	38
TABELA 3 – REMOÇÃO DE TURBIDEZ AOS 35 MIN DE EC	43
TABELA 4 – REMOÇÃO DE COR AOS 35 MIN DE EC	45
TABELA 5 – REMOÇÃO DE DQO AOS 35 MIN DE EC	47

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

Al	- Alumínio
Al(OH) ₃	- Hidróxido de Alumínio
Ddp	- Diferença de Potencial
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
EC	- Eletrocoagulação
Fe	- Ferro
Fe(OH) ₂	- Hidróxido Ferroso
H ₂	- Gás Hidrogênio
H ₂ O	- Água
IAP	- Instituto Ambiental do Paraná
TIPI	- <i>Time-integrated Performance Index</i>
UC	- Unidades de Cor
UFPR	- Universidade Federal do Paraná
UNT	- Unidades Nefelométricas de Turbidez

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	JUSTIFICATIVA	16
1.2	OBJETIVOS	16
1.2.1	Objetivo geral	16
1.2.2	Objetivos específicos	17
2	REVISÃO DA LITERATURA	18
2.1	A INDÚSTRIA DE PESCADO	18
2.2	RESÍDUOS DA INDÚSTRIA DE PROCESSAMENTO DE PEIXES	19
2.3	TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	20
2.3.1	Tratamento Preliminar	20
2.3.2	Tratamento Primário.....	21
2.3.3	Tratamento Secundário	21
2.3.4	Tratamento Terciário	22
2.4	ELETROCOAGULAÇÃO.....	22
2.5	PRINCIPAIS FATORES QUE AFETAM A ELETROCOAGULAÇÃO	24
2.5.1	Densidade de corrente elétrica.....	25
2.5.2	pH.....	25
2.5.3	Distância entre eletrodos.....	25
2.5.4	Condutividade elétrica	26
2.5.5	Material do eletrodo.....	26
2.5.6	Consumo de eletrodos	27
2.6	VANTAGENS E DESVANTAGENS DA EC.....	27
2.7	ÍNDICE TIPI.....	28
3	MATERIAL E MÉTODOS	30
3.1	COLETA DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES	30
3.2	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES	30
3.2.1	pH.....	31
3.2.2	Condutividade Elétrica	31
3.2.3	Cor aparente	31
3.2.4	Turbidez	32
3.2.5	DQO Total	32
3.3	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	33

3.4	ENERGIA CONSUMIDA E REMOÇÃO DE TURBIDEZ, COR E DQO	36
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
4.1	CARACTERIZAÇÃO INICIAL DO EFLUENTE	38
4.2	CONSUMO ENERGÉTICO DA EC	39
4.3	VARIAÇÃO DO PH DURANTE A EC	41
4.4	REMOÇÃO DE TURBIDEZ, COR E DQO.....	42
4.4.1	Turbidez	42
4.4.2	Cor	44
4.4.3	DQO	46
4.5	ÍNDICE DE DESEMPENHO PARA TURBIDEZ, COR E DQO.....	48
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	52
	REFERÊNCIAS.....	53
	APÊNDICE 1 – DADOS EXPERIMENTAIS BRUTOS.....	57

1 INTRODUÇÃO

A crescente preocupação ambiental com o descarte de poluentes resultantes de processos industriais em corpos hídricos juntamente com as normas criadas por órgãos de fiscalização ambiental, exigindo padrões pré-estabelecidos, fez com que o tratamento desses efluentes se tornasse um fator de suma importância para o setor industrial. Dessa forma, o tratamento tem como objetivo remover partículas poluentes de resíduos líquidos provenientes de operações industriais para posterior descarte em corpos hídricos (ORSSATTO, 2017).

Indústrias como abatedouros de peixes, produzem efluentes com um grande potencial poluidor, pela grande concentração de matéria orgânica, coloides e de particulado, responsáveis por conceder também cor e turbidez ao efluente. Sendo assim, são necessárias formas de tratamento adequadas para esse tipo de resíduo (CHOWDHURY; VIRARAGHAVAN; SRINIVASAN, 2009; ORSSATTO, 2017).

Um dos caminhos para o tratamento deste tipo de efluente é o processo de Eletrocoagulação (EC), que consiste basicamente na aplicação de uma diferença de potencial entre dois ou mais eletrodos metálicos imersos no meio aquoso a ser tratado. Desse modo, havendo condições de condução de corrente elétrica, reações eletroquímicas ocorrem em decorrência da ativação dos eletrodos, formando compostos coagulantes *in loco* que, junto a formação de gás hidrogênio, resultam por adsorver e transportam as partículas poluentes até a superfície (FERREIRA, 2006).

Assim sendo, a EC possui uma vasta gama de aplicações para o tratamento de resíduos líquidos, como, por exemplo, efluentes de frigoríficos de aves e suínos, de laticínios, de indústrias de papel, de indústrias têxteis, de curtumes, de águas de lavanderia, entre outros (GARCIA-SEGURA et al., 2017; MÓDENES et al., 2017).

Apesar de apresentar uma boa eficiência como tratamento primário, a EC ainda não é muito utilizada no cenário industrial em virtude da grande dependência da utilização de corrente elétrica, que pode resultar em um alto consumo energético, além de muitas vezes apresentar uma ineficiente remoção de matéria orgânica quando comparada a outros processos de tratamento. Tendo em vista os entraves citados, um método para encontrar o ponto onde a EC atinge seu máximo desempenho energético, pode ser aplicado com o uso do índice TIPI (*time-integrated performance index*), que demonstra, em um único valor, a razão entre a remoção de determinado

poluente ou parâmetro desejado e o consumo de energia elétrica (ROMANI et al., 2020).

O consumo de energia elétrica da EC está relacionado diretamente com o custo operacional do processo, sendo muitas vezes o principal motivo também da inviabilidade econômica na instalação de um sistema de tratamento de efluente por EC. Esse parâmetro depende de variáveis como densidade de corrente elétrica, condutividade elétrica do efluente, espaçamento entre eletrodos, dentre outras, e pode ser estimado pela integração do produto entre tensão e corrente elétrica no tempo (VALENTE, 2012; ROMANI, 2020).

1.1 JUSTIFICATIVA

Como uma forma de tratamento de efluentes ainda em crescimento, a EC se apresenta como uma boa alternativa para o tratamento físico-químico dos mais variados tipos de efluentes por conta de seu simples *design* e operação, baixo tempo de reação e da baixa produção de lodo residual. Apesar disso, poucos estudos apontam bons resultados quando da aplicação da EC para remoção de DQO em efluentes com alta concentração de matéria orgânica como, por exemplo, efluentes de indústrias de abate de peixe (MÓDENES, 2017).

Embora a EC tenha suas diversas vantagens, o elevado consumo energético demandado para uma eficiente operação é um dos principais empecilhos que retardam a aplicação dessa técnica em larga escala. Em decorrência desse fato, Romani et al. (2020) apresentaram uma nova perspectiva através de um índice que demonstra a razão entre a remoção de poluentes e a energia elétrica consumida, o índice TIPI.

Dessa forma, torna-se possível realizar estudos que visem otimizar energeticamente o processo de EC, encontrando as condições operacionais que permitam o maior percentual de remoção de poluentes com o menor consumo energético possível (ROMANI et al., 2020).

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar o desempenho energético do processo de EC no tratamento de efluente de abatedouro de peixes em diferentes condições de densidade de corrente elétrica.

1.2.2 Objetivos específicos

- I. Avaliar os resultados de remoção de turbidez, cor e DQO quando aplicada a EC;
- II. Processar e avaliar o perfil do índice TIPI quando aplicado à DQO, turbidez e cor;
- III. Processar e avaliar em quanto tempo de EC é obtido o TIPI máximo relativo à cor e turbidez para cada condição de ensaio;
- IV. Avaliar os impactos da densidade de corrente sobre os valores do índice TIPI relativo à remoção de cor, turbidez e DQO.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 A INDÚSTRIA DE PESCADO

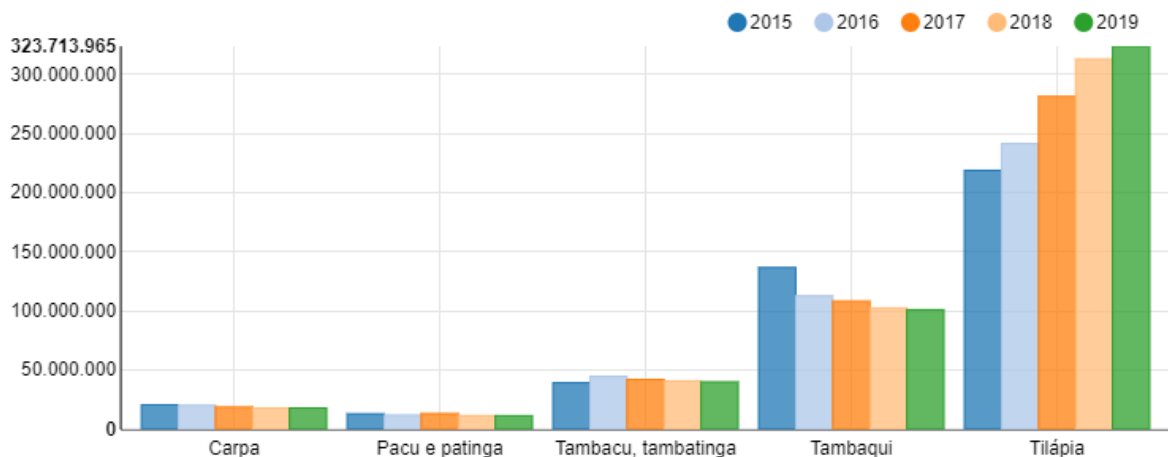
A carne de peixe apresenta significativa importância na alimentação de diversos países, ocupando cerca de 17% da ingestão de proteína animal e 7% entre todas as proteínas consumidas mundialmente. Nos últimos anos, notou-se um aumento potencial no consumo da carne de peixe liderado pela busca por uma alimentação mais saudável, em virtude do incentivo para o consumo de carne branca (SONE, 2013; FAO, 2020)

No ano de 2018, aproximadamente 179 milhões de toneladas de pescado foram produzidas mundialmente, resultando em um valor estimado de 401 bilhões de dólares. Desse total, 87% da produção foi destinada ao consumo humano, ou seja, aproximadamente 20,5 kg pessoa⁻¹, apresentando uma grande mudança desde a década de 1960, em que maior parte do insumo era utilizado para produção de farinha e óleo de peixe (FAO, 2020).

Em escala nacional, a espécie com maior índice de produção dentro da piscicultura é a tilápia, representando 60% da produção total em 2018, seguida pelo tambaqui, com 20% (FILHO et al., 2020).

A Figura 1 demonstra a variação na produção, em quilogramas, das cinco principais espécies de peixes no Brasil entre 2015 e 2019.

FIGURA 1 – PRODUÇÃO NACIONAL DE PEIXE NOS ÚLTIMOS ANOS



FONTE: IBGE/PPM (2019).

O estado do Paraná se destaca como o maior produtor de tilápia do Brasil, com cerca de 120 mil toneladas de tilápia produzidas no ano de 2019. Em seguida, estão os estados de São Paulo, Minas Gerais e Santa Catarina, com 45, 34 e 25 mil toneladas, respectivamente (IBGE/PPM, 2019).

2.2 RESÍDUOS DA INDÚSTRIA DE PROCESSAMENTO DE PEIXES

Em conjunto à expansão das atividades aquícolas e da procura por carne de peixe, houve a instalação de novas indústrias de processamento, principalmente de tilápia, em virtude da fácil reprodução e alimentação da espécie. Concomitantemente ao crescimento do número de indústrias, está a quantidade de resíduos produzidos que, no caso da tilápia, é uma das atividades com maior potencial de geração de resíduos sólidos e líquidos. Além disso, o rendimento do filé de tilápia é considerado baixo, já que somente 30 a 40% do peso total é aproveitado, sendo o restante considerado resíduo sólido (SONE, 2013).

O efluente das indústrias desse ramo é composto por resíduos do abate, como vísceras, escamas, sangue, resíduos das esteiras de abate, água de limpeza, incluindo todos os resíduos gerados no processamento, contendo contaminantes orgânicos insolúveis, coloidais e na forma de particulado. Desse modo, o efluente gerado possui elevada cor e turbidez, além de uma elevada demanda química de oxigênio (DQO). A cor é um parâmetro que indica a quantidade de substâncias dissolvidas no efluente e a turbidez, por sua vez, mede a quantidade de partículas em suspensão. Já a DQO, é relacionada à quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica (CHOWDHURY; VIRARAGHAVAN; SRINIVASAN, 2009; SONE, 2013).

Segundo Bustillo-Lecompte e Mehrvar (2015), efluentes de frigoríficos em geral apresentam DQO entre 500 e 15900 mg L⁻¹, pH entre 4,90 e 8,10 e cor entre 175 e 400 UC. Já Chowdhury, Viraraghavan e Srinivasan (2009) citam que, para efluentes de plantas de processamento de peixe, o pH geralmente varia de 5,7 a 7,4 e a DQO pode chegar a valores superiores a 50000 mg L⁻¹.

2.3 TRATAMENTO DE EFLUENTES

O tratamento de efluentes tem como objetivo remover poluentes de resíduos líquidos provenientes de operações industriais, atendendo às diversas legislações ambientais para posterior descarte em corpos hídricos. Para tanto, são divididos em quatro níveis de tratamento: preliminar, primário, secundário e, se necessário, o tratamento terciário (SPERLING, 1996).

2.3.1 Tratamento Preliminar

Conceituado como tratamento físico, o tratamento preliminar remove apenas partículas maiores, flutuantes e matéria mineral sedimentável. Os principais mecanismos utilizados são grades, desarenadores e peneiras (NUNES, 2012).

O gradeamento retém sólidos grosseiros em suspensão maiores que o espaço entre as grades, promovendo a proteção de equipamentos posteriores, como bombas, válvulas de retenção, tubulações, etc. Existem três tipos de grades, as grosseiras, as médias e as finas, que diferem entre si pelo espaçamento entre as barras. As grades grosseiras possuem espaçamento de 4,0 a 10,0 cm, as médias de 2,0 a 4,0 cm, e as finas de 1,0 a 2,0 cm (NUNES, 2012).

Os desarenadores são tanques cujo objetivo é remover os sólidos sedimentáveis e a areia das águas residuárias pela ação da gravidade. Os sólidos com maior densidade e tamanho de partícula, ao entrar no tanque, sedimentam e vão para o fundo, enquanto a matéria orgânica não sedimentável permanece em suspensão para os processos subsequentes. A retirada da areia evita a abrasão e possíveis obstruções em equipamentos e tubulações (SPERLING, 1996).

O processo de peneiramento possui o mesmo princípio do gradeamento, que é reter os sólidos grosseiros de alta carga orgânica ou capazes de promover entupimentos em equipamentos subsequentes. As peneiras são capazes de remover partículas ainda menores em comparação às grades, em virtude de os espaçamentos das telas serem normalmente de 0,5 a 2,0 mm. Estas podem ser classificadas em estáticas ou rotativas (GIORDANO, 2004).

2.3.2 Tratamento Primário

Também conhecido como tratamento físico-químico, o tratamento primário destina-se a remover sólidos inorgânicos e matéria orgânica em suspensão. Dentre todas as operações aplicadas, pode-se citar a coagulação, a decantação e a flotação (NUNES, 2012).

A coagulação é baseada na desestabilização de partículas coloidais a partir da adição de agentes coagulantes, como sais de ferro ou alumínio. Com a desestabilização, os coloides coagulam formando flocos que podem ser removidos por separação de fase em virtude da flotação ou sedimentação dos mesmos (GIORDANO, 2004).

Na decantação, o efluente a ser tratado flui lentamente pelo tanque de decantação, onde os sólidos suspensos sedimentam por gravidade para posteriormente serem removidos por tubulações ou raspadores (SPERLING, 1996).

Os flotores separam materiais com densidade superior à densidade da água pelo insuflamento de ar. As bolhas de ar impulsionam os sólidos e líquidos de difícil separação para a superfície, podendo assim serem removidos, enquanto o efluente clarificado permanece na parte inferior do tanque (NUNES, 2012).

2.3.3 Tratamento Secundário

O tratamento secundário possui o objetivo de remover totalmente ou grande parte da matéria orgânica biodegradável dissolvida e em suspensão, utilizando-as como substrato para microrganismos, convertendo em novos microrganismos, água e gases por atividades metabólicas (GIORDANO, 2004).

Os processos de tratamento biológico podem ser realizados por via anaeróbia ou aeróbia. Na via anaeróbia, não há a presença de oxigênio, muito aplicada para tratamento de efluentes de indústrias como abatedouros, cervejarias e curtumes, pelo baixo custo de energia e de implantação, além da possibilidade de captação do metano produzido para uso como combustível. Porém, o efluente produzido geralmente não possui qualidade suficiente para atender os padrões ambientais. Alguns exemplos de tratamentos por via anaeróbia são: tanque séptico, filtro anaeróbio e reator UASB (JUNIOR, 2020).

Na via aeróbia, o tratamento é realizado com a presença de oxigênio. Para tanto, é necessário um maior gasto energético para aeração do meio. O efluente produzido por via aeróbia possui maior qualidade em relação a via anaeróbia, com maior eficiência de remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Alguns exemplos de tratamento por via aeróbia são os biodiscos, lodos ativados e os filtros biológicos percoladores (JUNIOR, 2020).

2.3.4 Tratamento Terciário

O tratamento terciário é destinado a remoção de substâncias que não foram suficientemente removidas em todos os processos anteriores, com o objetivo de obter um efluente de qualidade elevada (NUNES, 2012).

Segundo Ramalho (1991), os principais processos de tratamento terciário são: separação de sólidos em suspensão, adsorção em carvão ativado, troca iônica, osmose reversa, eletrodialise, entre outros.

2.4 ELETROCOAGULAÇÃO

A eletrocoagulação (EC) pode ser considerada um processo de tratamento primário, removendo sólidos suspensos, metais pesados, coloides, dentre outras partículas indesejáveis por meio de reações eletroquímicas. Essa técnica consiste basicamente na aplicação de uma tensão elétrica entre dois ou mais eletrodos metálicos imersos no meio aquoso alvo do tratamento (GOBBI, 2013).

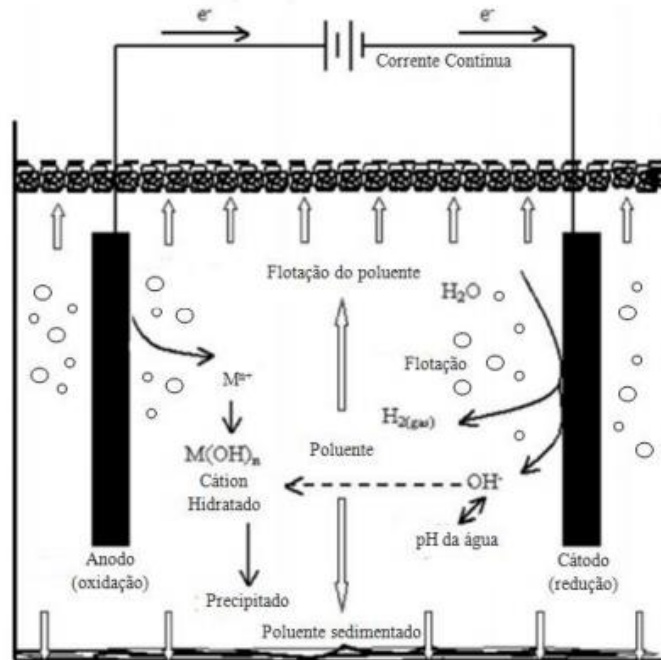
O meio reacional, apresentando condições mínimas para a passagem de corrente elétrica, propicia a ocorrência de reações eletroquímicas junto às interfaces dos eletrodos. Os produtos iônicos dessas reações, por transporte de massa e/ou agitação forçada, são conduzidos até o seio do meio aquoso onde ocorre a síntese de compostos complexos, conhecidos como agentes coagulantes, com capacidade de adsorver partículas contaminantes dissolvidas (GOBBI, 2013).

Dessa forma, o processo de eletrocoagulação pode ser descrito em três estágios: a oxidação do ânodo em paralelo a redução do cátodo, a desestabilização das impurezas com a formação de flocos e, por fim, a separação da matéria coloidal por flotação e/ou sedimentação. Os materiais mais utilizados na confecção dos eletrodos são ferro e alumínio, por serem de baixo custo, apresentarem bons

resultados de remoção de contaminantes e possuem alta disponibilidade no mercado (MOLLAH et al., 2004; GOBBI, 2013).

A Figura 2 apresenta de forma simplificada os processos ocorridos em um reator de eletrocoagulação.

FIGURA 2 – DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DE UMA CÉLULA DE EC



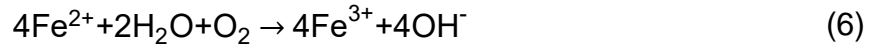
FONTE: GOBBI (2013) adaptado de MOLLAH et al. (2004).

As reações químicas que ocorrem em ânodos de alumínio podem ser resumidas pelas Equações 1, 2 e 3, e para ânodos de ferro, pelas Equações 4, 5 e 6. As reações das Equações 2 e 5 ocorrem sob condições alcalinas, enquanto as reações das Equações 3 e 6 ocorrem sob condições ácidas (CHEN, 2004).

Para um ânodo de alumínio:



Para um ânodo de ferro:



Os compostos $\text{Al}(\text{OH})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_2$ formados nas reações são os agentes coagulantes, responsáveis pela formação de partículas maiores (BRITO et al., 2012).

Como pode ser visto nas Equações 7, 8 e 9, além da formação dos compostos coagulantes, são formadas microbolhas de gases (oxigênio no ânodo e hidrogênio no cátodo, respectivamente) os quais contribuem para a flotação de materiais particulados (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2004).

No ânodo:



ou



No cátodo:



2.5 PRINCIPAIS FATORES QUE AFETAM A ELETROCOAGULAÇÃO

Por consistir de um processo complexo, a eletrocoagulação envolve diversos fatores que podem comprometer sua qualidade. Esses incluem desde parâmetros físico-químicos, como pH e condutividade elétrica, até parâmetros operacionais do reator, como o material utilizado na confecção dos eletrodos, a distância entre eles e densidade de corrente elétrica aplicada (GARCIA-SEGURA et al., 2017).

2.5.1 Densidade de corrente elétrica

A densidade de corrente controla as taxas de todas as reações eletroquímicas que ocorrem em um reator, definindo a quantidade de íons liberados ao meio reacional, dependendo do eletrodo utilizado. Além disso, está intrinsecamente ligada a quantidade de energia elétrica utilizada no processo. Uma densidade de corrente elevada pode acarretar gastos excedentes, gerando maiores custos no tratamento. Geralmente utiliza-se corrente contínua nos processos de eletrocoagulação, mas a corrente alternada também pode ser utilizada de forma a reduzir os efeitos de passivação nos ânodos devido a constante mudança de polaridade (CHEN, 2004; GARCIA-SEGURA et al., 2017).

2.5.2 pH

De acordo com Chen (2004), a maior eficiência de remoção de poluentes geralmente é encontrada em valores de pH próximos à neutralidade quando utilizados eletrodos de alumínio. Para eletrodos de ferro, utilizados no tratamento de efluentes de indústrias têxteis e de tintas, um pH inicial mais alcalino demonstrou melhores remoções de cor e DQO. Durante o processo, efluentes com características alcalinas tendem a diminuir o valor do pH, enquanto em efluentes ácidos tendem a aumentar (CHEN, 2004).

Segundo Garcia-Segura et al. (2017), os agentes coagulantes sintetizados *in loco* podem resultar em diferentes tipos de espécies dependendo do pH. O tipo e quantidade do coagulante é relevante pelo fato de que cada um possui diferentes interações com as impurezas. Por exemplo, os agentes coagulantes encontrados em condições muito alcalinas são Al(OH)_4^{1-} e Fe(OH)_4^{1-} , para eletrodos de alumínio e ferro, respectivamente. Esses agentes possuem baixa taxa de atividade coagulante.

2.5.3 Distância entre eletrodos

Seguindo a segunda Lei de Ohm, a distância entre os eletrodos está relacionada à diferença de potencial (ddp) de forma diretamente proporcional, ou seja, quanto maior a distância, maior será a ddp aplicada, pois a solução possui uma resistividade à passagem de corrente elétrica. Dessa forma, a eficiência do processo

pode ser melhorada ao variar a distância entre os eletrodos, de acordo com as características do efluente utilizado. Distâncias maiores poderão ser utilizadas para efluentes com elevada condutividade elétrica, e caso contrário, a distância deverá ser a menor possível para evitar um potencial excedente (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

2.5.4 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica de um efluente representa a capacidade do mesmo de conduzir corrente elétrica, sendo diretamente proporcional à quantidade de íons condutores presentes no líquido, característica essencial para o bom desempenho da EC (CERQUEIRA, 2006). De acordo com Romani (2020), uma elevada concentração inicial de íons no meio aquoso, direciona para um menor consumo energético por duas razões: menor a tensão ôhmica necessária e menor a energia necessária para a ativação dos eletrodos, propiciando um incremento na taxa das reações eletroquímicas junto às interfaces do eletrodos e consequente aumento na quantidade adicional de íons junto ao efluente. Dessa forma, a condutividade elétrica se apresenta como um fator de suma relevância para o desempenho da EC, possibilitando a redução do consumo de energia elétrica em conjunto com o aumento na concentração de novos íons que levam à formação de agentes coagulantes (ROMANI, 2020).

Quando a condutividade elétrica de um efluente for muito baixa, pode-se adicionar cloreto de sódio (NaCl) à solução, com finalidade de aumentar a concentração de íons e diminuir o consumo energético (CHEN, 2004).

2.5.5 Material do eletrodo

O material de confecção do eletrodo está relacionado diretamente com a espécie iônica que será liberada no meio reacional durante a eletrocoagulação, influenciando tanto na performance quanto no custo do processo. Materiais como alumínio e ferro são os mais utilizados por liberarem íons multivalentes, aprimorando a coagulação das impurezas, além de serem de baixo custo e facilmente encontrados no mercado (GARCIA-SEGURA et al., 2017).

Apesar disso, a utilização de eletrodos de ferro possui a desvantagem de proporcionar uma coloração verde ou amarelada ao efluente durante e após o

tratamento, em virtude da presença dos íons Fe^{2+} (coloração verde) e Fe^{3+} (coloração amarela). Já com a utilização de eletrodos de alumínio, o efluente não apresenta coloração residual (FERREIRA, 2006).

2.5.6 Consumo de eletrodos

Com a aplicação de uma tensão elétrica entre dois eletrodos metálicos imersos em uma solução eletrolítica, ocorrerá a oxidação do ânodo e a redução do cátodo, resultando na perda de massa do eletrodo de polo negativo. A Lei de Faraday, apresentada na Equação 10, demonstra que a massa do eletrodo consumida é diretamente proporcional à corrente elétrica, sendo possível calcular a massa do eletrodo perdida para a formação dos compostos coagulantes (FERREIRA, 2006; MATIAS, 2012).

$$m_{el} = \frac{i \cdot t \cdot MM}{n \cdot F} \quad (10)$$

Onde:

m_{el} = massa do eletrodo (g);

i = corrente elétrica (A);

t = tempo de aplicação da corrente elétrica (s);

MM = massa molar do material do eletrodo (g mol^{-1});

n = número de elétrons da oxidação do ânodo;

F = constante de Faraday ($96485,33 \text{ C mol}^{-1}$).

2.6 VANTAGENS E DESVANTAGENS DA EC

Dentre as vantagens do tratamento de efluentes por EC, pode-se citar (MOLLAH et al., 2001):

- Possibilidade de ser realizada com equipamentos simples e de fácil operação;
- Efluentes tratados por EC geralmente resultam em um líquido incolor, inodoro e limpo;

- Os flocos produzidos no fim do processo de EC são semelhantes aos produzidos quimicamente, exceto por possuírem maior tamanho de partícula, serem mais estáveis em meio ácido e, portanto, facilmente separados por filtração;
- As bolhas de gases produzidas pela eletrólise contribuem para a flotação das impurezas, facilitando a remoção;
- O efluente produzido possui menor teor de sólidos dissolvidos totais em comparação à coagulação química;
- Não há possibilidade de uma contaminação secundária pela adição de produtos químicos;
- Os processos eletrolíticos em uma célula de EC são controlados eletricamente sem partes móveis, necessitando menor manutenção.

Dentre as desvantagens do tratamento de efluentes por eletrocoagulação, pode-se citar (MOLLAH et al., 2001):

- Os eletrodos de sacrifício são dissolvidos na solução como resultado da oxidação, necessitando periodicamente substituir os mesmos;
- Utiliza eletricidade, que pode ser de alto custo em algumas regiões;
- Para um menor gasto energético, o efluente precisa ter alta condutividade, o que, dependendo o caso, pode exigir gastos adicionais com dosagem de eletrólitos;
- É possível a ocorrência de passivação do cátodo, reduzindo a eficiência do processo.

2.7 ÍNDICE TIPI

A EC é um processo de tratamento de efluentes em emergência e um dos principais empecilhos de ser utilizada em larga escala está associado ao seu principal insumo, o alto consumo de energia elétrica. Conforme proposto por Romani et al. (2020), o índice TIPI (sigla do inglês para *time-integrated performance index*) reúne em um único valor a razão entre os aspectos de remoção de poluentes e o consumo de energia elétrica do processo, podendo ser adaptado para representar a

porcentagem de energia elétrica que é destinada para remoção de DQO, conforme Equação 11.

$$TIP I_{t_{EC}} = \frac{DQO r_{t_{EC}}}{CEE_{t_{EC}}} \quad (11)$$

Onde,

$$DQO r_{t_{EC}} = \frac{1}{t_{EC}} \int_0^{t_{EC}} \left[1 - \frac{DQO(t)}{DQO_{t=0}} \right] dt \quad (12)$$

e

$$CEE_{t_{EC}}(j, \kappa) = \int_0^{t_{EC}} A_{eff} \cdot j \cdot U_{EC}(j, \kappa, t) dt \quad (13)$$

Onde $DQO r_{t_{EC}}$ é a demanda química de oxigênio removida em função do tempo, $CEE_{t_{EC}}$ é o consumo de energia elétrica e t_{EC} é um determinado período de tempo de avaliação da EC. Na Equação 12, $DQO(t)$ representa a DQO removida no instante t , e $DQO_{t=0}$ representa a DQO antes do início do tratamento. Na Equação 13, A_{eff} é a área efetiva da célula eletrolítica, j é a densidade de corrente elétrica, U_{EC} é a tensão elétrica total da EC e κ é a condutividade elétrica do meio aquoso.

Essa mesma abordagem pode ser utilizada para encontrar o índice de desempenho para outros parâmetros de relevância industrial, como, por exemplo, cor e turbidez, desde que organizados na forma das Equações 11, 12 e 13.

A partir disso, o presente trabalho esteve pautado na utilização da abordagem apontada para avaliar o desempenho energético do tratamento do efluente em questão. No próximo tópico, será apresentada a metodologia desenvolvida com a finalidade de alcançar os objetivos propostos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 COLETA DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES

Foram coletados em torno de 70 L do efluente (Figura 3) proveniente da saída do tratamento preliminar de uma indústria de abate de peixes, localizada na Região Oeste do Estado do Paraná. O efluente coletado foi transportado até o Laboratório de Química Analítica e Análises Ambientais da Universidade Federal do Paraná (UFPR) - Setor Palotina, onde foram realizados os experimentos e as análises físico-químicas referentes à sua caracterização, mantendo sob refrigeração o volume não utilizado para posteriores testes preliminares e definitivos de EC.

FIGURA 3 – EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES



FONTE: O autor (2020).

3.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES

A caracterização do efluente foi realizada a partir das análises de pH, condutividade elétrica, cor aparente, turbidez e Demanda Química de Oxigênio (DQO) total. Tais parâmetros foram mensurados seguindo as metodologias propostas por APHA (2012):

- I. pH: Potenciometria (4500-B)
- II. Condutividade: Condutimetria (2510-B)
- III. Cor aparente: Espectrofotometria (2120-B)
- IV. Turbidez: Turbidimetria (2130-B)
- V. DQO Total: Espectrofotometria (5220-B)

3.2.1 pH

Para determinação do pH, foi utilizado um pHmetro da marca Lucademia, modelo LUCA-210, devidamente calibrado.

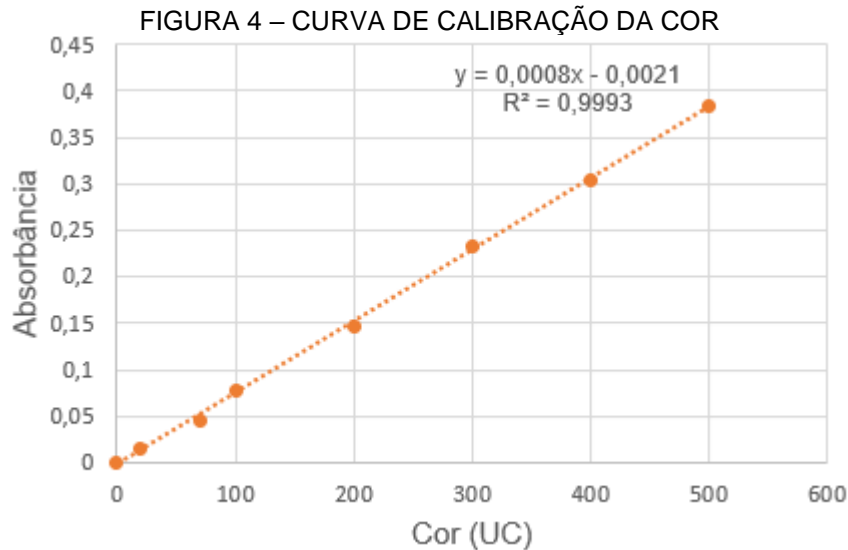
3.2.2 Condutividade Elétrica

Determinou-se a condutividade elétrica do efluente utilizando um condutivímetro da marca Nova Instruments, modelo NI CVP devidamente calibrado.

3.2.3 Cor aparente

Para determinação da cor aparente, as amostras do efluente foram introduzidas em uma cubeta de quartzo para leitura de absorbância em um espectrofotômetro da marca Femto, modelo 600S, utilizando comprimento de onda de 500 nm. A curva de calibração foi construída plotando as absorbâncias das soluções padrão no eixo Y, e os valores de cor aparente das soluções de platina-cobalto no eixo X, determinando a equação da reta correspondente.

Quando necessário, as amostras foram diluídas em balões volumétricos de 50 mL ou em provetas de 25 mL, de forma que os valores de absorbância estivessem dentro da curva de calibração (Figura 4).



FONTE: O autor (2020).

3.2.4 Turbidez

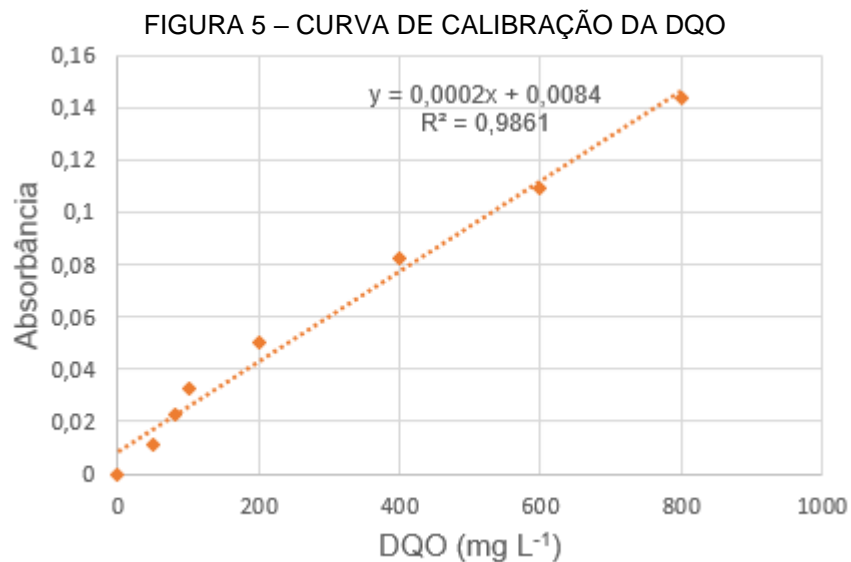
Utilizando-se um turbidímetro da marca Del Lab, modelo DLT-WV, foram mensurados os valores de turbidez para cada amostra, em unidades nefelométricas de turbidez (UNT), com auxílio de uma cubeta com tampa de rosca. A calibração do equipamento foi realizada com 4 padrões, de 0,1, 10, 100 e 800 UNT.

3.2.5 DQO Total

A DQO foi determinada conforme o seguinte procedimento:

- 1) Adicionou-se, com auxílio de uma pipeta de vidro, 2,50 mL da amostra concentrada ou diluída (caso o valor esperado for maior que 800 mg L⁻¹, ou 2,50 mL de água destilada para o branco em tubos de borossilicato com tampas de rosca.
- 2) Com auxílio de uma pipeta de vidro, foi adicionado aos tubos 1,50 mL de dicromato de potássio e 3,50 mL da solução de sulfato de prata em ácido sulfúrico, que posteriormente foram fechados e agitados por inversão.
- 3) Posicionou-se os tubos em um digestor, previamente aquecido a 150 °C, mantendo durante 2 h.
- 4) Aguardou-se o resfriamento dos tubos, isolando-os da luz ambiente com papel alumínio.

- 5) Cerca de 30 min antes da leitura, ligou-se o espectrofotômetro da marca Femto, modelo 600S, com comprimento de onda fixado em 620 nm.
- 6) Com auxílio de uma cubeta de quartzo, foi realizada a leitura do teste em branco, zerado o equipamento, e prosseguido para a leitura das amostras e padrões.
- 7) Para a construção da curva de calibração (Figura 5), plotou-se os valores de absorbância das soluções padrão no eixo Y, e os valores de DQO das soluções de KHP, em mg L^{-1} , no eixo X, determinando a equação da reta correspondente.



FONTE: O autor (2020).

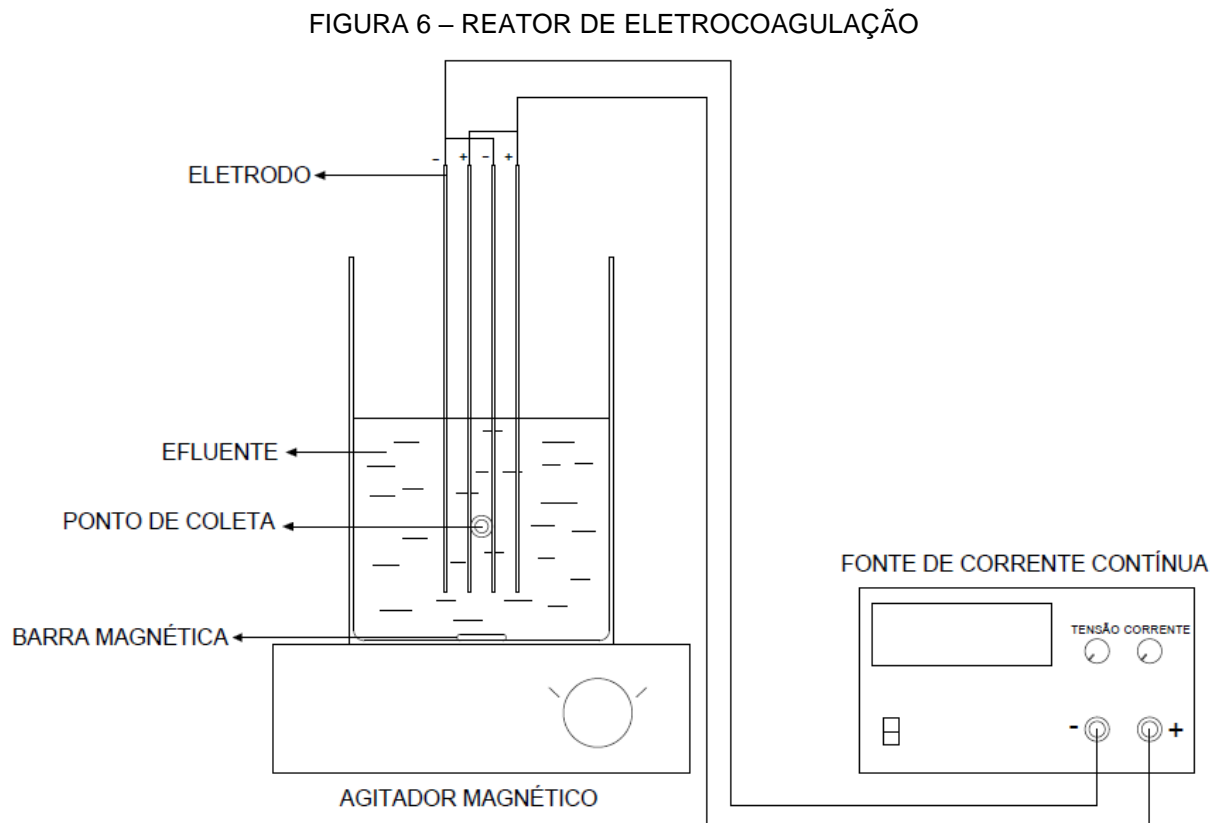
3.3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Os experimentos de eletrocoagulação foram conduzidos em um reator batelada simples, constituído por quatro eletrodos de alumínio dispostos em arranjo monopolar em paralelo, confeccionados com dimensões de 20 cm de comprimento, 10 cm de largura e 1,2 mm de espessura. Foi projetado e construído via impressão 3D um suporte de plástico PLA para garantir o isolamento elétrico e um perfeito distanciamento paralelo de 1 cm entre eles. O volume de efluente utilizado em cada batelada foi de 1,5 L, totalizando uma área efetiva de 0,024 m^2 .

Como forma de homogeneização do meio reacional durante a EC, foi utilizada uma placa de agitação magnética, juntamente com uma barra magnética com

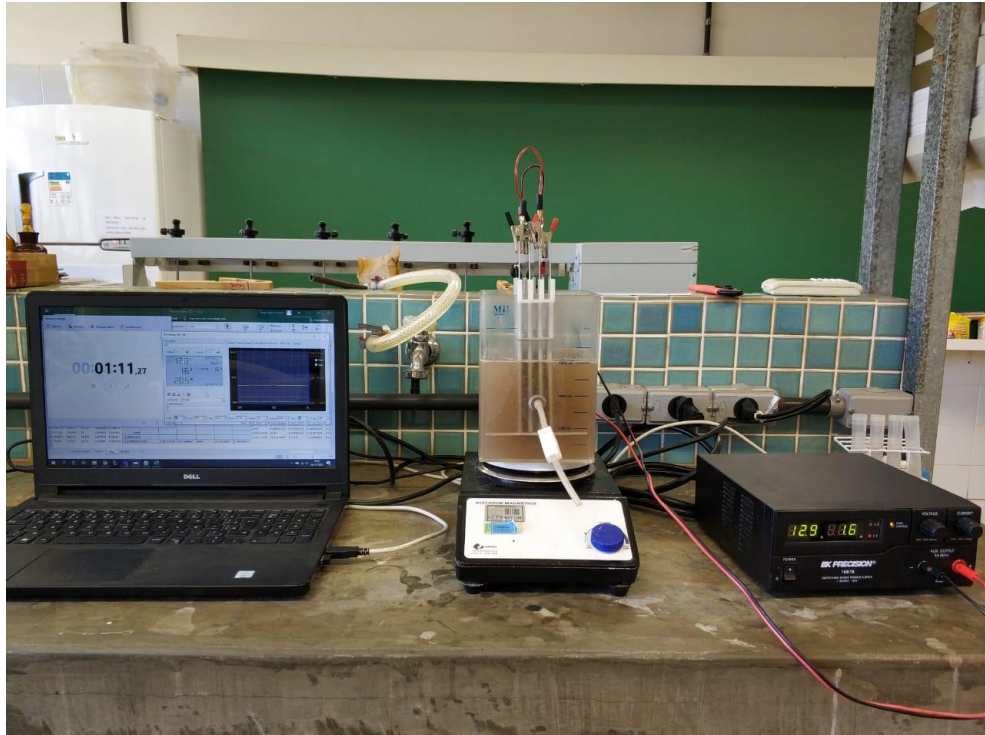
velocidade de rotação de aproximadamente 250 rpm, imersa no efluente junto à base do recipiente do reator de EC.

Para fornecimento de corrente elétrica, foi utilizada uma fonte de corrente contínua da marca BK Precision, modelo 1687B, conectada aos eletrodos por meio de garras jacaré. O esquema do reator de EC pode ser visto na Figura 6, e uma foto do aparato completo é apresentada na Figura 7, incluso computador para aquisição de dados elétricos (corrente, tensão e potência) em tempo real.



FONTE: O autor (2020).

FIGURA 7 – ARRANJO EXPERIMENTAL COMPLETO



FONTE: O autor (2020).

Quatro experimentos foram realizados em triplicata com diferentes condições de corrente elétrica (Tabela 1). Essas condições foram utilizadas tendo em vista a faixa de densidade de corrente elétrica utilizada para processos de EC em escala industrial, conforme Chen (2002).

Foram coletadas alíquotas de 10 mL de amostras da parte central do reator aos 0, 5, 10, 20 e 30 min de reação, para análises de pH, condutividade, turbidez e cor. Após 30 min, o sistema foi desligado, aguardado 5 min em repouso para uma última coleta, de aproximadamente 50 mL, utilizada para a análise da DQO além de todos os outros parâmetros já mencionados.

TABELA 1 – CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS

Experimentos	Corrente elétrica (A)	Densidade de corrente ($A m^{-2}$)
1	1,5	61,56
2	2,0	82,08
3	2,5	102,60
4	3,0	123,12

FONTE: O autor (2020).

A tensão elétrica foi quantificada em tempo real por um software de aquisição de dados conectado à fonte de corrente contínua. Seus valores foram processados junto aos valores de corrente elétrica para estimativa do consumo de energia elétrica e, posteriormente, do TIPI.

3.4 ENERGIA CONSUMIDA E REMOÇÃO DE TURBIDEZ, COR E DQO

Os cálculos do consumo de energia elétrica acumulada com o tempo de EC foram realizados por integração numérica via Regra dos Trapézios, sendo baseada na formulação analítica dada a partir da Equação 14.

$$CEE_{t_{ECa}} = \frac{1}{60} \int_0^{t_{ECa}} U_{EC} \cdot i_{EC} dt \quad (14)$$

Onde:

$CEE_{t_{ECa}}$ = Consumo de energia elétrica (Wh);

U_{EC} = Tensão elétrica (V);

i_{EC} = Corrente elétrica (A);

t_{ECa} = Tempo decorrido do início da EC até o momento de cada amostragem ($a = 1 \dots n$, onde n é a n -ésima amostragem) (min).

Os cálculos dos valores de remoção de turbidez e cor foram realizados a partir das Equações 15 e 16. Para a DQO, foi utilizada a Equação 12, já apresentada anteriormente junto à Revisão da Literatura. Essas equações demonstram a remoção tanto da turbidez quanto da cor desde o momento da ativação do reator até o momento da coleta no momento de cada amostra coletada (t_{ECa}).

$$R_{T_{t_{ECa}}} = \frac{1}{t_{ECa}} \int_0^{t_{ECa}} 1 - \frac{Tu(t)}{Tu_{t=0}} dt \quad (15)$$

$$R_{COR_{t_{ECa}}} = \frac{1}{t_{ECa}} \int_0^{t_{ECa}} 1 - \frac{Cor(t)}{Cor_{t=0}} dt \quad (16)$$

Onde:

$R_{T_{t_{ECa}}}$ = Remoção da turbidez;

$R_{COR_{t_{ECa}}}$ = Remoção da cor;

$Tu(t)$ = Turbidez em um determinado instante t (UNT);

$Tu_{t=0}$ = Turbidez no instante $t = 0$ min (UNT);

$Cor(t)$ = Cor em um determinado instante t (UC);

$Cor_{t=0}$ = Cor no instante $t = 0$ min (UC);

Os resultados obtidos são acumulados para cada tempo de EC.

Para obtenção dos valores do TIPI para as remoções de turbidez e cor, foram utilizadas as Equações 17 e 18. Para a DQO, foi utilizada a Equação 11, já apresentada anteriormente junto à Revisão da Literatura. É importante lembrar que este índice TIPI é dado pela razão entre os aspectos de remoção de poluentes e o consumo de energia elétrica do processo, indicando a quantidade de energia elétrica que foi destinada efetivamente para os fins desejados, tendo como unidade $(\text{mWh})^{-1}$.

$$TIPI_{RT} = \frac{R_{T_{t_{ECa}}}}{CEE_{t_{ECa}}} \times 1000 \quad (17)$$

$$TIPI_{COR} = \frac{R_{COR_{t_{ECa}}}}{CEE_{t_{ECa}}} \times 1000 \quad (18)$$

Onde:

$TIPI_{RT}$ = Índice de desempenho para a turbidez removida $((\text{mWh})^{-1})$;

$TIPI_{COR}$ = Índice de desempenho para a cor removida $((\text{mWh})^{-1})$;

$R_{T_{t_{ECa}}}$ = Remoção da turbidez;

$R_{COR_{t_{ECa}}}$ = Remoção da cor;

$CEE_{t_{EC}}$ = Consumo de energia elétrica (Wh).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO INICIAL DO EFLUENTE

Os resultados obtidos a partir das análises físico-químicas iniciais do efluente de abatedouro de peixes, descritas na Seção 3.2, estão apresentados na Tabela 2.

TABELA 2 – RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Parâmetros	Valores	Unidade
pH	6,04	-
Condutividade	581,0	$\mu\text{S cm}^{-1}$
Turbidez	1880,0	UNT
Cor aparente	6652,5	UC
DQO	8693,3 \pm 579,27	mg L^{-1}

FONTE: O autor (2020).

Como citado por Chowdhury, Viraraghavan e Srinivasan (2009), efluentes de frigoríficos de peixes podem ter diferentes tipos de poluentes em diferentes níveis de concentração, dependendo de qual operação é realizada e em qual ponto do processo é coletado o efluente. Porém, em geral, possuem elevadas concentrações de DQO, nutrientes, óleos e gorduras. Seguem alguns exemplos de resultados encontrados na literatura, a título de comparação.

Queiroz et al. (2013) obtiveram valores de 1518 mg L^{-1} para DQO e 7,67 para o pH, realizando a caracterização de água residuária de uma planta de processamento de peixe. Riaño, Molinuevo e García-González (2011), para o mesmo tipo de efluente, obtiveram valores de 1978 mg L^{-1} para DQO e de 6,70 para o pH.

Em comparação com os trabalhos citados, é possível notar que os resultados obtidos pela caracterização do efluente coletado para o desenvolvimento do presente trabalho apresentaram valores relativamente elevados para cor, turbidez e DQO, estando seu pH levemente ácido e apresentando valores de condutividade elétrica relativamente baixa, porém que ainda dispensam a adição de eletrólitos para facilitar a passagem de corrente elétrica.

Conforme a Portaria N° 29 do IAP (2018), os valores máximos admissíveis para lançamento de efluentes líquidos em corpos hídricos são de 5 a 9 para o pH e 150 mg L^{-1} para a DQO. Não são apresentados nesta ou em outras legislações para lançamento em corpos hídricos valores limites para turbidez e cor aparente.

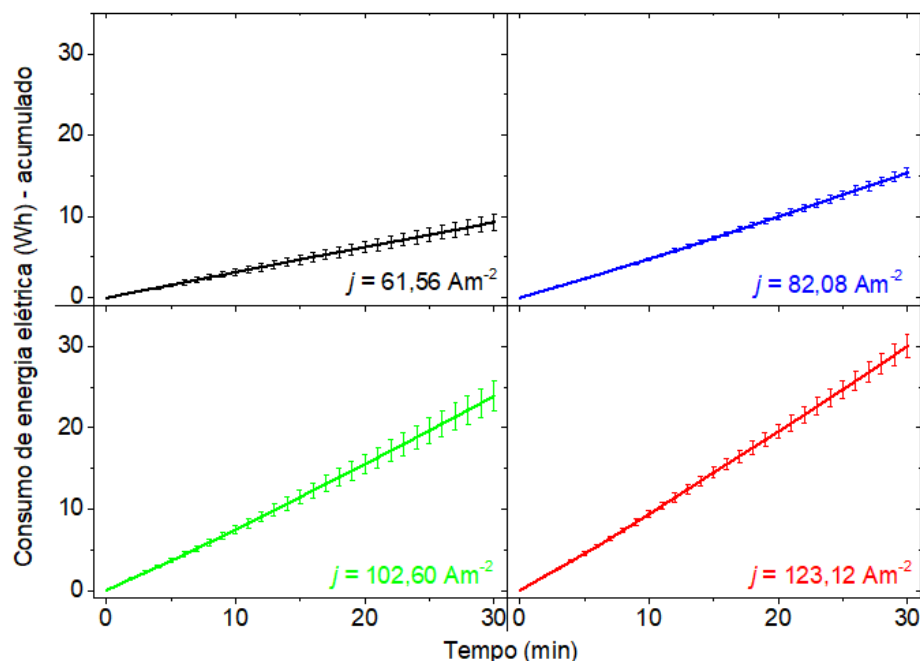
Da presente caracterização, apenas o pH está dentro dos padrões pré-estabelecidos, comprovando a necessidade de tratamento para o efluente em decorrência da elevada DQO.

4.2 CONSUMO ENERGÉTICO DA EC

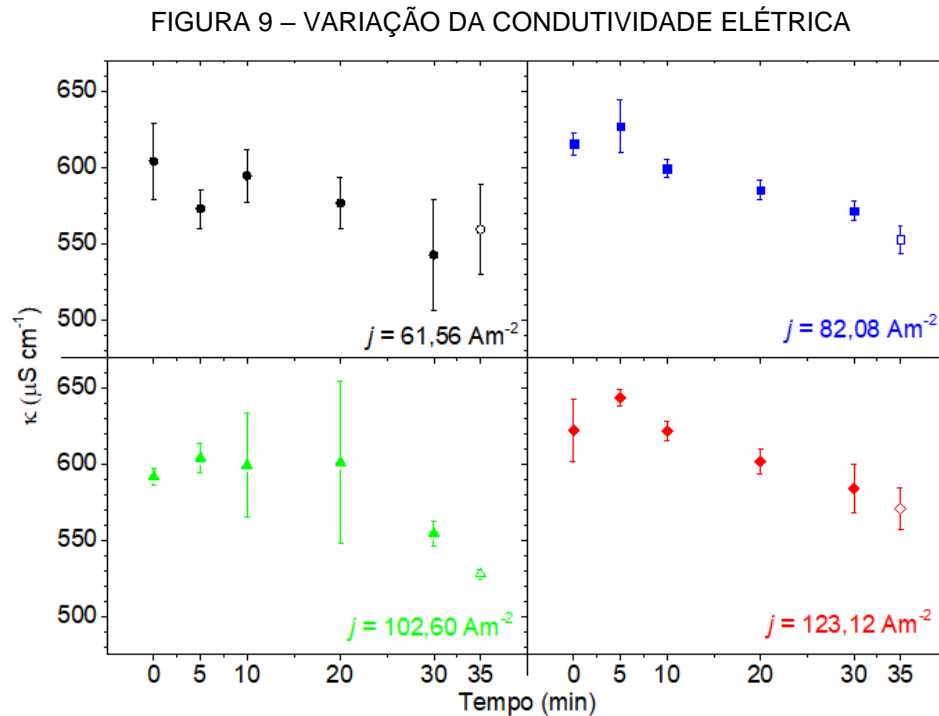
Com os dados de tensão e corrente elétrica fornecidos diretamente a partir da aquisição de dados da fonte de corrente contínua utilizada, obteve-se o perfil de consumo energético da EC, apresentado na Figura 8, onde estão representados pela cor preta os resultados obtidos a partir dos experimentos à densidade de corrente de $61,56 \text{ A m}^{-2}$, pela cor azul à densidade de corrente de $82,08 \text{ A m}^{-2}$, pela cor verde à densidade de corrente de $102,60 \text{ A m}^{-2}$ e pela cor vermelha à densidade de corrente de $123,12 \text{ A m}^{-2}$.

Na Figura 9, é possível observar a variação nos valores de condutividade elétrica nos quatro cenários de densidade de corrente.

FIGURA 8 – ENERGIA ELÉTRICA CONSUMIDA



FONTE: O autor (2020).



FONTE: O autor (2020).

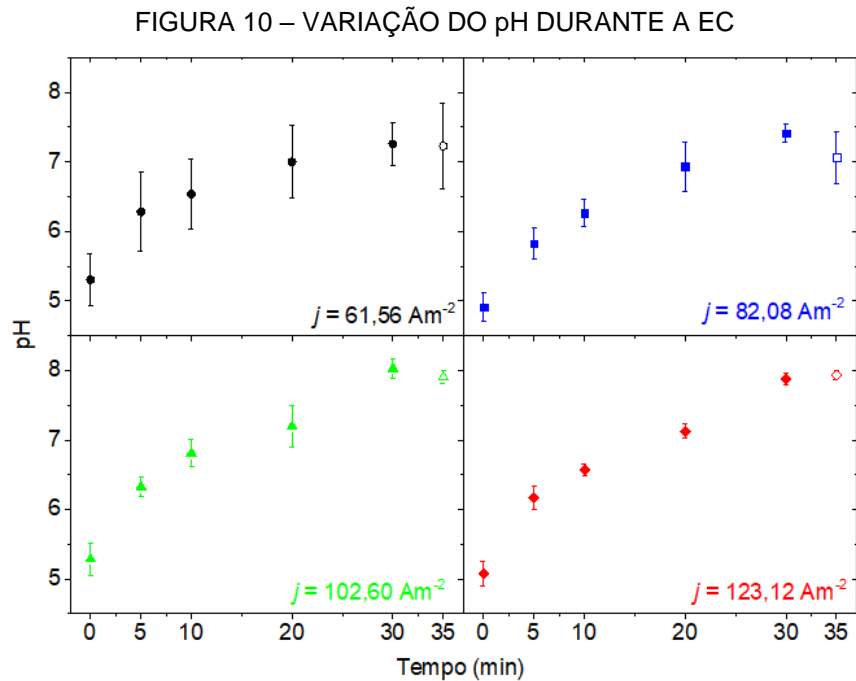
Nota-se na Figura 8 que, ao duplicar a densidade de corrente elétrica, a energia consumida ao final de 30 minutos de EC triplicou. Além disso, como visto na Figura 9, houve um decréscimo na condutividade do efluente nos últimos 10 minutos, resultando em um leve aumento da taxa de consumo energético nos minutos finais de todos os ensaios em virtude do incremento da resistividade do efluente.

Como descrito por Espinoza-Quiñones et al. (2020), espera-se que os valores de condutividade elétrica aumentem nos minutos iniciais da EC devido a introdução de espécies iônicas no meio, como íons Al^{3+} liberados pela ativação dos eletrodos. Subsequentemente, é esperado um lento decréscimo na condutividade com a remoção dos íons e, caso alcance valores muito baixos, faz-se necessária a adição de eletrólitos a fim de minimizar os impactos na taxa de consumo de energia elétrica. De forma geral, os resultados obtidos no presente trabalho foram de encontro com o comportamento descrito na literatura.

É importante ressaltar que, conforme Romani et al. (2020), a condutividade elétrica é apenas uma das parcelas responsáveis pelo consumo energético. Outros fatores como os fenômenos da difusão, migração iônica, convecção e, principalmente, de ativação de eletrodos também interferem nos resultados, tanto de consumo energético quanto no processo de formação de coagulantes. Os dados brutos de tensão elétrica estão apresentados junto ao Apêndice 1.

4.3 VARIAÇÃO DO pH DURANTE A EC

Os valores do pH estão apresentados na Figura 10 para os quatro cenários experimentais de densidade de corrente. Os dados brutos também constam no Apêndice 1.



FONTE: O autor (2020).

É possível perceber que o perfil dos valores de pH durante o tempo de EC foram semelhantes. Para os quatro cenários, os valores iniciais foram próximos de 5,0 e os valores finais atingiram uma média de $7,53 \pm 0,39$, partindo de uma condição ácida e atingindo uma condição próxima da neutralidade. Segundo Chen (2004), os valores do pH para efluentes com características ácidas tendem a aumentar, assim como em condições básicas tendem a diminuir com o passar do tempo de EC (Equação 9), corroborando os presentes resultados.

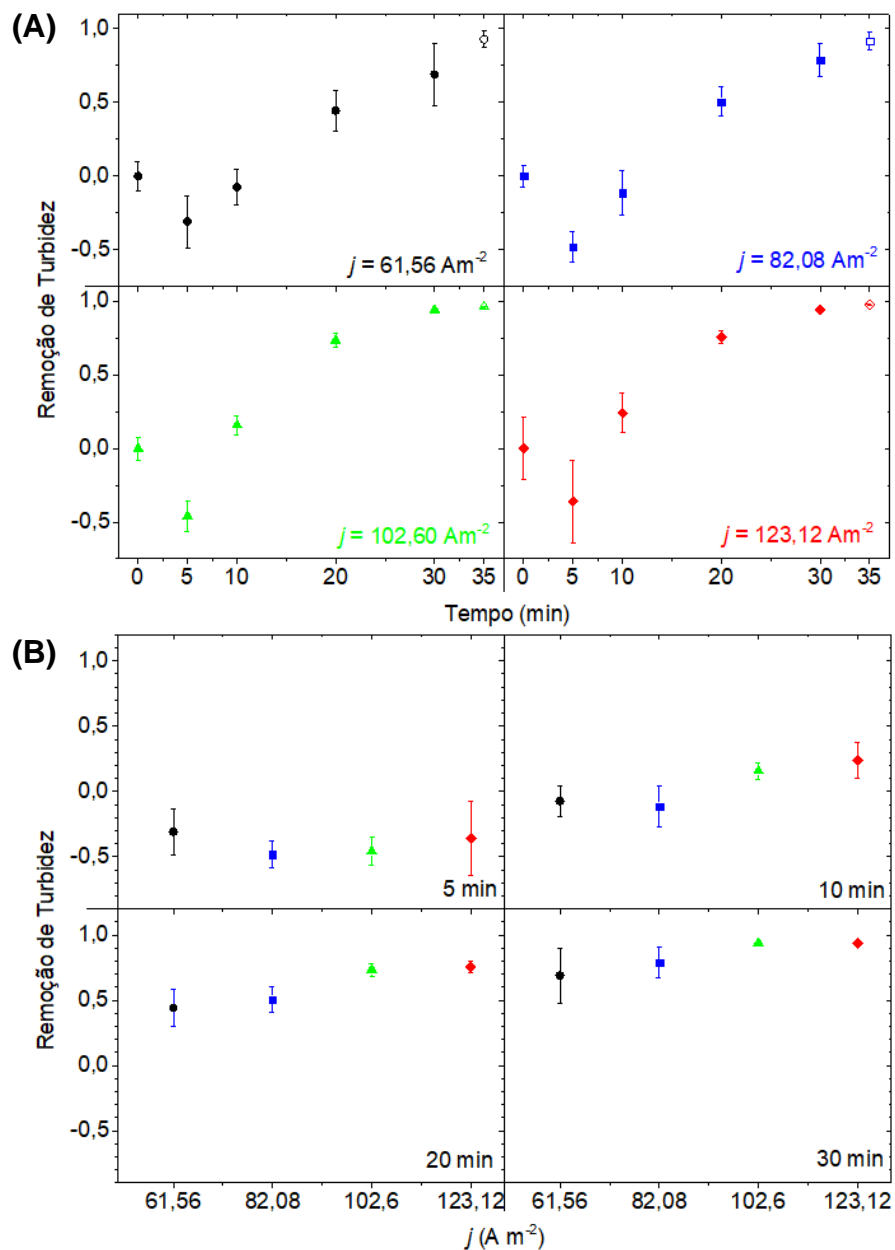
De acordo com Zhang (2004), a faixa de pH ideal para favorecer tratamentos biológicos é entre 6,0 e 8,0. Dito isso, e tendo que o efluente resultante do processo realizado de EC apresentou pH próximo à neutralidade, pode-se afirmar que seriam evitados possíveis custos adicionais para correções no pH do efluente para um tratamento biológico posterior.

4.4 REMOÇÃO DE TURBIDEZ, COR E DQO

4.4.1 Turbidez

Os valores de remoção da turbidez estão apresentados na Figura 11 para os quatro cenários experimentais de densidade de corrente. Os dados brutos estão apresentados no Apêndice 1. A Figura 11A apresenta a remoção de turbidez em relação ao tempo de EC, e a Figura 11B em relação à densidade de corrente.

FIGURA 11 – REMOÇÃO DE TURBIDEZ EM RELAÇÃO A: (A) TEMPO E (B) DENSIDADE DE CORRENTE



FONTE: O autor (2020)

Foram obtidas remoções de turbidez de 69,0%, 78,7%, 94,0% e 93,9% com tempo de EC de 30 min para as condições 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

Os valores negativos aos 5 e 10 minutos indicam que houve um aumento na turbidez no início da reação, possivelmente em decorrência da liberação de íons metálicos no meio reacional. É notável que, para densidades de corrente maiores, houve um maior decréscimo na taxa de remoção de turbidez nos minutos iniciais. Como enunciado pela Lei de Faraday (Equação 10), a massa de íons introduzidos ao meio reacional é diretamente proporcional à intensidade de corrente elétrica aplicada. (ROMANI et al., 2020)

Dessa forma, os resultados obtidos para remoção de turbidez indicam que o incremento da densidade de corrente causa um inicial aumento na massa de íons transportada para a fase aquosa, antes de se darem início as reações de síntese de agentes coagulantes no seio do meio aquoso, a partir do qual a turbidez passaria a diminuir.

Estão dispostos na Tabela 3 os valores iniciais e finais de turbidez aos 35 min de EC, com o sistema em repouso já a 5 min.

TABELA 3 – REMOÇÃO DE TURBIDEZ AOS 35 MIN DE EC

Experimento	Turbidez Inicial* (UNT)	Turbidez Final (UNT)	Remoção (%)
1	586,33 ± 40,55	42,33 ± 33,25	92,78
2	481,00 ± 25,66	39,70 ± 27,26	91,75
3	475,67 ± 26,04	18,73 ± 2,24	96,06
4	556,67 ± 83,84	13,80 ± 2,69	97,52

*Turbidez Inicial conforme resultados da análise logo antes do início de cada ensaio.

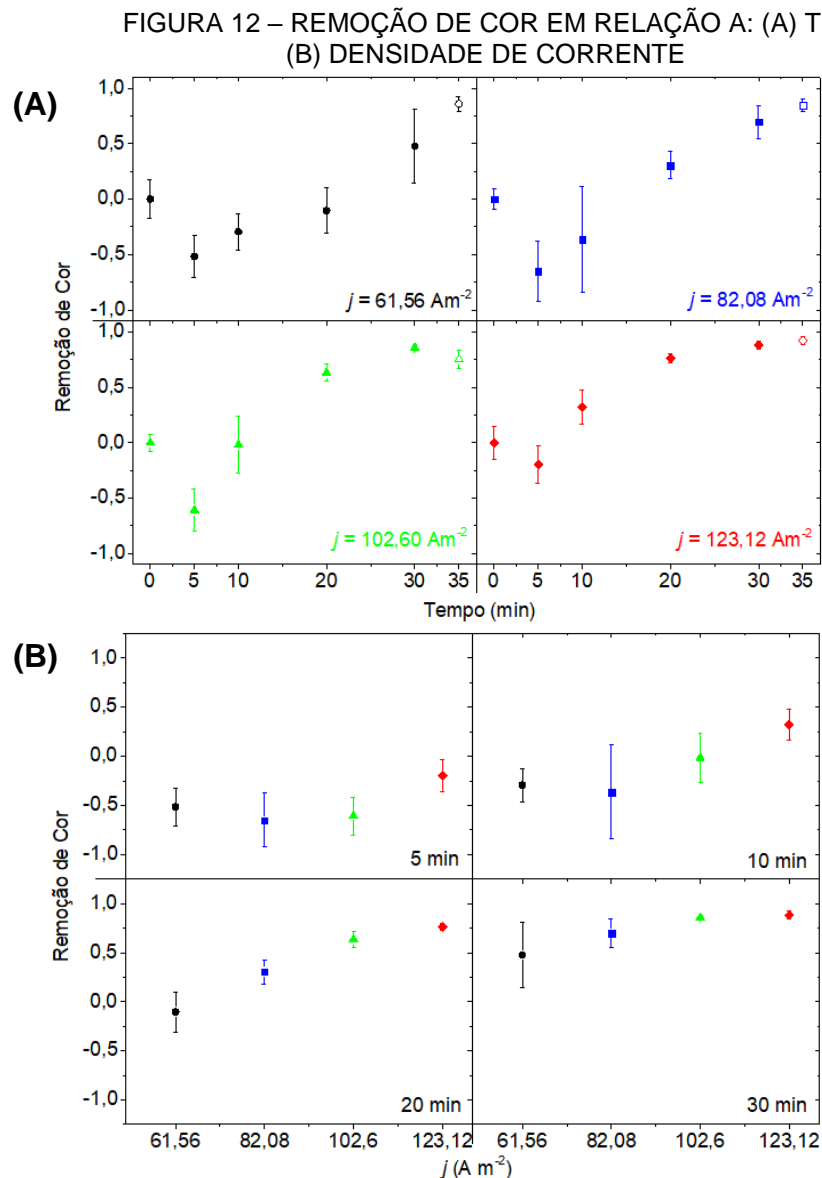
FONTE: O autor (2020).

Em comparação aos presentes resultados, Espinoza-Quiñones et al. (2009), mesmo empregando condições mais elevadas, obtiveram um percentual de remoção semelhante, com 98% de remoção de turbidez partindo de uma turbidez inicial de 1016,0 UNT, ao realizar a EC de 5 L de efluente de curtume através de um reator batelada. Os autores utilizaram eletrodos de alumínio com distanciamento de 4 cm, densidade de corrente de 680 A m⁻² e 45 min de EC.

Tendo em vista os resultados da literatura, pode-se confirmar que maiores remoções de turbidez foram obtidas, no final do processo, utilizando maior densidade de corrente.

4.4.2 Cor

Os valores de remoção de cor para os quatro cenários de densidade de corrente estão apresentados da Figura 12. No Apêndice 1 são apresentados os valores brutos de cor obtidos para todos os experimentos. A Figura 12A demonstra a remoção de cor em relação ao tempo de EC e a Figura 12B, em relação à densidade de corrente.



FONTE: O autor (2020).

De forma semelhante ao obtido para remoção de turbidez, também houve a ocorrência de valores negativos de remoção de cor nos primeiros minutos de EC, dado que a cor também alcançou valores acima do inicial.

As remoções de cor aos 30 min de EC para as condições 1, 2, 3 e 4 foram de 47,7%, 69,6%, 85,7% e 88,2%, respectivamente. Os valores obtidos aos 35 minutos, com o sistema em repouso a 5 min, podem ser vistos na Tabela 4.

TABELA 4 – REMOÇÃO DE COR AOS 35 MIN DE EC

Ensaio	Cor Inicial* (UC)	Cor Final (UC)	Remoção (%)
1	958,96 ± 118,29	135,54 ± 60,70	85,87
2	823,54 ± 56,21	125,54 ± 49,00	84,76
3	927,71 ± 50,35	230,96 ± 78,37	75,10
4	1317,29 ± 138,85	102,62 ± 50,44	92,21

*Cor Inicial conforme resultados da análise logo antes do início de cada ensaio.
FONTE: O autor (2020).

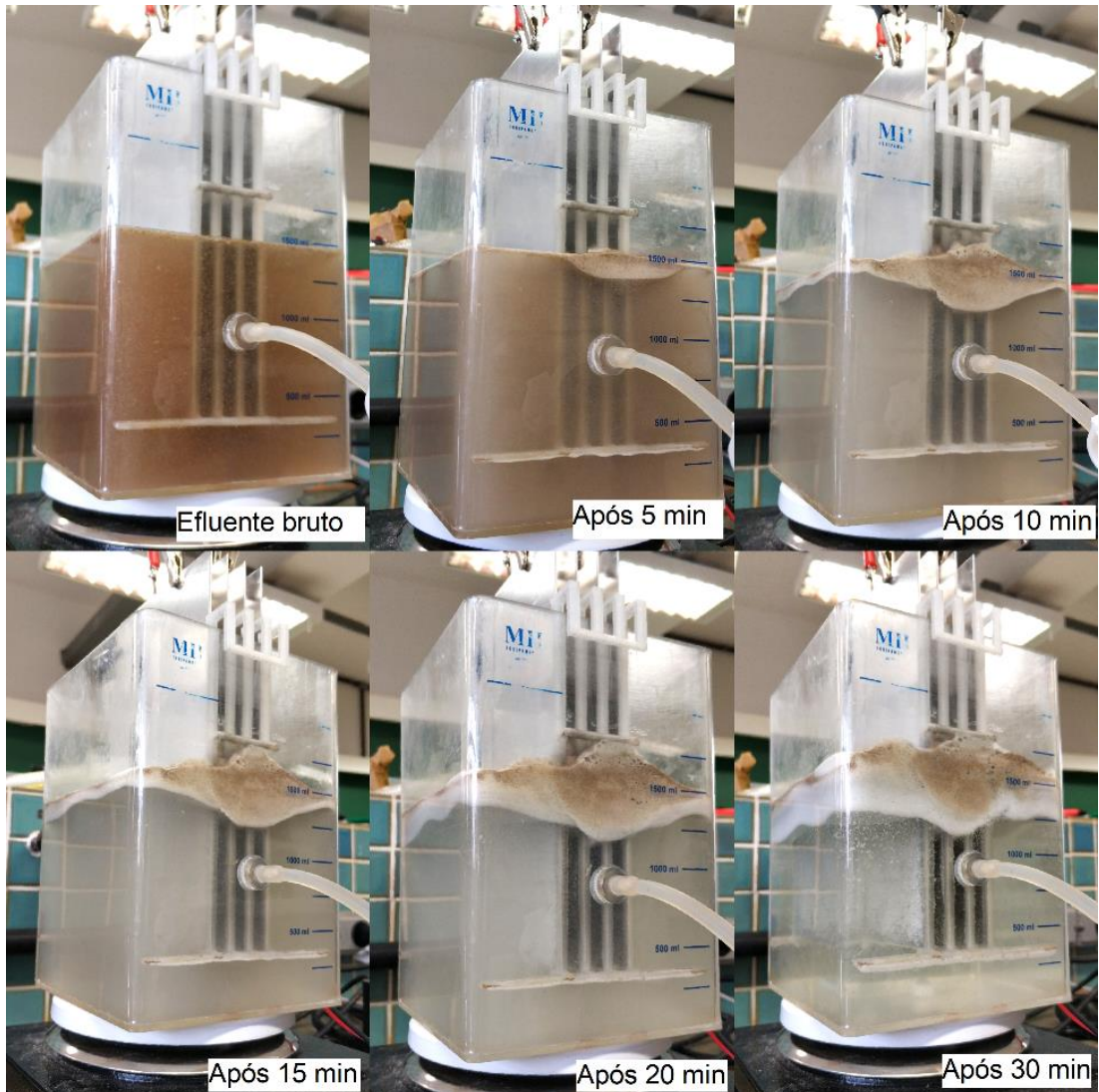
Observa-se que, nesse caso, a maior densidade de corrente removeu significativamente mais cor do efluente em relação às outras condições, demonstrando que correntes elétricas mais altas favorecem uma remoção mais rápida de substâncias dissolvidas que concedem cor ao efluente.

A remoção mais rápida de cor utilizando densidades de corrente mais altas foi demonstrada por Potrich (2019), que em 20 min de EC obteve 97,3% de remoção da cor de 200 mL de um efluente de abatedouro de aves, utilizando um reator batelada, com eletrodos de alumínio e densidade de corrente de 300 A m⁻². A cor inicial do efluente era de 4694,0 UC.

Como pode ser visto na Figura 12B, a condição de maior densidade de corrente se manteve superior em termos de remoção de cor em todos os cenários. Dessa maneira, a EC mostrou-se como uma ótima opção para tratamento do efluente de abatedouro de peixes no que se refere a remoção tanto de turbidez quanto de cor.

Visualmente, é possível identificar a remoção da cor e da turbidez com o decorrer do tempo de EC, principalmente após 10 min, como pode ser visto na Figura 13. A partir dos 30 min de EC, não foi possível identificar maiores diferenças visíveis na coloração do efluente.

FIGURA 13 – COLORAÇÃO DO EFLUENTE AO DECORRER DO TEMPO

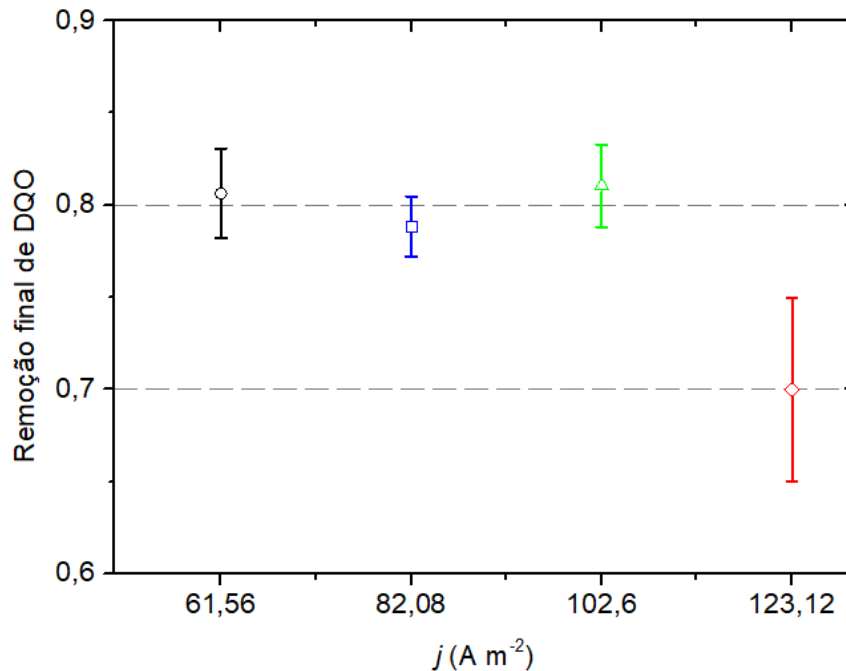


FONTE: O autor (2020)

4.4.3 DQO

Quanto à DQO, seus valores finais de remoção para as quatro condições de densidade de corrente elétrica estudados estão exibidos na Figura 14 e na Tabela 5. Os dados brutos podem também ser conferidos junto ao Apêndice 1.

FIGURA 14 – REMOÇÃO FINAL DE DQO PARA OS CENÁRIOS ESTUDADOS



FONTE: O autor (2020).

TABELA 5 – REMOÇÃO DE DQO AOS 35 MIN DE EC

Ensaio	DQO Final ($mg L^{-1}$)	Remoção (%)
1	1684,44 ± 178,77	80,62
2	1840,00 ± 71,03	78,83
3	1648,33 ± 160,44	81,04
4	2609,44 ± 397,93	69,98

FONTE: O autor (2020).

A título de comparação, Drogui et al. (2008), ao tratarem um efluente de abatedouro através da eletrocoagulação em reator batelada utilizando eletrodos de alumínio com distanciamento de 1,5 cm, obtiveram uma remoção de DQO de 86,3%, com tempo de EC de 90 minutos, $50 A m^{-2}$ de densidade de corrente e DQO inicial de $1480 mg L^{-1}$.

No caso do presente trabalho, a maior densidade de corrente demonstrou um cenário desfavorável para remoção de DQO, com uma remoção consideravelmente menor do que a observada nas outras três condições de densidades de corrente. Bayar et al. (2011) e Holt et al. (2002) citam que o aumento da densidade de corrente elétrica resulta na diminuição da remoção de poluentes, devido ao grande acréscimo

na taxa de liberação de gás hidrogênio pelo cátodo. Dessa forma, a flotação se intensifica, diminuindo o tempo em que os compostos coagulantes ficam residentes no seio do reator e, como consequência, reduz o tempo disponível tanto para formação de agentes coagulantes quanto para que as partículas poluentes tenham a possibilidade de adsorver junto a tais agentes.

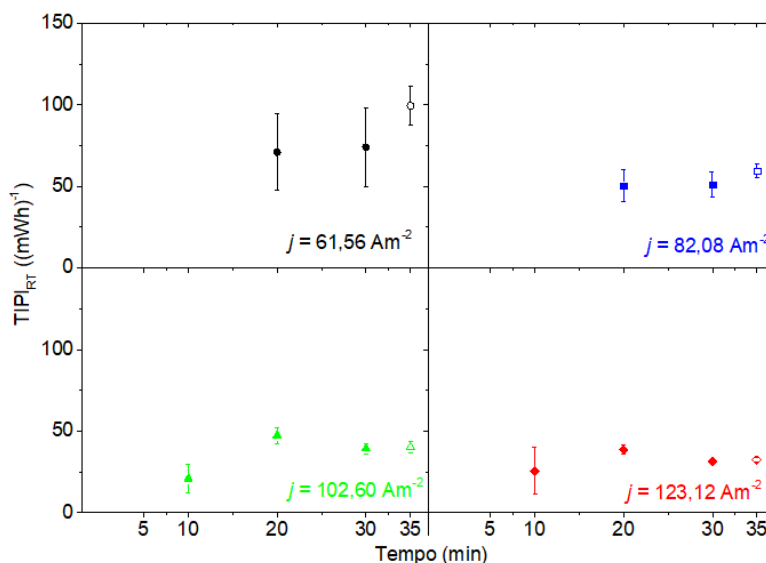
Percebe-se então que, para correntes elétricas muito intensas, processos físicos (flotação pela liberação de H_2) começam a causar interferência nos processos químicos (interações entre agente coagulante e matéria orgânica), reduzindo a eficiência de remoção de DQO.

Além disso, nota-se que a matéria orgânica responsável pela elevada DQO, especialmente na condição de maior densidade de corrente, não está diretamente relacionada à turbidez e cor, pelo motivo de sua remoção quase completa não refletir em uma redução significativa de DQO.

4.5 ÍNDICE DE DESEMPENHO PARA TURBIDEZ, COR E DQO

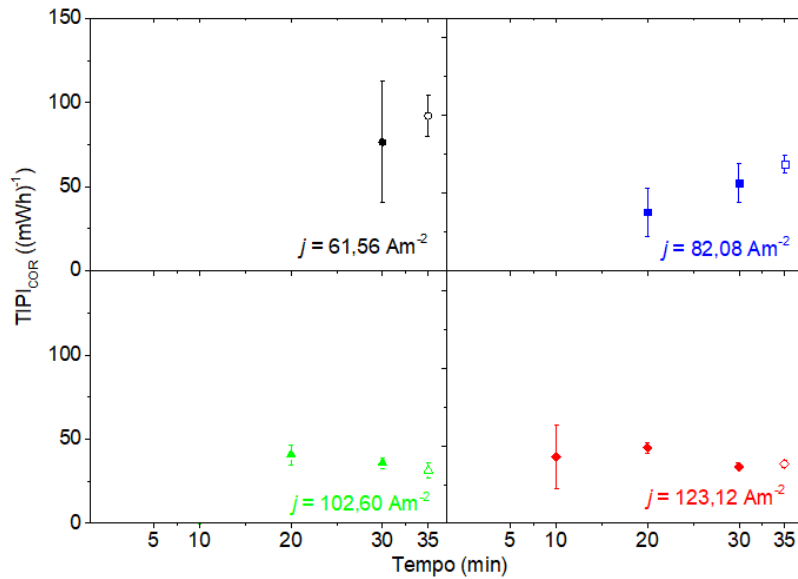
Estão apresentados nas Figuras 15 e 16 somente os valores positivos obtidos para o índice TIPI referentes a remoção de turbidez e cor nas quatro condições experimentais, os quais indicam a quantidade de energia consumida para cada unidade de remoção.

FIGURA 15 – VARIAÇÃO NO TIPI PARA REMOÇÃO DE TURBIDEZ



FONTE: O autor (2020).

FIGURA 16 – VARIAÇÃO NO TIPI PARA REMOÇÃO DE COR



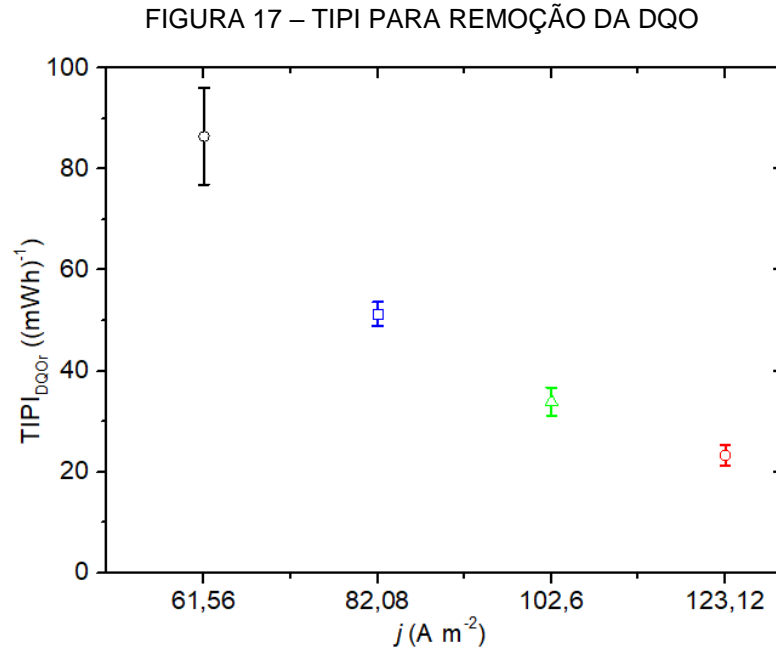
FONTE: O autor (2020).

Foi observado que o comportamento do TIPI tanto para turbidez quanto para cor foi semelhante. Como visto nas Figuras 11 e 12, os perfis de remoção se mostraram positivos para maiores densidades de corrente e para períodos maiores de tempo. Porém, quanto maior a densidade de corrente e o tempo de EC, maior ainda será o consumo de energia elétrica, como demonstrado pela Figura 8.

Desse modo, os valores obtidos foram inferiores para condições de corrente mais altas, pelo fato de o incremento no consumo energético não ter refletido em incrementos proporcionais em resultados de remoção dos parâmetros desejados.

Assim, é possível verificar que o maior desempenho energético, ou seja, o maior TIPI dentro dos cenários estudados, foi atingido utilizando densidades de corrente mais baixas, porém, levando um maior período de tempo para tanto. Para densidades de corrente mais altas, é atingido um desempenho inferior em um período menor de tempo.

Os valores do TIPI para a remoção da DQO nos quatro cenários experimentais de densidade de corrente podem ser vistos na Figura 17.



FONTE: O autor (2020).

Percebe-se um decaimento considerável do TIPI conforme ocorre o acréscimo de corrente elétrica. Tendo em mente a remoção da DQO, vista na Figura 14, concluiu-se que os valores ainda são favoráveis até a condição de aproximadamente $100\ A\ m^{-2}$. Correntes elétricas mais intensas resultam em uma remoção de DQO muito inferior para a quantidade de energia elétrica consumida, acarretando em um perceptível decaimento do TIPI.

Sendo um dos primeiros trabalhos a utilizar o TIPI como indicador de desempenho, Romani et al. (2020) aplicaram o índice para a remoção de íons Zn^{2+} , utilizando densidades de corrente de $4,76$ e $7,14\ A\ m^{-2}$. Os autores observaram um desempenho máximo para menores densidades de corrente nos primeiros 15 min de EC, seguido por um decaimento gradual nos valores do TIPI com o passar do tempo.

Em cenários com densidades de corrente inferiores às utilizadas no presente estudo, possivelmente seria observado um incremento no TIPI até o momento em que a formação de coagulantes fosse muito baixa em decorrência da menor intensidade de corrente elétrica, afetando a remoção de DQO e resultando em uma queda de desempenho. Isso indicaria a presença de um ponto de máxima *performance* energética, onde seria encontrada a maior remoção com o menor consumo energético possível.

Por fim, o índice TIPI se mostra um indicador com grande potencial a ser acompanhado, tendo em vista a constante preocupação com o consumo de energia

elétrica, principalmente no âmbito industrial. Assim, é possível monitorar a remoção de parâmetros de relevância industrial, como a cor, turbidez e a DQO, associados ao consumo energético, na tentativa de, gradativamente, tornar a eletrocoagulação mais viável em larga escala.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A remoção final tanto de turbidez quanto de cor foi maior para condições mais elevadas de densidade de corrente. Constatou-se, para ambos casos, valores de remoção negativos nos primeiros minutos de reação, possivelmente em decorrência da ativação dos eletrodos. Os valores máximos obtidos foram de 97% e 92% para turbidez e cor, respectivamente, aos 35 minutos de EC com o sistema em repouso.

A remoção final de DQO mostrou-se desfavorável para condições de maior densidade de corrente. Foi observado um considerável decréscimo na remoção de DQO à medida que correntes elétricas maiores foram aplicadas, provavelmente em virtude do aumento na taxa de formação de gás hidrogênio, dificultando a coagulação da matéria orgânica. Constatou-se, também, a presença de uma matéria orgânica residual onde a EC não foi capaz de remover, e que não está relacionada à turbidez e cor, resultando na baixa remoção da DQO do efluente em condições de maiores densidades de corrente.

Os valores do TIPI tanto para a turbidez quanto para a cor foram superiores para menores densidades de corrente, porém apenas nos minutos finais da EC. Para as condições de maior densidade de corrente, os valores se mostraram inferiores em um período menor de tempo. Quanto ao TIPI para a DQO, foi observado um decaimento exponencial com o aumento da densidade de corrente, indicando que foi destinada muita energia elétrica para uma remoção de DQO não tão elevada.

Dessa maneira, o TIPI apresenta-se como um indicador com grande potencial, permitindo a obtenção dos pontos onde é observado o maior desempenho durante o processo de EC. Como sugestão para trabalhos futuros, é interessante avaliar o TIPI para condições de densidade de corrente menores que as utilizadas no presente estudo, a fim de encontrar o ponto onde a EC atinge sua máxima *performance*, onde seria obtida a maior remoção de poluentes com o menor consumo energético possível. Ademais, é necessário avaliar o motivo da DQO permanecer elevada mesmo com a remoção quase completa de turbidez e de cor.

REFERÊNCIAS

- APHA - American Public Health Association. Federation, W. E.; **Standard methods for the examination of water and wastewater**: Washington, DC, USA, 2012.
- BAYAR, S. et al. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. **Desalination**, v. 280, p. 103-107, 2011.
- BRITO, J. F. et al. Tratamento de água de purificação do biodiesel utilizando eletrofloculação. **Química Nova**, v. 35, n. 4, p. 728-732, 2012.
- BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of Environmental Management**. v.161, p. 287-302, 2015.
- CERQUEIRA, A. A. **Aplicação da técnica de eletrofloculação no tratamento de efluentes têxteis**. 2006. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.
- CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, p. 11-41, 2004.
- CHOWDHURY, P.; VIRARAGHAVAN, T.; SRINIVASAN, A. Biological treatment processes for fish processing wastewater – A review. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 2, p. 439-449, 2010.
- CRESPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. **Eletroflotação**: Princípios e Aplicações. São Carlos: Editora Rima, 2004.
- CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O. O. Tratamento de efluente da indústria de coco utilizando eletroflotação. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 387-392, 2004.
- DROGUI, P. et al. Electrochemical removal of pollutants from agro-industry wastewaters. **Separation and Purification Technology**, v. 61, p. 301-310, 2008.
- ESPINOZA-QUIÑONES, F. R. et al. A mathematical approach based on the Nernst-Planck equation for the total electric voltage demanded by the electrocoagulation process: Effects of a time-dependent electrical conductivity. **Chemical Engineering Science**, v. 220, 2020.
- ESPINOZA-QUIÑONES, F.R. et al. Electrocoagulation efficiency of the tannery effluent treatment using aluminium electrodes. **Water Science & Technology**, v. 60, n. 8, p. 2173-2185, 2009.
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United States. **The state of world fisheries and aquaculture. Sustainability in action**. Rome: 2020. 244 p.

FERREIRA, L. H. **Remoção de sólidos em suspensão de efluente da indústria de papel por eletroflotação**. 2006. 99 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

FILHO, M. X. F. et al. **Caracterização da cadeia produtiva da tilápia nos principais polos de produção do Brasil**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Palmas: Embrapa Pesca e Aquicultura, 2020. 49 p.

GARCIA-SEGURA, S. et al. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 801, p. 267-299, 2017.

GIORDANO, G. **Tratamento e controle de efluentes industriais**. Mato Grosso: Apostila da ABES, 2004. 81 p.

GOBBI, L. C. A. **Tratamento de água oleosa por eletrofloculação**. 2013. 121 f. Dissertação (Pós-Graduação em Energia) – Centro Universitário Norte do Espírito Santo, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2013.

HOLT, P. K. et al. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 211, p. 233-248, 2002.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **Portaria N° 29 de 06/02/2018**: Estabelece critérios para o Licenciamento Ambiental de empreendimentos de bovinocultura confinada e semiconfinada de leite e de bovinocultura confinada de corte, com aproveitamento econômico, nos termos que especifica. Paraná: IAP, 2018.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística/PPM - Pesquisa da Pecuária Municipal. **Dados do SIDRA**. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3940>>. Acesso em: 28 out. 2020.

JUNIOR, N. L. **Sistemas de tratamento para água e efluentes**. 1. ed. Curitiba: Contentus, 2020.

MATIAS, M. S. **Tratamento de nanopartículas de prata por eletrocoagulação**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

MÓDENES, A. N. et al. Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 571-578, 2017.

MOLLAH, M. Y. A. et al. Electrocoagulation (EC) – science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, p. 29-41, 2001.

MOLLAH, M. Y. A. et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, p. 199-210, 2004.

NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. 6. ed. Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade, 2012.

ORSSATTO, F. **Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico de suínos pela eletrofloculação e combinação eletrofloculação/coagulação orgânica**. 2017. 103 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2017.

POTRICH, M. C. **Aplicação de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves utilizando eletrodos de ferro e alumínio para remoção de nutrientes**. 97 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2019.

RAMALHO, R.S. **Tratamiento de aguas residuales**. Barcelona: Editorial Reverté S.A., 1991.

RIAÑO, B.; MOLUNUEVO, B.; M. C. GARCÍA-GONZÁLEZ. Treatment of fish processing wastewater with microalgae-containing microbiota. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 10829-10833.

ROMANI, M. **Estudo dos fenômenos de ativação de eletrodos, difusão e migração iônica em meio eletrolítico e sua representação matemática da demanda energética no processo de eletrocoagulação: o papel da condutividade elétrica na remoção de poluentes**. 2020. 130 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2020.

ROMANI, M. et al. New insights into the improvement of electrocoagulation performance on the basis of a time-integrated performance index: the pivotal role of electrical conductivity. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 4, 2020.

SONE, A. P. **Tecnologia alternativa para tratamento de efluente proveniente de frigorífico de peixes**. 2013. 77 f. Tese (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Engenharia e Ciências Exatas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2013.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996.

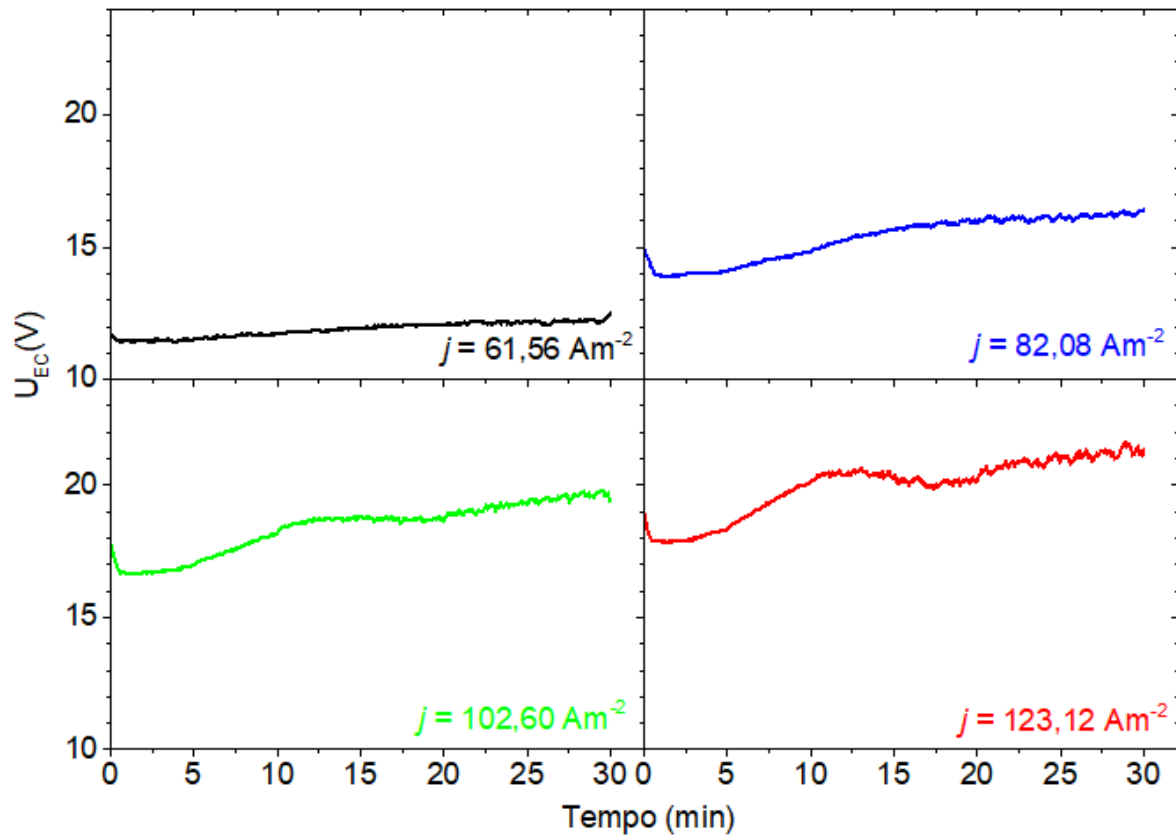
VALENTE, G. F. S. **Avaliação de eletrocoagulação no tratamento de efluente líquido da indústria de laticínios**. 2012. 117 f. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

ZHANG, B. et al. The influence of pH on hydrolysis and acidogenesis of kitchen wastes in two-phase anaerobic digestion. **Environmental Technology**, v. 26, n. 3, p. 329-340, 2005.

APÊNDICE 1 – DADOS EXPERIMENTAIS BRUTOS

A Figura a seguir demonstra o comportamento da tensão durante o tempo de EC, para os quatro cenários de densidade de corrente elétrica estudados.

FIGURA A.1 – TENSÃO ELÉTRICA DURANTE A EC



Nas tabelas A.1, A.2, A.3, A.4 estão dispostos os dados experimentais de pH, condutividade elétrica, cor, turbidez para as quatro condições de densidade de corrente elétrica. Na tabela A.5, estão dispostos os valores de DQO obtidos aos 35 minutos de EC.

TABELA A.1 – DADOS EXPERIMENTAIS PARA $j = 61,56 \text{ A m}^{-2}$

Tempo (min)	pH	K ($\mu\text{S/cm}$)	Cor (UC)	Turbidez (UNT)
0	5,31±0,38	603,93±24,80	958,96±118,29	586,33±40,55
5	6,28±0,57	572,77±12,93	1454,79±48,23	768,00±88,28
10	6,54±0,50	594,40±17,31	1242,29±42,49	630,33±53,48
20	7,00±0,53	576,53±17,19	1058,96±143,10	326,67±78,04
30	7,26±0,30	542,40±36,06	501,96±312,84	181,73±123,23
35	7,23±0,61	559,23±29,24	135,54±60,70	42,33±33,25

TABELA A.2 – DADOS EXPERIMENTAIS PARA $j = 82,08 \text{ A m}^{-2}$

Tempo (min)	pH	K ($\mu\text{S/cm}$)	Cor (UC)	Turbidez (UNT)
0	4,91±0,21	615,53±7,25	823,54±56,21	481,00±25,66
5	5,83±0,22	627,03±17,54	1361,04±205,16	712,67±32,29
10	6,26±0,20	599,4±5,65	1125,62±386,92	535,67±68,27
20	6,93±0,35	585,1±6,37	573,79±94,11	238,33±45,73
30	7,42±0,13	571,3±6,44	250,12±120,11	102,33±55,04
35	7,07±0,37	552,73±9,07	125,54±49,00	39,70±27,26

TABELA A.3 – DADOS EXPERIMENTAIS PARA $j = 102,60 \text{ A m}^{-2}$

Tempo (min)	pH	K ($\mu\text{S/cm}$)	Cor (UC)	Turbidez (UNT)
0	5,28±0,24	592±5,24	927,71±50,34	475,67±26,05
5	6,33±0,15	604,1±9,62	1492,29±159,13	694,67±33,21
10	6,81±0,20	599,37±34,31	944,37±232,23	401,00±21,28
20	7,19±0,30	601,23±53,48	340,54±68,50	126,33±21,82
30	8,03±0,15	554,77±8,16	132,62±23,18	28,77±3,45
35	7,90±0,09	527,87±3,07	230,96±78,37	18,73±2,24

TABELA A.4 – DADOS EXPERIMENTAIS PARA $j = 123,12 \text{ A m}^{-2}$

Tempo (min)	pH	K ($\mu\text{S/cm}$)	Cor (UC)	Turbidez (UNT)
0	5,08±0,18	622,6±20,64	1317,29±138,85	556,67±83,84
5	6,17±0,17	643,73±5,51	1577,71±145,80	757,00±106,38
10	6,57±0,092	622,07±6,35	896,46±178,41	422,00±41,67
20	7,12±0,10	602,00±8,42	313,87±36,91	136,33±14,82
30	7,88±0,078	584,17±16,15	155,54±47,57	34,00±9,18
35	7,94±0,068	571,17±13,52	102,62±50,44	13,80±2,69

TABELA A.5 – VALORES FINAIS DE DQO AOS 35 MINUTOS

j (A m^{-2})	DQO (mg L^{-1})
61,56	1684,44±178,77
82,08	1840,00±71,04
102,60	1648,83±160,44
123,12	2609,44±397,93