

UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL
ÁREA DO CONHECIMENTO DE CIÊNCIAS EXATAS E ENGENHARIAS
GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA
TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO II

ANDRESSA ROCHA BYSTRONSKI

**AVALIAÇÃO DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVAGEM DE
UMA OFICINA MECÂNICA POR ELETROFLOTAÇÃO PARA REÚSO**

CAXIAS DO SUL
2019

ANDRESSA ROCHA BYSTRONSKI

**AVALIAÇÃO DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVAGEM DE
UMA OFICINA MECÂNICA POR ELETROFLOTAÇÃO PARA REÚSO**

Trabalho de Conclusão de Curso,
apresentado como requisito para
aprovação no curso de Engenharia
Química da Área do Conhecimento de
Ciências Exatas e Engenharias da
Universidade de Caxias do Sul.

Orientador: Prof. Me. Tomás Augusto
Polidoro

**CAXIAS DO SUL
2019**

ANDRESSA ROCHA BYSTRONSKI

**AVALIAÇÃO DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVAGEM DE
UMA OFICINA MECÂNICA POR ELETROFLOTAÇÃO PARA REÚSO**

Trabalho de Conclusão de Curso,
apresentado como requisito para
aprovação no curso de Engenharia
Química da Área do Conhecimento de
Ciências Exatas e Engenharias da
Universidade de Caxias do Sul.

Aprovado em 10/07/2019

Banca Examinadora

Prof. Me. Tomás Augusto Polidoro
Universidade de Caxias do Sul - UCS

Profª Drª Camila Baldasso
Universidade de Caxias do Sul - UCS

Prof. Me. Luis Rafael Bonetto
Universidade de Caxias do Sul - UCS

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais Marialice e Cezar, por todos os esforços que fizeram para que eu conseguisse chegar até aqui. Aos meus irmãos Sabrina, Andréa e Roberto pelo apoio que me deram ao longo do curso e a toda a minha família, pelo carinho, amor e compreensão dedicados a mim.

Aos meus colegas e amigos de graduação que caminharam junto comigo, principalmente ao João Augusto Pizzato e ao Patrích Sandri, pelos aprendizados transmitidos, pela amizade que vou levar para a vida e pelas ajudas com as correções. Agradeço, também, ao Matheus Oliveira por não me deixar desistir.

A minha psicóloga Vanessa de Cesero Holuigue que ao longo da graduação foi muito importante para que eu continuasse de pé.

Agradeço ao professor Tomás Augusto Polidoro, responsável pela orientação desse trabalho, a professora Camila Baldasso que me auxiliou em vários momentos e ao professor Luis Rafael Bonetto por aceitar o convite para fazer parte da banca.

Por fim, agradeço a Deus, sem o Qual nada disso seria possível.

RESUMO

A quantidade de água utilizada em postos de lavagem no Brasil compreende cerca de 3,7 milhões de m³/mês e normalmente não é reaproveitada ou tratada antes do descarte. A preocupação com a escassez e poluição da água vem aumentando ao longo do tempo. O tratamento de efluentes para reúso nas indústrias é uma solução encontrada para reduzir a carga poluidora que é produzida. Neste âmbito, a eletroflotação vem ganhando força entre os diversos métodos. Dentro deste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar o uso da eletroflotação para proporcionar o reúso da água de lavagem de uma oficina mecânica. Assim, foi utilizado um tanque de eletroflotação com volume útil de três litros, eletrodos planos de alumínio, dispostos em arranjo monopolar em paralelo com inversão de polaridade. Os ensaios foram feitos com tempo de tratamento de 10, 20 e 30 minutos. Também foi avaliado um pós-tratamento com carvão ativado. Nas amostras foram analisados os seguintes parâmetros: pH, cor, turbidez, sólidos totais, suspensos, sedimentáveis e dissolvidos, condutividade elétrica, demanda química de oxigênio, surfactantes, concentração de óleos e graxas e alumínio. Para o tempo de tratamento de 20 minutos com pós-tratamento, que foi o que se mostrou mais adequado, os resultados obtidos foram de remoção de 61% de demanda química de oxigênio, 93% de turbidez, 80% de surfactantes, 27% de sólidos dissolvidos totais, 65% de sólidos suspensos totais e 40% de sólidos totais. Além da remoção parcial de óleos e graxas, de sólidos sedimentáveis e a redução da cor do efluente. Através dos resultados, verificou-se que é possível utilizar a eletroflotação para o tratamento do efluente na empresa, com a ressalva de reduzir o pH e a turbidez para o reúso, sendo necessários ainda mais estudos para comprovação.

Palavras-chave: Reúso de água. Eletroflotação. Eletrodos de alumínio. Tratamento de efluente.

ABSTRACT

The amount of water used in washing stations in Brazil is about 3.7 million m³/month and is not usually reused or treated before disposal. Concern over water scarcity and pollution has been increasing over time. Effluent treatment for reuse in industries is a solution found to reduce the pollutant load that is produced. In this context, electroflotation has been gaining strength among the others methods. In this context, the objective of this study is to evaluate the use of electroflotation to provide the reuse of washing water from a car wash. Thus, an electroflotation tank with a useful volume of three liters, with aluminum electrodes, arranged in monopolar in parallel with inversion of polarity was used. The tests were done with a treatment time of 10, 20 and 30 minutes. A post-treatment with activated charcoal was also evaluated. In the samples, this parameters were analyzed: pH, color, turbidity, total, suspend, sedimented and dissolved solids, electrical conductivity, chemical oxygen demand, surfactants, oils and greases concentration and aluminum. For the treatment time of 20 minutes with post-treatment, which was the most appropriate, the results obtained were 61% removal of chemical oxygen demand, 93% turbidity, 80% surfactants, 27% total dissolved solids, 65% total suspended solids and 40% total solids. Besides the partial removal of oils and greases, sedimentable solids and the reduction of the effluent color. Through the results, it was verified that it is possible to use electroflotation to reuse the effluent in the company, although it is necessary to reduce the pH and turbidity for the reuse, and further studies are necessary to prove it.

Key words: Water reuse. Electroflotation. Aluminium electrodes. Wastewater treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação de uma Célula Eletrolítica	23
Figura 2 - Reações para o eletrodo de alumínio em um sistema de eletroflotação...	26
Figura 3 - Hidrólise do alumínio em função do pH	27
Figura 4 - Arranjo monopolar em série	28
Figura 5 - Arranjo monopolar em paralelo	29
Figura 6 - Arranjo bipolar.....	29
Figura 7 - Fluxograma de amostragem utilizado no tratamento do efluente	33
Figura 8 - Esquema do Sistema de Eletroflotação	34
Figura 9 - Procedimento de pós-tratamento com carvão ativado e filtração a vácuo	34
Figura 10 – Concentração de demanda química de oxigênio em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento.....	38
Figura 11 - Valores de pH em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento	39
Figura 12 - Concentração de alumínio em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento	41
Figura 13 - Condutividade elétrica em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento	41
Figura 14 - Concentração de sólidos dissolvidos totais em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento.....	42
Figura 15 – Concentração de sólidos totais em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento	43
Figura 16 - Concentração de sólidos suspensos totais em relação ao tempo de tratamento	44
Figura 17 - Efluente tratado com ausência de sólidos sedimentáveis.....	45
Figura 18 – Aspecto visual dos efluentes tratados por eletroflotação	46
Figura 19 – Aspecto visual dos efluentes tratados por eletroflotação e com pós-tratamento	46
Figura 20 - Turbidez em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento	47
Figura 21 – Concentração de surfactantes em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento	49

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais estudos de tratamento de efluentes através de eletroflotação 30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Limites de DQO para lançamento de acordo com a Resolução CONSEMA nº 355.....	18
Tabela 2 - Caracterização do efluente bruto em comparação com os padrões de lançamento da Resolução CONSEMA nº 355 e da NBR 13.969	37
Tabela 3 – Concentração de óleos e graxas totais para as amostras.....	48
Tabela 4 - Massa de eletrodo consumida de acordo com tempo de tratamento	49
Tabela 5 - Consumo energético de acordo com tempo de tratamento.....	49
Tabela 6 - Custo de tratamento de acordo com o tempo	50

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
1.1	OBJETIVO GERAL.....	12
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1	USO DA ÁGUA.....	14
2.2	GERAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DE EFLUENTES.....	15
2.2.1	Turbidez em Efluentes	15
2.2.2	Cor em Efluentes	16
2.2.3	Partículas Sólidas em Efluentes	16
2.2.4	Temperatura do Efluente	17
2.2.5	pH do Efluente	17
2.2.6	Condutividade Elétrica no Efluente	18
2.2.7	Demanda Química de Oxigênio (DQO) em Efluentes	18
2.2.8	Surfactantes (Substâncias tensoativas que reagem ao azul de metileno) em Efluentes	19
2.2.9	Óleos e Graxas no Efluente	19
2.3	MÉTODOS CLÁSSICOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES OLEOSOS	19
2.3.1	Coagulação	20
2.3.2	Floculação.....	20
2.3.3	Decantação e Sedimentação	21
2.3.4	Filtração.....	21
2.3.5	Flotação.....	22
2.4	ELETROFLOTAÇÃO	22
2.4.1	Parâmetros para Eficiência da Eletroflotação.....	24

2.4.1.1	Temperatura para Eletroflotação	24
2.4.1.2	Densidade da Corrente	24
2.4.1.3	Diferencial de Potencial Aplicado	25
2.4.1.4	pH do Meio	25
2.4.1.5	Material dos Eletrodos.....	26
2.4.1.5.1	<i>Reações do Alumínio</i>	26
2.4.1.6	Distância entre os eletrodos	27
2.4.1.7	Arranjo dos eletrodos	28
2.4.1.7.1	<i>Arranjos Monopolares</i>	28
2.4.1.7.2	<i>Arranjo Bipolar</i>	29
2.4.1.8	Passivação dos eletrodos.....	29
2.5	REÚSO DE EFLUENTES A PARTIR DA ELETROFLOTAÇÃO.....	30
3	MATERIAIS E MÉTODOS	33
3.1	COLETA DO EFLUENTE	33
3.2	AMOSTRAS	33
3.3	TANQUE DE ELETROFLOTAÇÃO	33
3.4	PÓS-TRATAMENTO COM CARVÃO ATIVADO	34
3.5	PARÂMETROS DE ANÁLISE	35
3.5.1	Cálculo de Sólidos Suspensos Totais	35
3.6	CÁLCULO DE CUSTO DO TRATAMENTO DE ELETROFLOTAÇÃO.....	35
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO	37
4.2	CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES TRATADOS	38
4.2.1	Análise de demanda química de oxigênio.....	38
4.2.2	Análise de pH.....	39
4.2.3	Análise de concentração de alumínio	40

4.2.4	Análise de condutividade elétrica	41
4.2.5	Análise de sólidos dissolvidos totais	42
4.2.6	Análise de sólidos totais.....	42
4.2.7	Análise de sólidos suspensos totais	43
4.2.8	Análise de sólidos sedimentáveis	44
4.2.9	Análise de cor	45
4.2.10	Análise de turbidez.....	46
4.2.11	Análise de óleos e graxas totais	47
4.2.12	Análise de surfactantes	48
4.3	CÁLCULO DE CUSTO DE OPERAÇÃO	49
4.4	COMPARAÇÃO DE TRATAMENTOS.....	50
5	CONCLUSÃO	52
6	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	53
	REFERÊNCIAS.....	54

1 INTRODUÇÃO

A água é um bem essencial para a sobrevivência dos ecossistemas e por isso deve ser conservada e resguardada. No Brasil a água doce é encontrada em abundância e disponível para a população, porém, a preocupação com a escassez de água vem limitando o uso.

O consumo de água se deve em maior parte para o uso da agricultura, seguido da utilização em indústrias e fins urbanos. Na indústria, que é o foco deste trabalho, a água é um fator muito importante para diversos processos, porém, esta é classificada como o maior gerador de resíduos contaminantes que podem alterar o ecossistema. Para amenizar o problema de geração de resíduos, os efluentes podem ser tratados e reutilizados nos mesmos processos em que foram gerados.

No ano de 2010 a água utilizada em lavagem de veículos no Brasil compreendia a cerca de 3,7 milhões de m³/mês, onde atuavam 32.700 postos de lavagem (LEÃO et al., 2010). Essa água normalmente não é reaproveitada e é descartada sem tratamento, o que pode poluir o ambiente, principalmente porque a mesma contém surfactantes, sólidos suspensos e outros produtos químicos.

Existem diversas formas de tratar os efluentes, no entanto, o método deve ser selecionado conforme as características do fluido e o controle operacional da empresa. Além dos processos mais tradicionais (coagulação, floculação, sedimentação e decantação, filtração entre outros), o método de eletroflotação é uma tecnologia emergente que vem sendo estudada e utilizada em diversas áreas de tratamento de efluentes industriais, devido à facilidade de operação e manutenção, baixo custo e alta eficiência de processo. Como dificuldade encontrada na utilização do método, há a passivação dos eletrodos, que diminui a eficiência do processo conforme o tempo de uso. Ainda o eletrodo é consumido e precisa de substituição frequente.

Dentro deste contexto, este estudo teve por intuito avaliar, através de análises químicas e físicas, o uso da eletroflotação utilizando eletrodos de alumínio para proporcionar o reúso de água em uma oficina mecânica.

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a possibilidade de reúso de efluente de lavagem de uma oficina mecânica tratado por eletroflotação.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos deste trabalho foram:

- a) avaliar em laboratório a influência da eletroflotação com variação no tempo de processo de 10, 20 e 30 minutos, para o tratamento nos parâmetros estipulados pela CONSEMA 355/2017 e pela NBR 13.969/1997, realizando análises químicas de DQO, sólidos totais, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos e sólidos dissolvidos, turbidez, cor, surfactantes, alumínio e óleos e graxas com os efluentes bruto e tratado;
- b) avaliar necessidade de pós-tratamento do efluente com carvão ativado e filtração;
- c) avaliar a viabilidade econômica simplificada para implantação deste projeto em postos de lavagem.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 USO DA ÁGUA

A água é um insumo básico para a sobrevivência e deve ser conservada e protegida. Ela recobre 71% do planeta Terra e se apresenta em três estados físicos principais: sólida, líquida e gasosa. As geleiras e calotas polares representam a fase sólida e detêm 2,4% da água; a fase líquida é encontrada em oceanos, com 97%, aquíferos, com 1,6% e rios, lagos e lagoas, com 0,6%. A fase gasosa se encontra na atmosfera, correspondendo a 0,001% da água existente no planeta (IBRAHIN; IBRAHIN; CANTUÁRIA, 2015; THEODORO, 2010).

O Brasil é um país privilegiado quanto à disponibilidade de água doce, pois as maiores bacias hidrográficas de águas superficiais estão localizadas em seu território, apresentando aproximadamente 12% do total de água de rios e lagos do mundo. A Região Amazônica abrange 80% desse total e os outros 20% localizam-se nas demais regiões do país, nas quais se concentram a maioria da população brasileira (IBRAHIN; IBRAHIN; CANTUÁRIA, 2015; MANCUSO; SANTOS, 2003).

Segundo Theodoro (2010), existe três classes de consumo de água: o consumo doméstico, utilizado para fins de sobrevivência humana, o consumo agrícola, para o desenvolvimento de animais e vegetais e o consumo em processos industriais e para geração de energia. A maior parte da água consumida no Brasil é destinada para a agricultura, sendo utilizado um valor de aproximadamente 65% das águas, as indústrias utilizam 25% e os outros 10% são utilizados para fins urbanos (MANCUSO; SANTOS, 2003).

Para Howe et al. (2016), a demanda de água nas áreas urbanas está crescendo devido ao aumento da população, exercendo maior pressão sobre as fontes de água de elevada qualidade. Além de aumentar a contaminação dessas e outras fontes de águas com resíduos urbanos, agrícolas e industriais.

Muitos mananciais utilizados para suprir a demanda populacional estão cada vez mais poluídos e deteriorados. Por esse motivo, a produção de água de boa qualidade e potável torna-se mais difícil, o que leva à priorização do abastecimento para fins de consumo doméstico (MANCUSO; SANTOS, 2003).

O uso da água é muito importante em processos industriais, porém, a indústria está destacada como o maior gerador de resíduos com diversos

contaminantes, sejam eles orgânicos ou inorgânicos, que podem alterar o ecossistema (THEODORO, 2010).

No Brasil, na área de lavagem de veículos existem cerca de 32.700 postos de lavagem. Estes utilizam quantidade de água nas lavagens equivalente ao consumo mensal de uma cidade com 600 mil habitantes (LEÃO et al., 2010).

Segundo Mancuso e Santos (2003), para que o uso de água potável para fins de atividade industrial ocorra com menos frequência, estão sendo adotadas tarifas para a utilização da água. A alternativa encontrada pelas indústrias é a reutilização da água do processo, que é uma importante etapa de gerenciamento.

2.2 GERAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DE EFLUENTES

As atividades industriais são as grandes responsáveis pela geração de efluentes contendo inúmeras substâncias que podem prejudicar a saúde humana e o meio ambiente, se os mesmos não forem tratados antes de descartados. Por esse motivo, o tratamento de efluentes industriais é necessário para a preservação da água para consumo humano e para atender às legislações estabelecidas por órgãos ambientais (PERTILE, 2014; THEODORO, 2010).

O efluente utilizado pelos postos normalmente não é reaproveitado e é descartado sem tratamento, o que pode causar danos ao meio ambiente, principalmente pela presença de surfactantes, sólidos suspensos e outros produtos químicos nesse tipo de efluente (LEÃO et al., 2010).

Cometti et al. (2014) confirmam que o tratamento de efluentes oleosos tem uma importância grande para a via econômica, pelo atendimento às legislações ambientais de descarte de efluentes e pela reutilização da água interna. Os parâmetros mais analisados no tratamento de efluentes são apresentados a seguir.

2.2.1 Turbidez em Efluentes

A turbidez é caracterizada pela presença de partículas suspensas na água que interferem na passagem de um feixe de luz através da amostra. É representada pela unidade de turbidez (uT), também chamada de unidades de Jackson ou nefelométricas (UNT ou NUT, em inglês) (LIBÂNIO, 2005).

Esse parâmetro pode ser alterado por diversos materiais presentes na água, como partículas de argila ou lodo, esgotos domésticos ou industriais, microrganismos ou até bolhas de ar finamente divididas (RICHTER; NETTO, 2002).

De acordo com Libânio (2005), a determinação da turbidez é um dos parâmetros mais utilizados como monitoramento nas estações de tratamento, pois é simples e rápida e tem um menor custo de equipamentos comparado a outras determinações. Para a NBR 13.969 de 1997 o limite permitido para o reúso de água para lavagem de veículos é de 5 NTU (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997).

2.2.2 Cor em Efluentes

A cor da água é decorrente da reflexão de luz em partículas, normalmente orgânicas, presentes no fluido. Essas partículas podem ser provenientes de duas diferentes fontes, de forma natural, como a decomposição da matéria orgânica e de atividades humanas, tais como descarga de efluentes domésticos ou industriais, lixiviação e agricultura (LIBÂNIO, 2005).

Existem duas formas de denominar a cor da água: cor aparente e cor verdadeira. A cor aparente é quando além da cor da amostra também está presente turbidez, que pode ser retirada através de centrifugação. Quando se retira essa turbidez, a amostra apresenta a cor verdadeira (RICHTER; NETTO, 2002).

Segundo a CONSEMA nº 355 de 2017, o efluente lançado em corpos d'água superficiais não deve conferir mudança de coloração (cor verdadeira) ao corpo hídrico receptor. Assim, quando o efluente apresenta coloração muito distinta este deve ser submetido a tratamentos antes de ser lançado ao corpo hídrico (RIO GRANDE DO SUL, 2017).

2.2.3 Partículas Sólidas em Efluentes

Os sólidos são avaliados de acordo com a concentração de partículas sólidas na amostra. É um parâmetro que está fortemente relacionado à turbidez, seja como sólidos suspensos ou dissolvidos. Os sólidos dissolvidos também conferem à amostra a cor verdadeira. O padrão de potabilidade estabelecido para os sólidos é de 1000 mg/L (LIBÂNIO, 2005).

Conforme a CONSEMA nº 355 de 2017, os sólidos sedimentáveis não podem ultrapassar o valor de 1,0 mL/L em teste de uma hora utilizando Cone Imhoff e para os sólidos suspensos o valor deve ser menor que 140 mg/L (RIO GRANDE DO SUL, 2017). A NBR 13.969 de 1997 estipula que para reúso de água para lavagem de

veículos, os sólidos dissolvidos totais não devem ultrapassar 200 mg/L (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997).

O método para determinação de sólidos ocorre através de gravimetria após evaporação, secagem ou calcinação da amostra. A partir disso, são determinadas as frações de sólidos presentes na amostra, como sólidos totais, suspensos, dissolvidos, fixos e voláteis (THEODORO, 2010).

2.2.4 Temperatura do Efluente

A temperatura da água é um importante fator, pois influencia as características do fluido, como na velocidade das reações químicas, solubilidade dos gases, metabolismo de organismos e sensação de sabor e odor. O despejo de efluentes industriais e águas de refrigeração são as principais ações que alteram a temperatura das águas (LIBÂNIO, 2005; RICHTER; NETTO, 2002).

A CONSEMA nº 355 de 2017 estipula que a temperatura para efluentes de fontes poluidoras lançados em corpos hídricos deve ser inferior a 40°C. Efluentes com temperaturas diferentes devem ser controlados para que atinjam esse valor (RIO GRANDE DO SUL, 2017).

2.2.5 pH do Efluente

O pH de um fluido influencia em vários outros parâmetros, como o grau de solubilidade das substâncias, o potencial de toxicidade dos elementos e como são distribuídos os compostos químicos, sendo eles em forma iônica ou livre. Pelo fato do pH influenciar em vários processos e operações unitárias necessárias para os tratamentos de efluentes e águas, este é um dos parâmetros monitorados com maior frequência nas estações de tratamento (LIBÂNIO, 2005). Segundo a Resolução CONSEMA nº 355 de 2017, para que o efluente possa ser lançado ao ambiente, o pH deve estar entre 6,0 e 9,0 (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Para a NBR 13.969 de 1997 o pH deve estar entre 6,0 e 8,0 para ser reutilizado para lavagem de veículos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997).

O pH é utilizado para medir a concentração de íon hidrogênio presente na solução e sua definição é feita através do logaritmo negativo da concentração de íons H⁺. O pH tem uma escala de 0,0 a 14,0, sendo que a água neutra possui pH igual a 7,0. As condições ácidas têm a sua atividade aumentada conforme o pH diminui e as alcalinas conforme o pH aumenta (RICHTER; NETTO, 2002).

2.2.6 Condutividade Elétrica no Efluente

A condutividade elétrica representa a capacidade do efluente em transmitir corrente elétrica. É um parâmetro dependente da concentração de íons, que é proporcional a quantidade de sólidos e sais dissolvidos, e da temperatura, com isso pode-se estimar um valor de concentração de poluentes. Amostras com níveis de condutividade superior a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ podem representar efluentes com contaminantes (RICHTER; NETTO, 2002; THEODORO, 2010).

A condutividade elétrica não tem um padrão para lançamento no Brasil. Porém, a condutividade é monitorada por ser um parâmetro relacionado com a concentração de sólidos dissolvidos, que é mais difícil de mensurar (LIBÂNIO, 2005).

2.2.7 Demanda Química de Oxigênio (DQO) em Efluentes

A DQO é um parâmetro que avalia a quantidade de matéria orgânica presente no efluente de acordo com a quantidade de oxigênio necessária para a sua total oxidação em dióxido de carbono e água através de um oxidante forte como o dicromato de potássio. É expressa em mg/L e é um indicador importante da qualidade das águas (BORSA, 2014; LIBÂNIO, 2005; RICHTER; NETTO, 2002).

Conforme a CONSEMA nº 355 de 2017, o parâmetro de DQO está relacionado com a vazão de efluente lançado (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Os limites de DQO de acordo com a vazão estão dispostos na Tabela 1.

Tabela 1 - Limites de DQO para lançamento de acordo com a Resolução CONSEMA nº 355

Faixa de vazão do efluente (m^3/d)	DQO (mg/L)
Vazão < 100	330
$100 \leq \text{vazão} < 500$	330
$500 \leq \text{vazão} < 1000$	300
$1000 \leq \text{vazão} < 3000$	260
$3000 \leq \text{vazão} < 7000$	200
$7000 \leq \text{vazão} < 10000$	180
$10000 \leq \text{vazão}$	150

Fonte: adaptada de Rio Grande do Sul (2017).

2.2.8 Surfactantes (Substâncias tensoativas que reagem ao azul de metileno) em Efluentes

Os surfactantes são, em sua maioria, associados à agentes de limpeza. A principal característica dessas substâncias é a diminuição da tensão superficial da água (BIGARDI et al., 2003).

São utilizados em muitas aplicações em processos ambientais, porém, são substâncias que podem prejudicar o meio ambiente por conta da sua natureza anfifílica (BIRIA et al., 2009). Por esse motivo, a CONSEMA nº 355 de 2017 estipula que o efluente gerado e lançado nos cursos hídricos não pode ter surfactantes em nível acima de 2,0 mg/L (RIO GRANDE DO SUL, 2017).

2.2.9 Óleos e Graxas no Efluente

Os óleos e graxas afetam a qualidade da água e a potabilidade por serem tóxicos ao meio ambiente e por haver a possibilidade de geração de cor e odor aos recursos hídricos. A principal fonte desse contaminante é a lixiviação de vias urbanas e a percolação por poços de combustíveis (LIBÂNIO, 2005).

Segundo a CONSEMA nº 355 de 2017, o efluente lançado não pode ultrapassar 10 mg/L de óleos e graxas mineral. Já para óleos e graxas vegetal ou animal o limite é de 30 mg/L.

2.3 MÉTODOS CLÁSSICOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES OLEOSOS

Os métodos de tratamento de efluentes devem ser escolhidos de acordo com o tipo de efluente gerado, o controle operacional da indústria e as características da água que foi utilizada no processo.

Muitos processos envolvem tratamentos químicos com a adição de agentes coagulantes e floculantes que podem alterar a qualidade das águas e desequilibrar o meio ambiente, causando graves impactos ambientais para o corpo receptor (CRESPILO; REZENDE, 2004).

Conforme Howe et al. (2016), os processos mais comuns para a remoção de contaminantes das águas para efluentes oleosos são: coagulação, floculação, sedimentação e filtração. Para Imhoff e Imhoff (1986), também fazem parte dessa lista a decantação e a flotação.

2.3.1 Coagulação

O processo de coagulação é um dos mais aplicados na indústria por causa de sua ampla escala de atuação e custos operacionais reduzidos. É muito utilizado para fazer a remoção de sólidos em suspensão (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

A coagulação consiste na adição de um coagulante químico para retirada de impurezas, normalmente um sal de alumínio ou de ferro. O coagulante reage com as partículas coloidais e suspensas, desestabilizando-as. As partículas desestabilizadas colidem umas com as outras e formam flocos que podem ser removidos por sedimentação, flotação ou filtração (LIBÂNIO, 2005).

Segundo Crespilho e Rezende (2004), a coagulação pode ser dividida em duas classes de acordo com o tipo de lodo gerado, que são: a coagulação seguida de sedimentação e a coagulação seguida de flotação. Na coagulação com sedimentação, as impurezas do efluente são sedimentadas na parte inferior da estação de tratamento e o efluente tratado é retirado pela parte superior. Na coagulação com flotação, ocorre uma inversão, as impurezas são removidas da parte superior e o efluente tratado é retirado pela parte inferior da estação.

Esse processo é efetuado na unidade de mistura rápida da estação de tratamento de efluentes. A coagulação é uma tecnologia muito utilizada e está presente em quase todos os tratamentos (LIBÂNIO, 2005).

2.3.2 Floculação

A floculação é constituída por fenômenos físicos que visam reduzir o número de partículas suspensas e coloidais presentes no efluente (LIBÂNIO, 2005). Segundo Imhoff e Imhoff (1986), nesse método é instituído um movimento lento ao efluente com coagulante para que sejam formados flocos com granulometria maior que a inicial e depois serem encaminhados para um decantador, onde ocorrerá a separação das fases.

Segundo Carvalho, Souza e Zempulski (2015), deve existir agitação para que o grau de floculação seja adequado, porém, esta não deve ser intensa devido a probabilidade de ocorrer a separação das aglomerações de flocos formados. Para diminuir o risco de os flocos não se desagregarem, utilizam-se agentes floculantes como eletrólitos, coagulantes, agentes tensoativos e polieletrólitos.

Existe a possibilidade de as câmaras de floculação operarem sem a adição de coagulantes quando os efluentes já tem uma tendência a formar flocos. O processo

de floculação, nesses casos, serve como um tratamento preliminar (IMHOFF; IMHOFF, 1986).

Após a técnica de floculação, é necessária uma nova etapa para a separação de fases, no qual a decantação e a filtração são muito utilizadas. A floculação está muito presente nas estações de tratamento de água (MATOS, 2015).

2.3.3 Decantação e Sedimentação

A decantação e a sedimentação têm como objetivo permitir a sedimentação de sólidos em suspensão presentes nos efluentes através da força da gravidade. As partículas mais densas que a água sedimentam-se no fundo da estação, em uma superfície ou zona de armazenamento. Após a sedimentação, faz-se o uso da filtração para retirar as partículas que não sofreram a deposição (IMHOFF; IMHOFF, 1986; RICHTER; NETTO, 2002).

Normalmente o processo está acompanhado da coagulação ou floculação, com adição de coagulantes, seguido de uma mistura rápida para dispersão e mistura lenta para formação dos flocos. Os produtos coagulantes podem ser aplicados em vários pontos do processo de sedimentação, para eliminar os compostos orgânicos e inorgânicos presentes no efluente (MANCUSO; SANTOS, 2003; RICHTER; NETTO, 2002).

As principais vantagens dessa técnica consistem na simplicidade do processo, alta eficiência e pouca sensibilidade à sobrecarga. É um processo muito utilizado nas estações de tratamento de efluentes (RICHTER; NETTO, 2002). Porém, segundo Matos (2015), é uma operação grosseira e deve ser utilizada somente quando a total purificação do efluente não seja uma exigência ou quando a filtração for uma etapa posterior ao processo.

2.3.4 Filtração

A filtração consiste na passagem do efluente por um filtro poroso e permeável. Os sólidos ficam retidos no filtro, que passam a ser chamados de torta, e o efluente o atravessa, sendo chamado de filtrado. A passagem através do filtro ocorre pela diferença de pressão, podendo ocorrer pela ação da gravidade ou devido à presença de vácuo no recipiente (MATOS, 2015).

O método de filtração é extremamente efetivo na eliminação de sólidos em suspensão, porém, essa eficiência depende do tamanho e da resistência dos flocos

formados nas etapas anteriores (MANCUSO; SANTOS, 2003). Segundo Libânio (2005), a filtração é a função mais relevante nas estações de tratamento, pois todas as possíveis falhas dos processos anteriores podem ser corrigidas, o que assegura a qualidade da água tratada.

2.3.5 Flotação

A flotação consiste em introduzir bolhas de ar em uma suspensão de partículas, que se aderem às bolhas e são carregadas para a superfície. Pode ser empregada por três tipos, como flotação por ar dissolvido, flotação por ar e flotação a vácuo. Na superfície do reator, o resíduo flotado pode ser removido por raspagem ou sucção (CRESPILHO; REZENDE, 2004; MATOS, 2015).

Segundo Imhoff e Imhoff (1986), esse processo é muito aplicado para efluentes oleosos, pois estes apresentam densidade menor que a água. Funciona como um retentor de óleos e graxas, pois provoca a redução da velocidade da água e permite que se forme a espuma na superfície do reator.

2.4 ELETROFLOTAÇÃO

O processo de eletroflotação vem sendo utilizado em diversas áreas de tratamento de efluentes industriais. Os principais estudos estão relacionados com a remoção de metais, partículas suspensas, corantes, minerais de argila e óleos e graxas (MOLLAH et al., 2004).

A eletroflotação caracteriza-se por uma rápida taxa de remoção de poluentes, equipamento de pequeno tamanho, operação simples e custo reduzido. Além disso, é um método mais simples de operar em comparação com um sistema de floculação e tem alta eficiência no tratamento de águas residuais (CHEN; CHEN; YUE, 1999).

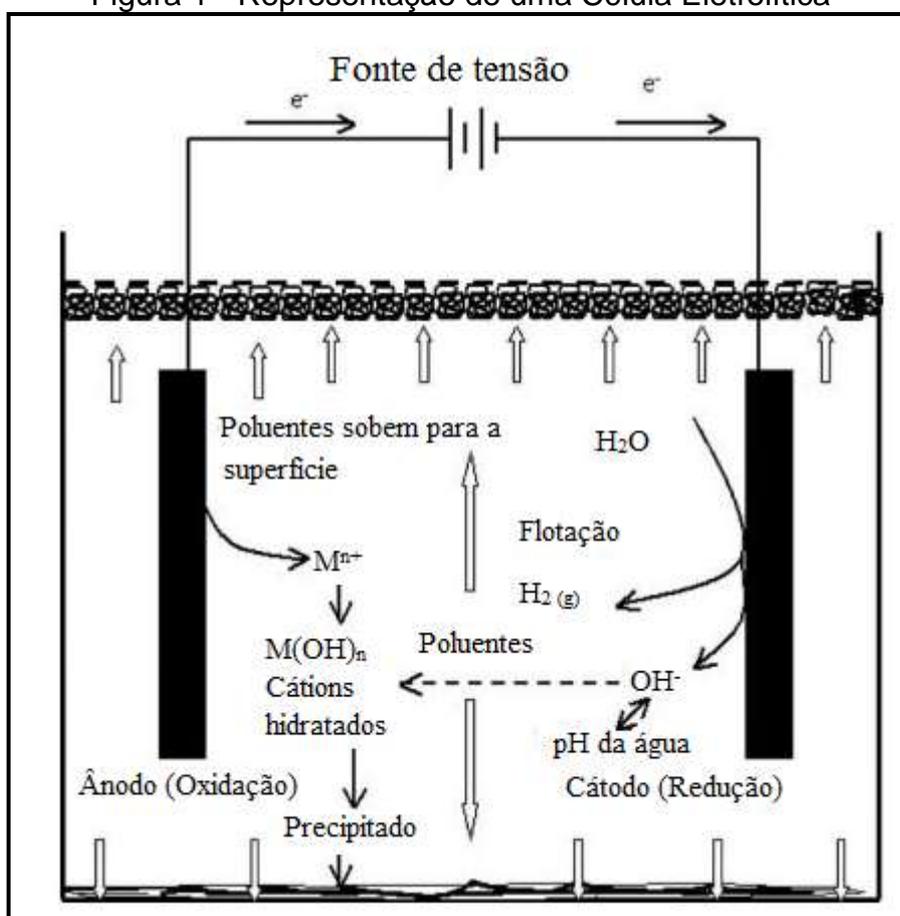
A técnica consiste, basicamente, em uma célula eletrolítica com dois ou mais eletrodos, formados por placas metálicas. Os polos dos eletrodos são ligados a uma fonte de energia externa, onde o ânodo é a chapa ligada ao polo positivo e o cátodo ao polo negativo. Quando estão conectados, o material do ânodo oxida e, portanto, sofre corrosão, enquanto o cátodo sofre passivação (MOLLAH et al., 2000; WIENDL, 1998). A Figura 1 representa uma célula eletrolítica. De acordo com Crespilho e Rezende (2004), a eletroflotação (EF) também é chamada de eletrocoagulação (EC) e eletrofloculação.

Segundo Ferreira (2014), a eletroflotação consiste em três principais processos, sendo eles:

- reação de oxidação na superfície do ânodo, resultando na liberação de íons metálicos para o efluente;
- formação do agente coagulante na fase aquosa devido aos íons liberados. Desestabilização e agregação em flocos das partículas sólidas contidas no efluente, que podem ser flotadas ou decantadas;
- transporte dos flocos formados nas colisões de coagulante e das partículas sólidas e remoção por sedimentação ou flotação.

O processo de eletroflotação possui eletrodos de sacrifício, que consiste em pares de placas metálicas condutoras, de mesmo ou outro material dos eletrodos, conectados entre si e colocados entre os eletrodos sem conexão com a fonte de energia externa. Os eletrodos de sacrifício servem para diminuir a corrosão do ânodo e minimizar o processo de passivação do cátodo (MOLLAH et al., 2000).

Figura 1 - Representação de uma Célula Eletrolítica



Fonte: adaptado de Mollah et al. (2004).

Conforme Ferreira (2014), a eletroflotação tem como principais vantagens a ausência de coloração e odor nos efluentes tratados, além de menor quantidade de sólidos totais dissolvidos e menor quantidade de lodo produzido comparado com outros processos de tratamento de efluentes. Como desvantagens do processo há a necessidade de troca dos eletrodos frequentemente devido ao consumo dos mesmos, a passivação, que pode ser contornada com a inversão periódica da polaridade, e a dependência de eletricidade.

2.4.1 Parâmetros para Eficiência da Eletroflotação

Para a eletroflotação ter eficiência, é necessário que alguns parâmetros sejam observados. Devem ser analisados parâmetros como o pH do meio, temperatura, tempo de residência, densidade da corrente, diferencial de potencial aplicado, material dos eletrodos e distância entre os eletrodos (GOBBI, 2013).

2.4.1.1 Temperatura para Eletroflotação

Conforme Crespillo e Rezende (2004), alguns estudos feitos na Rússia comprovam que até a temperatura de 60°C, a eficiência da eletroflotação com eletrodos de alumínio aumenta. Porém, com temperaturas acima desse valor a eficiência do equipamento diminui.

Segundo Libânio (2005), a temperatura influencia na coagulação das substâncias. Sendo que em baixas temperaturas, os flocos formados são considerados menos resistentes às forças de cisalhamento.

2.4.1.2 Densidade da Corrente

A densidade de corrente aplicada controla a taxa de produção do agente coagulante, das bolhas formadas e o diâmetro das mesmas. Por esse motivo, tem grande influência na eficiência da eletroflotação (FERREIRA, 2014).

Segundo Borsa (2014), o aumento da densidade de corrente gera um aumento na eficiência do processo até que um patamar específico seja atingido, após isso, o acréscimo na densidade não melhora a remoção dos poluentes. Pode, também, ocorrer a coalescência das bolhas, diminuindo as colisões e reduzindo a eficiência se a densidade for muito alta.

O diâmetro das bolhas formadas cresce conforme se aumenta a densidade de corrente, o que melhora a eficiência do processo. Porém, ocorre um maior desgaste

do eletrodo e, conseqüentemente, um maior consumo de energia, gerando um custo de operação alto (GONZALES, 2008).

O incremento da densidade de corrente faz com que ocorra maior oxidação dos eletrodos e, assim, forma-se mais agente coagulante, responsável pelo transporte dos poluentes, aumentando a quantidade de material eliminado. Além disso, a densidade de corrente define qual processo irá prevalecer na eliminação de poluentes, a sedimentação ou a flotação. Se o valor aplicado for baixo, não haverá muitas bolhas formadas e o processo será realizado por sedimentação. Conforme a densidade de corrente aumenta, a flotação prevalece (FERREIRA, 2014).

2.4.1.3 Diferencial de Potencial Aplicado

A diferença de potencial aplicado (ddp) está diretamente ligada à corrosão do ânodo, o qual gera o agente coagulante. Portanto, a quantidade que é gerada de agente coagulante é proporcional à ddp (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

O potencial aplicado à célula eletrolítica também está relacionado com a distância entre os eletrodos, pois quanto maior a distância entre eles mais alta é a resistência do meio. O consumo de energia reduz conforme a distância entre os eletrodos é diminuída e conforme a condutividade do fluido aumenta. Portanto, uma distância pequena entre os eletrodos e uma alta condutividade resultam em uma baixa potência (SHONZA, 2017).

2.4.1.4 pH do Meio

Segundo Crespilho e Rezende (2004), uma das maiores vantagens da eletroflotação é a neutralização do pH do efluente. Quando o efluente apresenta um pH ácido, o processo tende a aumentar esse valor e quando é alcalino, o pH diminui com a eletroflotação. As reações que ocorrem para o equilíbrio acontecer são reações de redução de hidrogênio no cátodo, hidrólise do alumínio, formação de oxigênio no ânodo, liberação de CO₂ devido ao borbulhamento de hidrogênio do cátodo e formação de hidróxidos insolúveis.

De acordo com Ferreira (2014), o pH ainda interfere na condutividade da solução, na dissolução do eletrodo, na especiação dos hidróxidos e no potencial zeta das partículas coloidais. Além disso, o tamanho das bolhas formadas dependem do pH do efluente e do material do eletrodo. Quando o pH é neutro, as

bolhas de hidrogênio são menores e as bolhas de oxigênio aumentam com o incremento do pH (MERMA, 2008).

2.4.1.5 Material dos Eletrodos

A escolha do material dos eletrodos é muito importante para o processo de eletroflotação, pois não devem ser utilizados materiais tóxicos para a saúde humana ou para o meio ambiente (MERMA, 2008). De acordo com Gobbi (2003), normalmente, são utilizadas placas metálicas de ferro (Fe) ou alumínio (Al) por possuírem baixo custo, serem facilmente encontrados no mercado e pela sua alta eficiência de processo.

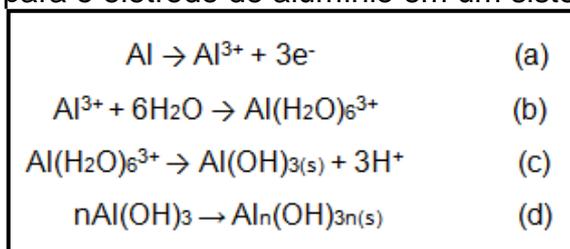
A principal desvantagem de trabalhar com eletrodos de ferro é que o efluente tratado adquire uma cor residual verde ou amarela, devido aos íons formados Fe^{2+} , que dá a coloração verde e Fe^{3+} , que promove a coloração amarelada. Já quando o efluente é tratado com o eletrodo de alumínio, este não apresenta coloração, ficando claro e estável (FERREIRA, 2014). Segundo Borsa (2014), os eletrodos de alumínio são mais apropriados que os de ferro para o tratamento de efluentes oleosos devido a maior eficácia na remoção de sólidos suspensos, turbidez e DQO. Por esse motivo, nesse trabalho utilizaram-se eletrodos de alumínio.

Para o ânodo de sacrifício, normalmente são utilizadas placas de alumínio que geram íons Al^{3+} por causa do potencial aplicado. Dependendo das propriedades do efluente, o cátion gerado pode atuar de diversas formas, como a interação direta com o poluente, hidrólise para formar complexos ou formar precipitados (CRESPILHO; REZENDE, 2004; GONZALES, 2008). As reações que ocorrem durante o processo de eletroflotação para o alumínio estão descritas abaixo.

2.4.1.5.1 Reações do Alumínio

As reações para o eletrodo de alumínio estão representadas na Figura 2.

Figura 2 - Reações para o eletrodo de alumínio em um sistema de eletroflotação

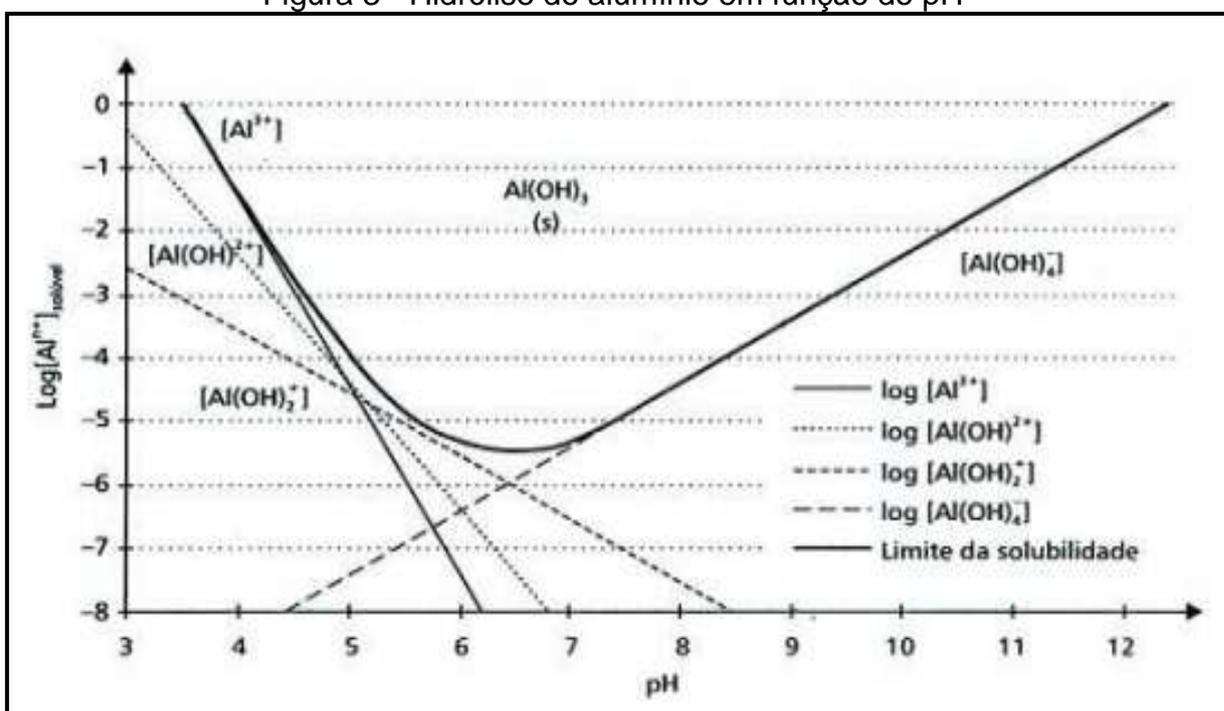


Fonte: Crespilho e Rezende (2004).

Na primeira parte da reação do processo anódico, ocorre a oxidação do alumínio (a). Na reação (b) existe a solvatação do cátion. O cátion gerado hidrolisa-se e forma o agente coagulante Al(OH)_3 , composto responsável pela eliminação das impurezas, representado pela reação (c). Existe também a possibilidade de reações secundárias que resultam em vários complexos de alumínio, representadas pela reação (d) (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

A estabilidade do hidróxido de alumínio depende do pH do meio e conforme há alteração no pH, diversos complexos de alumínio podem estar presentes na solução, os quais estão apresentados na Figura 3. Nota-se que com um pH acima de 7,0, complexos solúveis podem ser formados (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

Figura 3 - Hidrólise do alumínio em função do pH



Fonte: Crespilho e Rezende (2004).

2.4.1.6 Distância entre os eletrodos

Segundo Pertile (2014), para uma melhor eficiência do processo de eletroflotação, a distância entre as placas de eletrodos é fundamental. Esta deve depender da composição do efluente a ser tratado, do arranjo dos eletrodos e das condições do processo.

A distância entre os eletrodos está relacionada com o diferencial de potencial aplicado e a condutividade do fluido. Pelo fato de o efluente possuir resistência à passagem de corrente elétrica, quanto maior a distância entre os eletrodos, maior

deve ser o diferencial aplicado. Quando a solução tem uma alta condutividade, é recomendado que os eletrodos estejam à uma grande distância um do outro, porém, quando a condutividade é baixa, a distância deve ser a mínima possível para que o potencial não aumente (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

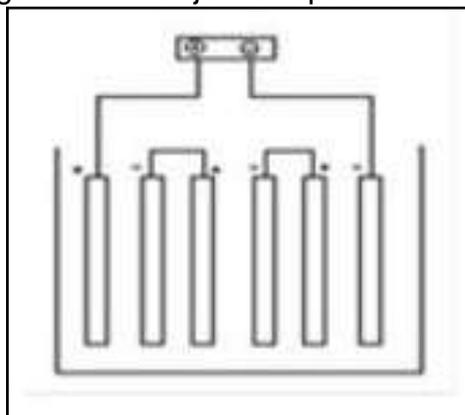
2.4.1.7 Arranjo dos eletrodos

As possibilidades de geometria para os eletrodos nos reatores são várias, das quais as mais comuns são o arranjo monopolar, que pode ser utilizados em série ou em paralelo, e o arranjo bipolar (FERREIRA, 2014). Os possíveis arranjos de eletrodos estão dispostos a seguir.

2.4.1.7.1 Arranjos Monopolares

Os arranjos monopolares consistem em uma simples célula eletrolítica com um cátodo e um ânodo, conectados em uma fonte de potencial externa. Essa conexão entre os eletrodos pode ocorrer tanto em série quanto em paralelo conforme demonstrado nas Figuras 4 e 5, respectivamente (CRESPILHO; REZENDE, 2004; FERREIRA, 2014).

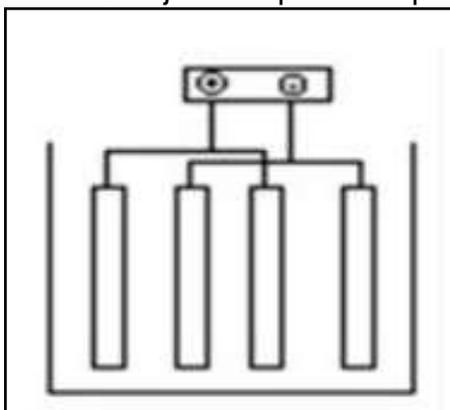
Figura 4 - Arranjo monopolar em série



Fonte: Ferreira (2014).

Segundo Mollah et al. (2000), os arranjos em série precisam de uma maior diferença de potencial aplicada para que a corrente passe por todos os eletrodos de igual forma, pois os eletrodos conectados têm maior resistência. Já no arranjo em paralelo, a corrente é dividida entre todos os eletrodos de acordo com a resistência de cada um.

Figura 5 - Arranjo monopolar em paralelo

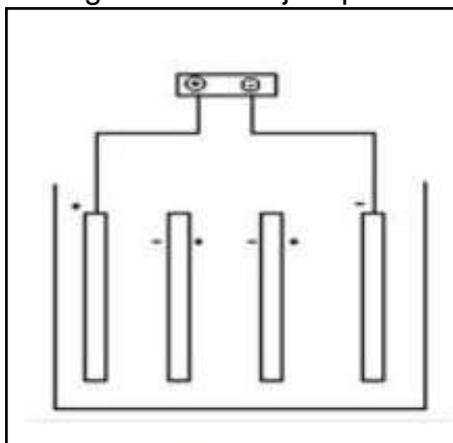


Fonte: Ferreira (2014).

2.4.1.7.2 Arranjo Bipolar

Neste arranjo, somente os eletrodos dos extremos são conectados com a fonte externa e os eletrodos de sacrifício são colocados no meio destes, sem ligação (CRESPILO; REZENDE, 2004). A configuração está disposta na Figura 6.

Figura 6 - Arranjo bipolar



Fonte: Ferreira (2014).

Quando a corrente elétrica passa por dois eletrodos, os lados neutros da placa são transformados em lados carregados com a carga oposta à do eletrodo paralelo. Os eletrodos de sacrifício são chamados de bipolares e os eletrodos dos extremos são denominados monopolares. Esse arranjo é mais fácil de construir e de fazer manutenção, comparado ao monopolar (FERREIRA, 2014).

2.4.1.8 Passivação dos eletrodos

De acordo com Ferreira (2014), uma das principais limitações para a eletroflotação é a passivação dos eletrodos. A passivação consiste na formação de

um filme passivo no cátodo alterando a efetividade do processo.

Estudos feitos por Crespilho, Santana e Rezende (2003), mostram que, além de a eletroflotação com inversão de polaridade diminuir a passivação, ocasionando um aumento de vida útil do eletrodo, também é mais eficiente na remoção de poluentes em comparação com a eletroflotação sem inversão de polaridade.

2.5 REÚSO DE EFLUENTES A PARTIR DA ELETROFLOTAÇÃO

Segundo Mancuso e Santos (2003), para que a água seja reutilizada devem-se observar fatores como a qualidade da água utilizada no processo e o objeto de reúso, pois a partir deles é possível determinar o tratamento adequado, os critérios de segurança adotados e os custos operacionais. O reúso de efluentes para fins industriais está concentrado principalmente em torres de resfriamento, caldeiras, lavagem de peças e equipamentos em indústrias mecânicas e metalúrgicas, irrigação de áreas verdes de instalações industriais, lavagens de pisos e veículos e processos industriais.

A qualidade da água reutilizada é definida por vários parâmetros físicos e químicos que permitem a comparação entre o efluente antes e após o tratamento. A partir desses parâmetros, é avaliada a eficiência alcançada pelo tratamento e os seus valores máximos são determinados por entidades públicas (PERTILE, 2014; THEODORO, 2010).

Vários estudos estão sendo realizados para o reúso de efluentes industriais através da eletroflotação, entre eles efluentes de indústria têxtil, galvânicos e de alimentos. Os principais estudos estão dispostos no Quadro 1.

Quadro 1 - Principais estudos de tratamento de efluentes através de eletroflotação
(continua)

Autor (ano)	Efluente	Objetivo	Processo	Resultados
Cerqueira e Marques (2010)	Efluente de produção industrial.	Remoção de óleos e graxas, cor e turbidez.	Eletrodos de alumínio, corrente alternada.	97% de remoção de óleos e graxas, 99% de remoção de cor e 99% de remoção de turbidez.
Chen, Chen e Yue (1999)	Efluente de um restaurante.	Remoção de óleos e graxas.	Eletrodos de alumínio/ferro e arranjo bipolar.	Redução de mais de 94% de óleos e graxas.

(continuação)

Crespilho, Santana e Rezende (2003)	Efluente da indústria de processamento de coco.	Remoção de contaminante como óleos e graxas.	Eletrodos de alumínio, inversor de polaridade.	Remoção de 96,3% de óleos e graxas e 99% de cor.
Gonzales (2008)	Efluente oleoso.	Redução de DQO e turbidez.	Eletrodos de alumínio/ferro e aço inoxidável.	Redução de 99% de DQO e 98,3% de turbidez para o alumínio e 94,8% de DQO e 98,5% de turbidez para o ferro.
Koby et al. (2006)	Efluente de fabricação de batata frita.	Remoção de poluentes orgânicos e redução de DQO.	Eletrodos de alumínio/ferro arranjo monopolar.	Remoção de 60% da DQO e 98% da turbidez.
Merma (2008)	Efluente aquoso contendo óleo.	Redução de DQO.	Eletrodos de aço inox e alumínio, arranjo monopolar paralelo.	Remoção de DQO acima de 95%.
Nascimento et al. (2014)	Efluentes oleosos.	Redução de DQO.	Eletrodos de alumínio.	Redução de 94% da DQO.
Otenio et al. (2010)	Efluente de lagoa de estabilização de esgoto urbano.	Redução da quantidade de poluentes.	Eletrodos de ferro, corrente contínua.	Redução de 44% da DQO e aumento de cor e turbidez.
Pertile (2014)	Efluentes cianídricos da indústria galvânica.	Remoção de contaminante e verificação da possibilidade de descarte dos efluentes tratados.	Eletrodos de alumínio, corrente contínua, arranjo monopolar paralelo, sistema de inversor de polos.	Valores de sólidos, DQO e turbidez passíveis para descarte.
Shonza (2017)	Efluentes oleosos.	Remoção de óleos e graxas.	Eletrodos de alumínio, arranjo monopolar paralelo, corrente contínua.	Remoção de 86% de óleos e graxas.

(conclusão)

Silva et al. (2017)	Efluente de lavagem de veículos.	de	Redução de DQO e turbidez.	Eletrodos de alumínio.	de	Remoção de DQO entre 28 e 74%, sólidos e turbidez acima de 90%.
Theodoro (2010)	Efluente de indústria galvânica.	de	Redução da quantidade de poluentes.	Eletrodos de ferro, arranjo monopolar, corrente contínua.	de	Remoção de cor e turbidez em 100% e DQO e sólidos totais em 90%.

Fonte: o autor.

Efluentes oleosos são eficazmente tratados através da eletroflotação, devido a facilidade de coagulação e flotação das moléculas de óleos e graxas. Através das microbolhas geradas pela flotação os aglomerados dessas partículas são facilmente deslocados, aumentando, assim, a eficácia do processo (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2003).

Por esse motivo, a eletroflotação vem sendo um método muito estudado ao longo dos anos, como demonstrado através do Quadro 1. Ainda, há a necessidade de estudos mais aprofundados no âmbito de tratamento de efluentes oleosos.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

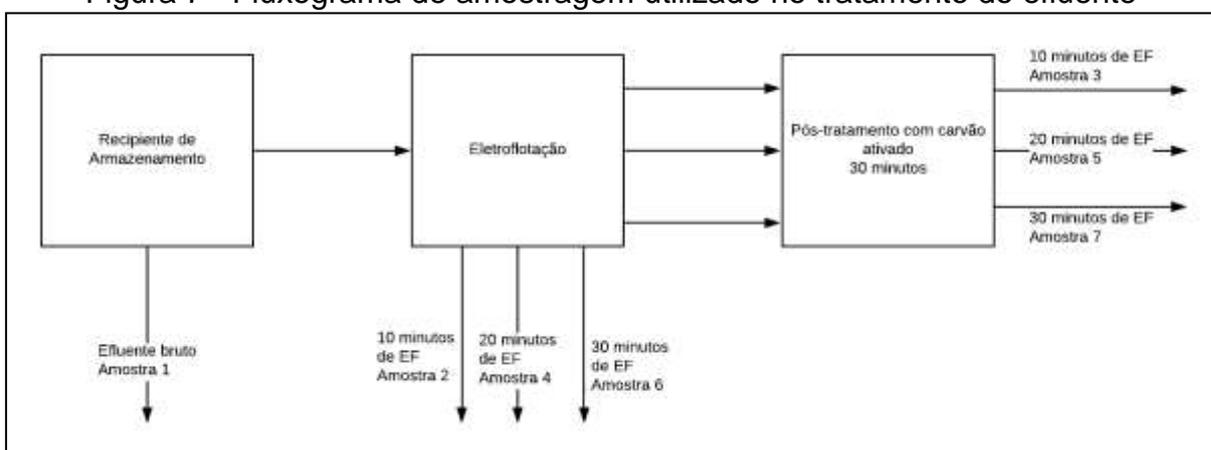
3.1 COLETA DO EFLUENTE

A coleta do efluente foi realizada em uma empresa de lavagem de autopeças localizada em Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, no dia 7 de maio de 2019. Através dessa coleta, foram obtidos 25 litros de amostra, que permitiram realizar todos os ensaios de tratamento e caracterização.

3.2 AMOSTRAS

As amostras foram separadas por tempo de tratamento de eletroflotação e pela presença ou não de pós-tratamento. O efluente bruto foi considerado como sendo a amostra 1. As amostras 2, 4 e 6 foram tratadas com tempo de eletroflotação de 10, 20 e 30 minutos, respectivamente. As amostras 3, 5 e 7 foram tratadas com tempo de eletroflotação de 10, 20 e 30 minutos, respectivamente, e passaram por um pós-tratamento com carvão ativado. A Figura 7 representa um fluxograma da amostragem.

Figura 7 - Fluxograma de amostragem utilizado no tratamento do efluente



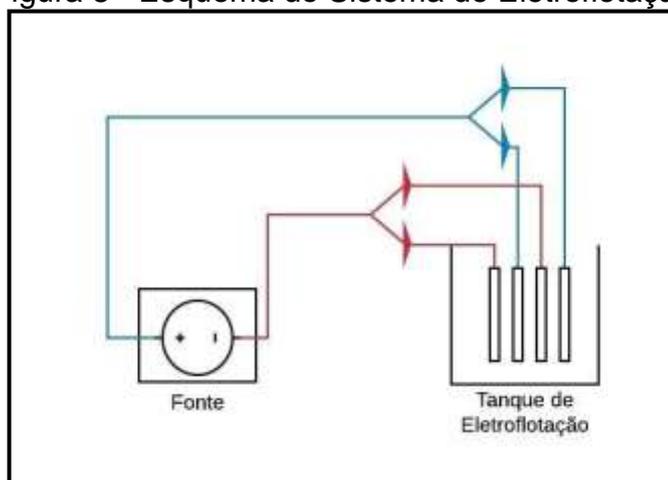
Fonte: o autor.

3.3 TANQUE DE ELETROFLOTAÇÃO

Para o tanque de eletroflotação, foi utilizado um recipiente polimérico com volume útil de 3 litros. Foram utilizados eletrodos de chapa de alumínio com 1 mm de espessura com dimensões de 15 cm x 16 cm, dispostos em arranjo monopolar em paralelo com afastamento de 1 cm entre eles, ligados em uma fonte externa de 15,5 V de tensão e a corrente permaneceu constante em 2,25 A. Para evitar a

passivação do eletrodo, foi utilizada a inversão de polaridade após cada tratamento. Todos os ensaios de tratamento foram realizados a 20 °C. O sistema montado está representado na Figura 8.

Figura 8 - Esquema do Sistema de Eletroflotação

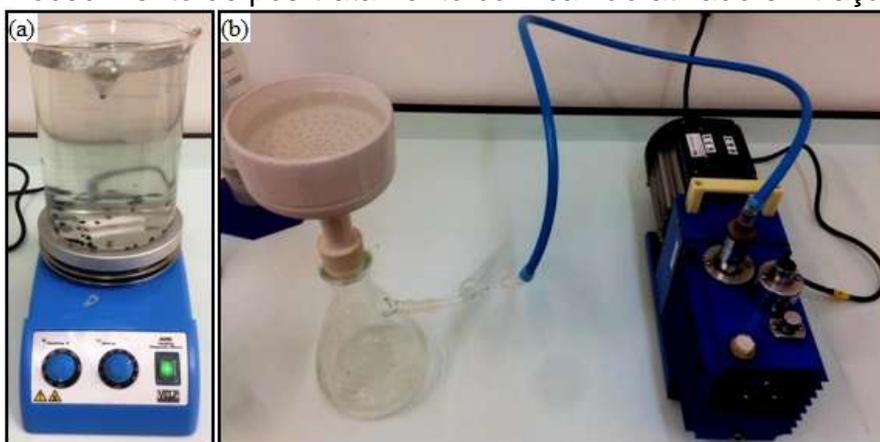


Fonte: o autor.

3.4 PÓS-TRATAMENTO COM CARVÃO ATIVADO

O pós-tratamento com carvão ativado comercial em pó foi realizado em béquers de 1 L e 2 L, com a adição de 2 g de carvão ativado por litro de efluente tratado e mantido sob agitação contínua, promovida por agitadores magnéticos, por um tempo de 30 minutos. A Figura 9 demonstra a etapa de pós-tratamento do efluente e o esquema de filtração a vácuo que foi realizado posteriormente para remoção do carvão.

Figura 9 - Procedimento de pós-tratamento com carvão ativado e filtração a vácuo



Fonte: o autor.

Nota: (a) pós-tratamento com carvão ativado; (b) filtração a vácuo.

3.5 PARÂMETROS DE ANÁLISE

Os parâmetros analisados em laboratório e comparados nos efluentes bruto e tratado foram: pH (SMEWW 4500-H⁺ B), turbidez (SMEWW 2130-B), sólidos totais (SMEWW 2540-B) e dissolvidos (SMEWW 2540-C), condutividade elétrica (SMEWW 2510-B), DQO (SMEWW 5220-B), surfactantes (SMEWW 5540-C), óleos e graxas (SMEWW 5520-D) e alumínio (SMEWW 3030-E/3111-B). As análises foram feitas em laboratório da UCS, no LAPAM, seguindo os métodos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Também, foram feitas análises de sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos e cor.

3.5.1 Cálculo de Sólidos Suspensos Totais

O cálculo de sólidos suspensos totais foi realizado levando em consideração que os sólidos totais são divididos em sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos totais, segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Portanto, foi feita a diferença entre sólidos totais e sólidos dissolvidos para encontrar o valor dos sólidos suspensos. Sendo assim, os sólidos suspensos totais foram calculados através da diferença dos sólidos totais e os sólidos dissolvidos totais.

3.6 CÁLCULO DE CUSTO DO TRATAMENTO DE ELETROFLOTAÇÃO

Para o cálculo do custo de tratamento de eletroflotação, foi necessário realizar o cálculo da massa de eletrodo consumida na reação e a potência necessária para o tratamento. Com a equação 1, pode-se calcular a quantidade de massa consumida do eletrodo de acordo com Crespilho e Rezende (2004).

$$m_{el} = \frac{i \times t \times M}{F \times n} \quad (1)$$

onde m_{el} é a massa de eletrodo consumida (g); i é a corrente aplicada (A); t é o tempo de aplicação da corrente (s); M é a massa molar do elemento presente no eletrodo (g/mol); n é o número de elétrons envolvidos na reação de oxidação e F é a constante de Faraday, que é $9,65 \times 10^4$ C/mol.

De acordo com Kobya et al. (2006) o cálculo de consumo energético pode ser obtido através da Equação 2.

$$C_{\text{energia}} = \frac{U \times i \times t}{V} \quad (2)$$

onde C_{energia} é a energia consumida (kWh/m³); U é a tensão aplicada (V); i é a corrente (A); t é o tempo de tratamento (s) e V é o volume do efluente tratado (m³).

O custo de operação pode ser calculado utilizando a Equação 3 de acordo com Kobya et al. (2006).

$$C_{\text{operação}} = aC_{\text{energia}} + bC_{\text{eletrodo}} \quad (3)$$

onde $C_{\text{operação}}$ é o custo de operação (R\$/m³ de efluente tratado); a é o custo da energia elétrica (R\$/kWh); C_{energia} é a energia consumida (kWh/m³); b é o custo do eletrodo de alumínio (R\$/kg) e C_{eletrodo} é o consumo do eletrodo por volume de efluente tratado (kg/m³).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados e a discussão dos ensaios de tratamento do efluente com eletroflotação e a sua caracterização em laboratório. Os resultados das amostras tratadas são comparados com o efluente bruto.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO

O efluente bruto foi caracterizado e os resultados dos parâmetros estão na Tabela 2, juntamente com os padrões de emissão estipulados pela Resolução CONSEMA nº 355 (RIO GRANDE DO SUL, 2017).

Tabela 2 - Caracterização do efluente bruto em comparação com os padrões de lançamento da Resolução CONSEMA nº 355 e da NBR 13.969

Parâmetros	Efluente Bruto	Padrão de emissão CONSEMA nº 355	Padrão da NBR 13.969
DQO	274 mg O ₂ /L	330 mg O ₂ /L	-
Alumínio	1,887 mg Al/L	10 mg Al/L	-
Condutividade	224 µS/cm	-	-
Óleos e graxas	11,9 mg/L	< 10 mg/L	-
pH	8,43	6,0 a 9,0	6,0 a 8,0
Sólidos dissolvidos totais	216 mg/L	-	200 mg/L
Sólidos suspensos totais	107 mg/L	140 mg/L	-
Sólidos totais	323 mg/L	-	-
Surfactantes	43,606 mg MBAS/L	2,0 mg MBAS/L	-
Turbidez	150 NTU	-	5 NTU

Fonte: o autor.

Nota: Para os parâmetros que contém traço não existe limite estipulado pela norma.

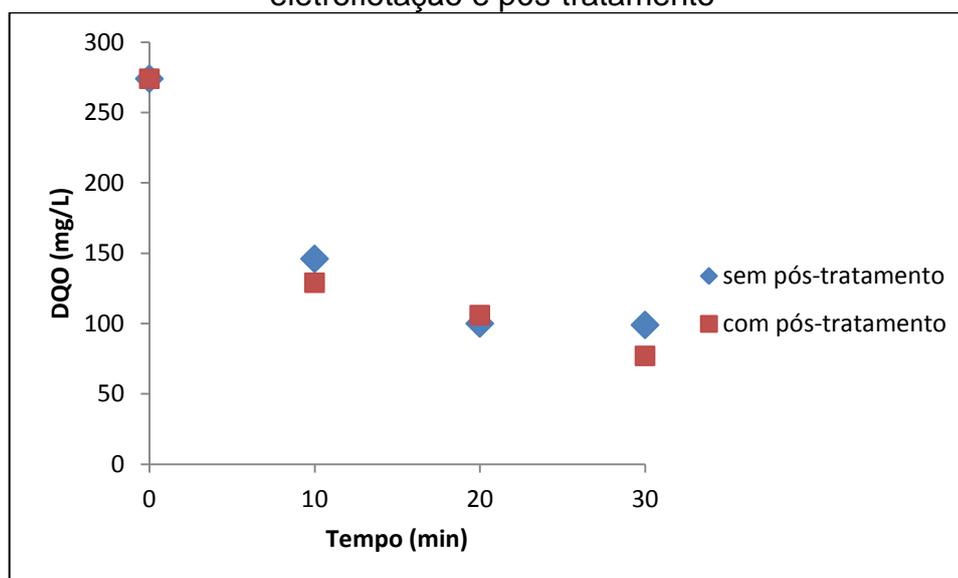
Os parâmetros de óleos e graxas e surfactantes não se enquadram no padrão de emissão da norma. Para os outros parâmetros, o efluente estaria adequado para descarte, porém, pelo fato de ter parâmetros acima do padrão estipulado pela norma, o mesmo não pode ser descartado em recursos hídricos ou rede pública. O efluente também não está adequado para reúso, pois os sólidos dissolvidos totais e a turbidez estão acima do limite da NBR 13.969.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES TRATADOS

4.2.1 Análise de demanda química de oxigênio

Na Figura 10 estão representados os valores de demanda química de oxigênio obtidos para os diferentes tempos de tratamento com eletroflotação com e sem tratamento posterior. A DQO medida para o efluente bruto foi de 274 mg/L e o valor reduziu conforme ocorreu aumento no tempo de tratamento nas amostras com a adição de carvão ativado, chegando ao valor mínimo de 77 mg/L no tempo de 30 minutos com pós-tratamento. O percentual de remoção calculado foi de 72%. Para as amostras sem o pós-tratamento, a redução ocorreu até os 20 minutos e após esse tempo se manteve constante com o valor próximo a 100 mg/L. O percentual de remoção calculado foi de 63%.

Figura 10 – Concentração de demanda química de oxigênio em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento



Fonte: o autor.

Silva et al. (2017) também relataram valores próximos de remoção, chegando a 73% de remoção de DQO para efluentes de lavagens de veículos, condizendo com os valores obtidos no presente estudo. Kobya et al. (2006) relataram uma remoção de DQO de 60%, para efluentes de fabricação de batata frita.

De acordo com um estudo feito por Nascimento et al. (2014), a redução de DQO por eletroflotação ocorre até os 30 minutos de tratamento e, após esse tempo, pode ocorrer aumento desse valor devido a inexistência de moléculas de óleo que

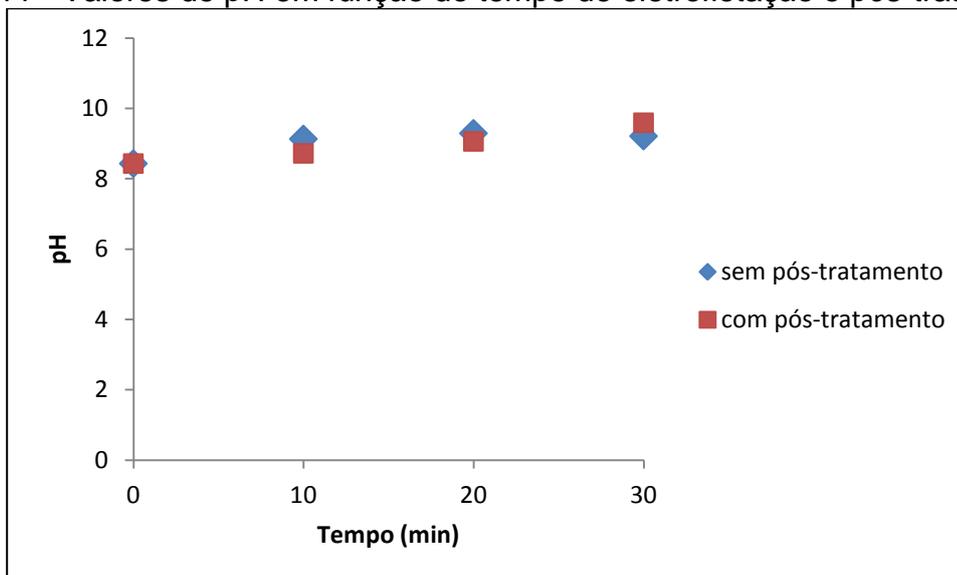
se associam aos flocos e, assim, estes permanecem no clarificado e são caracterizados junto com o tratado, causando interferências nos valores de DQO. Os valores de remoção de DQO obtidos por eles foram de 94% para efluentes oleosos, um valor bem superior ao encontrado nesse trabalho, porém, o valor encontrado por eles não atende ao padrão de lançamento da CONSEMA nº 355.

A CONSEMA nº 355 prevê que os valores de lançamento de DQO para efluentes em recursos hídricos está entre 330 mg/L e 150 mg/L de acordo com a vazão descartada conforme a Tabela 1 (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Portanto, como em todos os ensaios realizados a DQO ficou abaixo desses valores, qualquer vazão do efluente tratado atende à norma. Como a empresa que disponibilizou o efluente é uma empresa de pequeno porte, a vazão de efluente é menor que 100 m³/dia, então, os valores para DQO devem ser menores que 330 mg/L, o que já ocorre no efluente bruto.

4.2.2 Análise de pH

O pH das amostras tratadas se manteve entre 8,72 e 9,59, aumentando em relação ao efluente bruto que tinha um pH de 8,43. Segundo Nascimento et al. (2014), esse incremento no pH ocorre pela liberação de íons alumínio do eletrodo para o meio, tornando-o mais alcalino. A Figura 12 mostra o comportamento do pH nas amostras.

Figura 11 - Valores de pH em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento



Fonte: o autor.

Gonzales (2008) e Gobbi (2013) relataram comportamentos de pH parecidos com o estudo presente, neste último o pH final permaneceu entre 9,0 e 10,0. Para Nascimento et al. (2014), o pH também permaneceu estável e próximo aos valores obtidos. De acordo com Crespilho e Rezende (2004), o pH do efluente aumenta após o tratamento de eletroflotação devido aos íons OH^- formados durante o processo.

A maioria das amostras apresentou pH maior que 9,0, com exceção da amostra que teve tempo de tratamento de 10 minutos e passou pelo pós-tratamento obtendo pH de 8,72. Para o lançamento do efluente em recursos hídricos, a CONSEMA nº 355 padroniza que o pH deve estar entre 6,0 e 9,0 (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Então, para o descarte do efluente, este deveria passar por um tratamento para reduzir o pH. O parâmetro também não está adequado a NBR 13.969/1997, que define que o pH para a reutilização da água para a lavagem de veículos deve ser entre 6,0 e 8,0 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997).

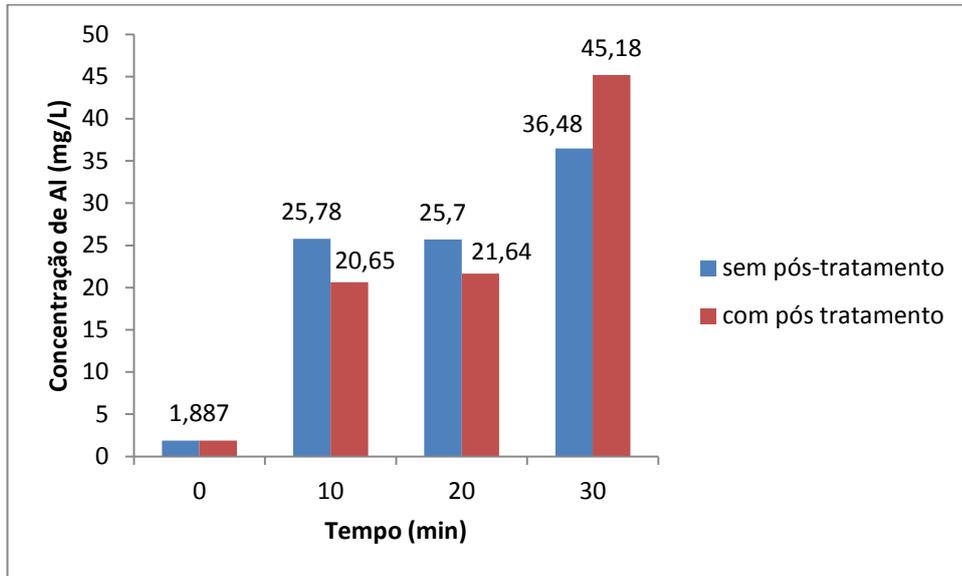
4.2.3 Análise de concentração de alumínio

A concentração de alumínio aumentou de acordo com o aumento de tempo de tratamento. Isso ocorre devido ao consumo dos eletrodos que libera alumínio no efluente tratado. O pós-tratamento com carvão ativado foi capaz de reduzir a concentração presente no efluente entre 15 e 20% nos tempos de 10 e 20 minutos, porém, isso não ocorreu no tempo de 30 minutos. A Figura 11 apresenta esses resultados.

Crespilho e Rezende (2004) estudaram o processo de eletroflotação com diferentes pH e concluíram que em pH próximo a 9,0, a concentração de alumínio aumenta, pois conforme o pH aumenta, as diferentes formas de hidróxido de alumínio ficam solúveis e permanecem em solução, não participando das reações de coagulação que são encontradas na Figura 2. Isso explica o aumento da concentração de alumínio com o tempo de tratamento no presente estudo, visto que o pH das amostras ficaram em torno de 9,0.

De acordo com a CONSEMA nº 355, o parâmetro de alumínio para descarte é de 10 mg/L (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Sendo assim, os valores de concentração de alumínio obtidos nos ensaios não atendem o padrão de descarte.

Figura 12 - Concentração de alumínio em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento

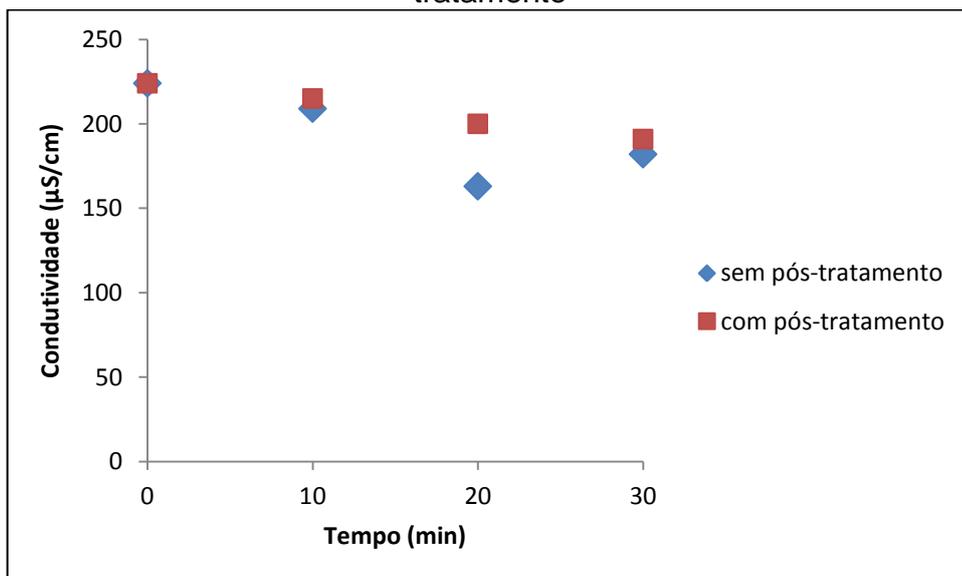


Fonte: o autor.

4.2.4 Análise de condutividade elétrica

A condutividade elétrica das amostras é apresentada na Figura 13. As diferenças nos valores de condutividade não foram expressivas, ficando entre 163 e 215 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o que também foi observado nos estudos de Theodoro (2010), em que os valores medidos ficaram entre 1468 e 3574 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Figura 13 - Condutividade elétrica em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento

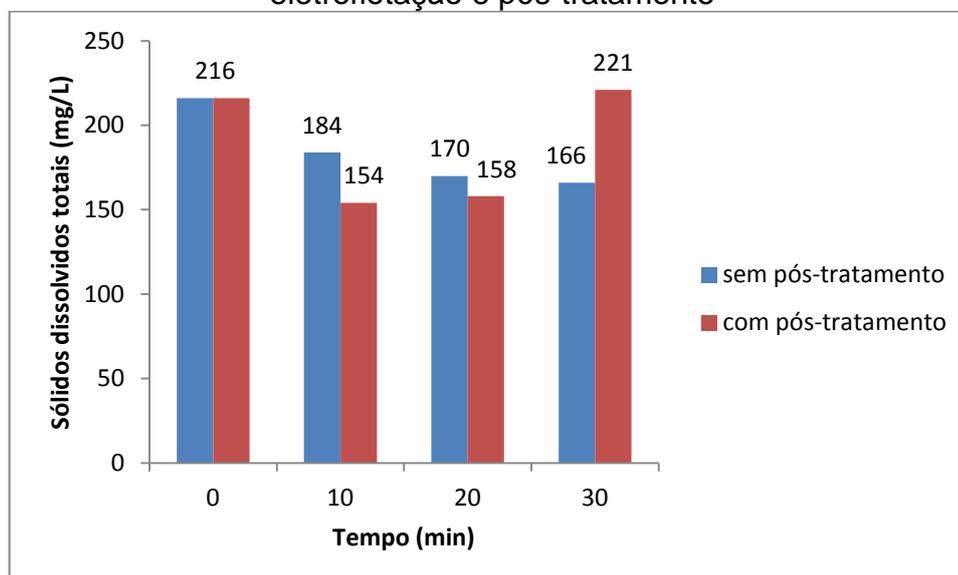


Fonte: o autor.

4.2.5 Análise de sólidos dissolvidos totais

Foi possível reduzir os sólidos dissolvidos em até 23% sem pós-tratamento e com pós-tratamento esse valor chegou até 29%. Porém, houve um aumento na amostra com 30 minutos de tratamento e carvão ativado, chegando a ficar um valor maior que do efluente bruto, como pode ser visto na Figura 14. Esse fator pode estar ligado com a alta concentração de alumínio na amostra e, também, ao fato de que o carvão ativado utilizado como pós-tratamento era comercial e não para análise (P.A.) e por isso, o mesmo pode ter liberado sólidos na amostra.

Figura 14 - Concentração de sólidos dissolvidos totais em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento



Fonte: o autor.

Segundo a NBR 13.969/1997, que define os parâmetros para o reúso de lavagem de carros como classe 1, os sólidos dissolvidos totais devem ser inferiores a 200 mg/L (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997). Através desses resultados, pode-se dizer que até 20 minutos de tratamento os sólidos dissolvidos respondem bem à eletroflotação, porém, a partir de 30 minutos os sólidos aumentam, passando dos limites da norma.

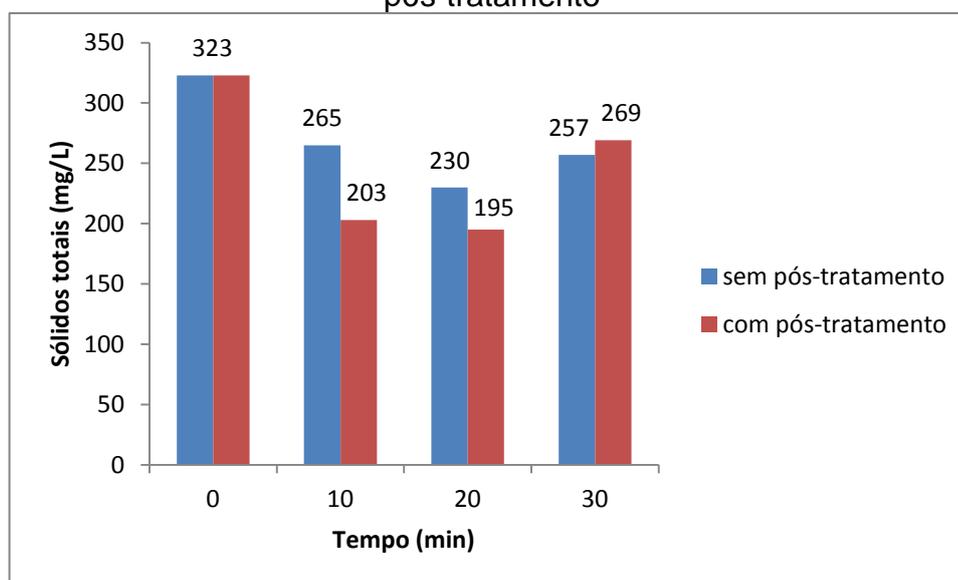
4.2.6 Análise de sólidos totais

A remoção de sólidos totais do efluente utilizando eletroflotação foi de 29% e com o pós-tratamento, esse valor foi de 40% de remoção, como pode ser observado na Figura 15. Assim como nos sólidos dissolvidos, os sólidos totais também tiveram

um aumento em 30 minutos, fator que também pode ser atribuído à alta concentração de alumínio no meio e a liberação de sólidos por parte do carvão ativado.

Por esse fator, considera-se que para os parâmetros de sólidos, o tratamento a partir de 30 minutos não é adequado, mesmo com o pós-tratamento de carvão ativado.

Figura 15 – Concentração de sólidos totais em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento



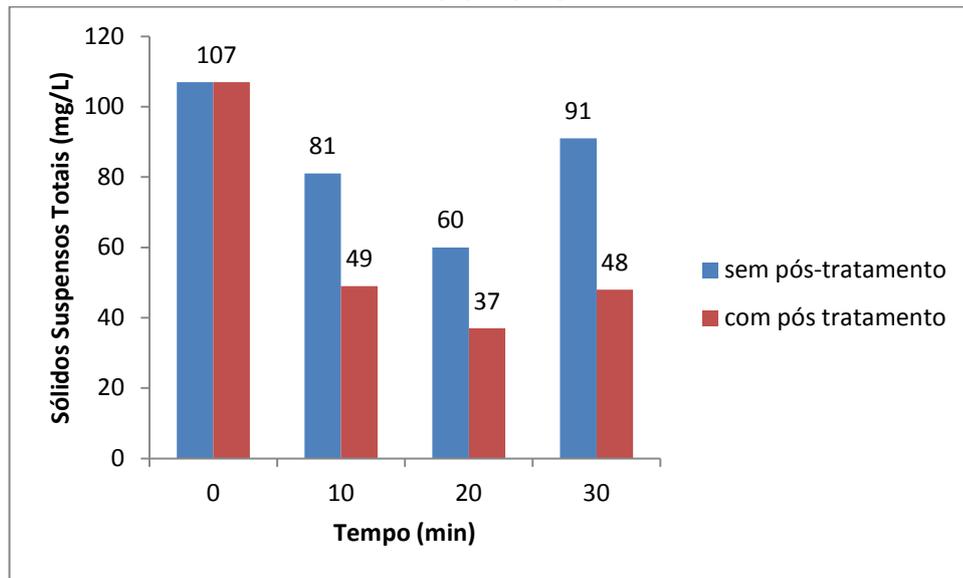
Fonte: o autor.

4.2.7 Análise de sólidos suspensos totais

Os valores calculados para sólidos suspensos totais estão representados na Figura 16. A porcentagem de remoção de sólidos suspensos foi de 65%, onde o melhor resultado foi a amostra que teve tratamento por 20 minutos e pós-tratamento, com 37 mg/L. O aumento de sólidos suspensos em 30 minutos também pode ser atribuído à alta concentração de alumínio.

De acordo com Silva et al. (2017), o uso da água para lavagem de veículos que contenha alto valor de sólidos suspensos totais (SST) pode resultar em partículas que se prendem na superfície do veículo, necessitando posterior enxague com água limpa para a retirada. Segundo a Resolução CONSEMA nº 355, a quantidade de SST para descarte de um efluente com baixa vazão é de 140 mg/L, dessa forma todas as amostras estão dentro do padrão de emissão para descarte.

Figura 16 - Concentração de sólidos suspensos totais em relação ao tempo de tratamento



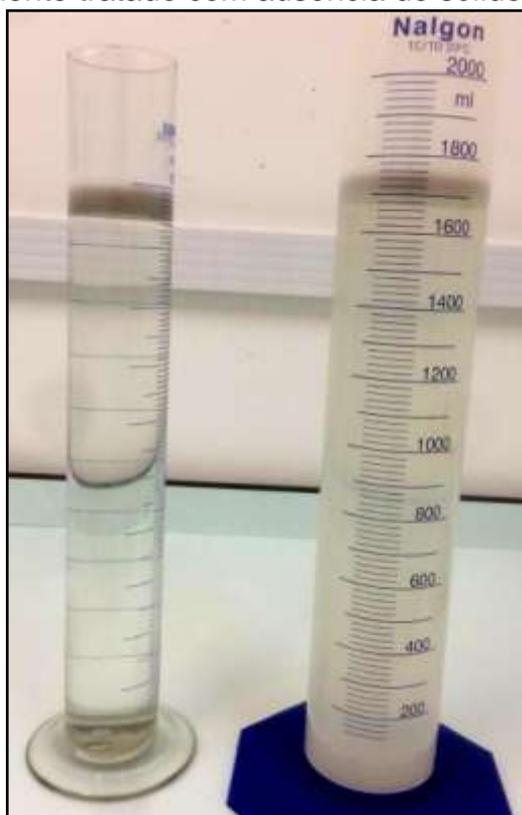
Fonte: o autor.

4.2.8 Análise de sólidos sedimentáveis

A análise de sólidos sedimentáveis não foi solicitada ao laboratório, pois quando o tratamento foi feito percebeu-se visualmente que a quantidade de sólidos que poderiam sedimentar era baixa, não sendo o suficiente para o limite de quantificação do teste, como pode ser visto na Figura 17.

A CONSEMA nº 355 estabelece um valor máximo de 1,0 mL/L de sólidos sedimentáveis para o lançamento em recursos hídricos (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Sendo o resultado para todas as amostras tratadas menor que o valor estabelecido pela norma, o efluente atende à legislação.

Figura 17 - Efluente tratado com ausência de sólidos sedimentáveis



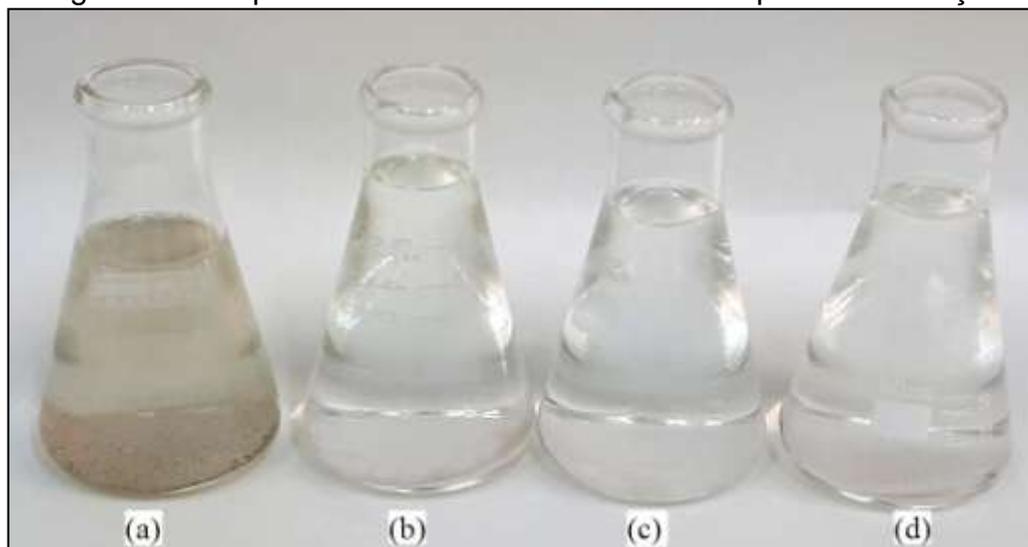
Fonte: o autor.

4.2.9 Análise de cor

A cor é um aspecto muito importante para a reutilização das águas e para o descarte das mesmas. Pode-se visualizar através da Figura 18 que com o tratamento de eletroflotação ocorre o clareamento do efluente até a ausência de coloração. A redução da coloração pode ser evidenciada através da análise de turbidez das amostras, que é reduzida conforme o tempo, que é discutida na próxima seção. Esse clareamento do efluente também ocorre no estudo de Gobbi (2013).

O mesmo ocorre com as amostras quando existe o pós-tratamento, o que é mostrado na Figura 19. De acordo com a CONSEMA nº 355, o efluente lançado não pode conferir mudanças na cor verdadeira no receptor (RIO GRANDE DO SUL, 2017).

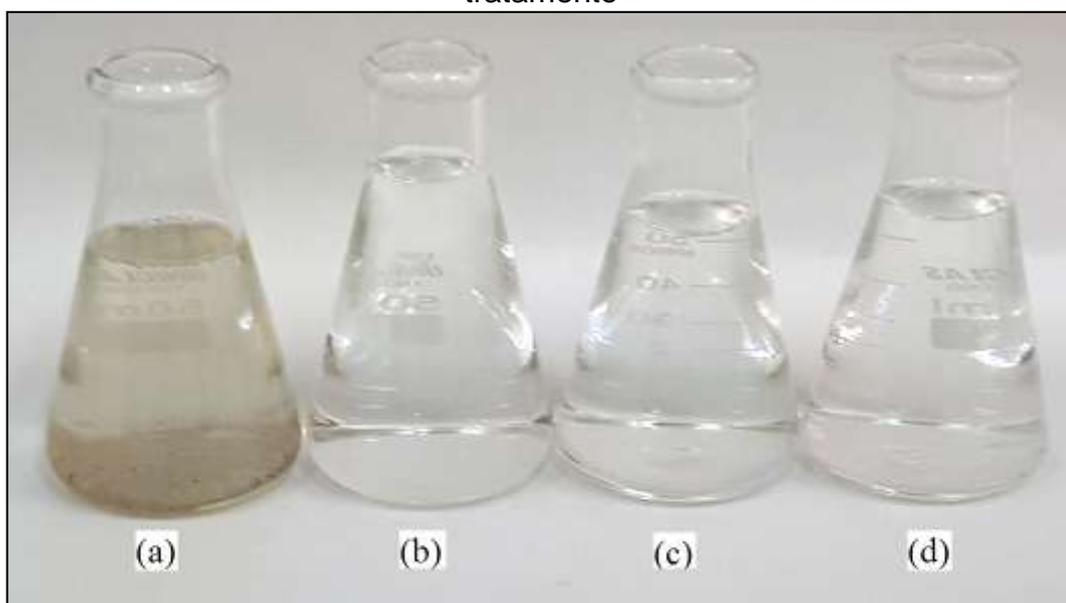
Figura 18 – Aspecto visual dos efluentes tratados por eletroflotação



Fonte: o autor.

Nota: (a) Efluente bruto; (b) 10 minutos de eletroflotação; (c) 20 minutos de eletroflotação; (d) 30 minutos de eletroflotação.

Figura 19 – Aspecto visual dos efluentes tratados por eletroflotação e com pós-tratamento



Fonte: o autor.

Nota: (a) Efluente bruto; (b) 10 minutos de eletroflotação; (c) 20 minutos de eletroflotação; (d) 30 minutos de eletroflotação.

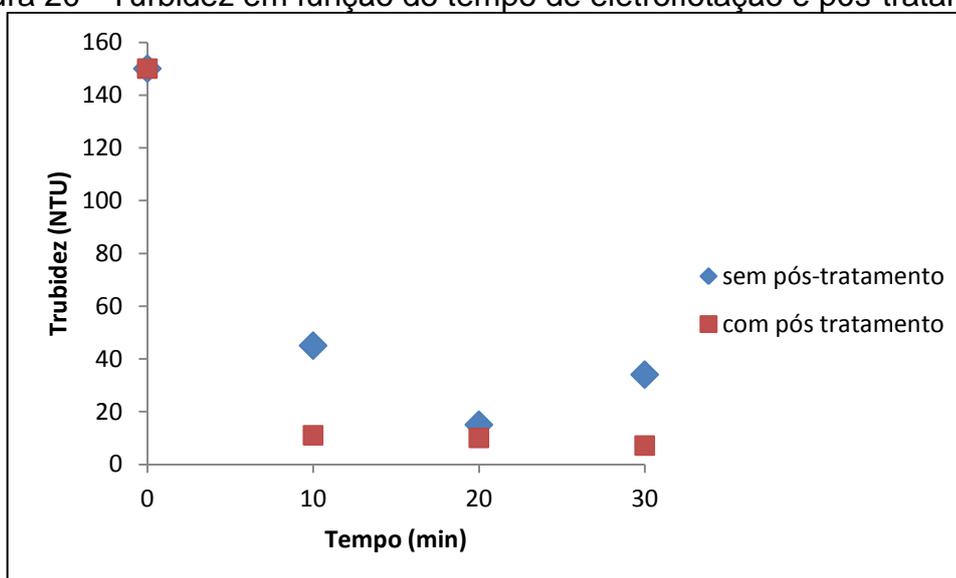
4.2.10 Análise de turbidez

Foi possível chegar a um máximo de remoção de turbidez de 95% com o pós-tratamento. Os valores foram melhores para as amostras com pós-tratamento, como pode ser visto na Figura 20. Silva et al (2017), chegaram a um percentual de 92% de redução de turbidez, o que condiz com os resultados encontrados.

O valor de turbidez do efluente bruto era de 150 NTU e o valor mínimo obtido com os processos realizados foi de 7,10 NTU. Crespilho e Rezende (2004) relataram um valor de redução de turbidez de 93% e os efluentes tratados ficaram com turbidez em torno de 7 NTU, assim como os resultados obtidos nesse estudo.

Conforme a NBR 13.969/1997, o parâmetro de turbidez para lavagem de carros deve ser inferior a 5 NTU (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997). Para o efluente com 20 minutos e pós-tratamento, que foi considerado com os melhores resultados, a turbidez permaneceu em 10 NTU, sendo assim considerada inadequada à norma.

Figura 20 - Turbidez em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento



Fonte: o autor.

4.2.11 Análise de óleos e graxas totais

A remoção de óleo e graxas foi eficiente a partir do tratamento de 10 minutos com pós-tratamento. Como o valor obtido foi menor que o limite de quantificação, não pode se dizer com certeza o percentual de remoção. Porém, o valor foi menor que o parâmetro de descarte estipulado pela Resolução CONSEMA nº 355 que estabelece que o valor máximo de óleo e graxas para descarte de efluente é de 10 mg/L (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Com exceção da amostra 2, todos os efluentes tratados atendem à legislação.

Crespilho e Rezende (2004) relataram uma eficiência de 96% da remoção de óleos e graxas, enquanto Gobbi (2013) chegou em 90% após 30 minutos de

tratamento e Nascimento et al. (2014), relataram uma eficiência de 80% na remoção de óleos e graxas com um resultado final de 6,01 mg/L.

O efluente tratado com 10 minutos e sem pós-tratamento obteve um aumento de óleos e graxas comparado ao efluente bruto. Como não foi encontrado na literatura um comportamento parecido com esse, atribui-se esse valor a um possível erro de análise ou possível erro de identificação da amostra. A Tabela 3 demonstra os valores obtidos para óleos e graxas totais.

Tabela 3 – Concentração de óleos e graxas totais para as amostras

Amostras	Óleos e graxas totais (mg/L)
1	11,9
2	17,5
3	< 10
4	< 10
5	< 10
6	< 10
7	< 10

Fonte: o autor.

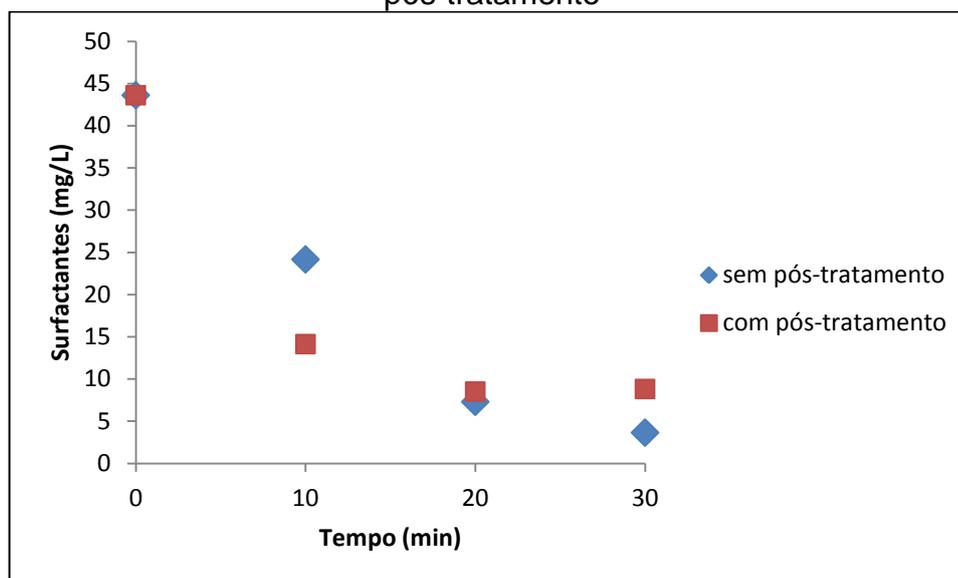
Nota: Amostra 1 - Efluente bruto; 2 - Tratado com 10 minutos; 3 - Tratado com 10 minutos e pós-tratamento; 4 - Tratado com 20 minutos; 5 - Tratado com 20 minutos e pós-tratamento; 6 - Tratado com 30 minutos; 7 - Tratado com 30 minutos e pós-tratamento.

4.2.12 Análise de surfactantes

A redução de surfactantes obteve um máximo de 92% com o efluente tratado por 30 minutos e sem pós-tratamento. Os resultados estão representados na Figura 21. Apesar de ter um ótimo percentual de redução, chegando a 3,639 mg MBAS/L, o efluente não atende à Resolução CONSEMA nº 355 que prevê que o máximo de surfactantes que o efluente pode ter para o descarte é de 2 mg MBAS/L (RIO GRANDE DO SUL, 2017).

Silva et al. (2017) relataram uma remoção de 58% de surfactantes, porém, a quantidade presente no efluente bruto era mais baixa e a concentração final foi de 2,84 mg MBAS/L, próximo ao valor encontrado no presente estudo.

Figura 21 – Concentração de surfactantes em função do tempo de eletroflotação e pós-tratamento



Fonte: o autor.

4.3 CÁLCULO DE CUSTO DE OPERAÇÃO

De acordo com a Equação 1, foi calculada a massa de eletrodo consumida para cada tempo de tratamento. Especificando que a massa molar do alumínio é de 27 g/mol, o número de elétrons envolvidos na reação de oxidação é três e a corrente utilizada foi de 2,25 A. A Tabela 4 apresenta os valores de massa consumida dos eletrodos.

Tabela 4 - Massa de eletrodo consumida de acordo com tempo de tratamento

Tempo (min)	Massa de eletrodo consumida (g)
10	0,1259
20	0,2518
30	0,3777

Fonte: o autor.

Para o cálculo de consumo energético, foi utilizada a Equação 2 e os resultados para cada tempo de tratamento estão representados na Tabela 5.

Tabela 5 - Consumo energético de acordo com tempo de tratamento

Tempo (min)	Consumo energético (kWh/m ³)
10	1,9375
20	3,8750
30	5,8125

Fonte: o autor.

Por fim, o cálculo de custo da operação foi realizado de acordo com a Equação 3. Para obter o valor da placa de alumínio, foi realizado um orçamento no dia 17 de junho de 2019, com uma empresa da região e o valor foi estimado em R\$ 143,64 para uma placa de 2 m² e 1 mm de espessura. Através desse valor, foi calculado o custo mássico da placa, utilizado a densidade do alumínio (2697 kg/m³) e foi obtido o valor de R\$ 26,63 por kg de alumínio. O custo da energia elétrica foi estipulado em 55 centavos por kWh em junho de 2019 (ANEEL, 2018). A Tabela 6 apresenta o custo de tratamento para os diferentes tempos de tratamento.

Tabela 6 - Custo de tratamento de acordo com o tempo

Tempo (min)	Custo de operação (R\$/m ³ min)
10	0,2180
20	0,2175
30	0,2176

Fonte: o autor.

Para o melhor tratamento, o custo foi de R\$ 0,22/m³min, ou seja, R\$ 4,35/m³. Gobbi (2013) encontrou valor de R\$ 3,41/m³, que é um valor próximo, considerando que o estudo é mais antigo e os custos energético e mássico do alumínio podem ter aumentado.

4.4 COMPARAÇÃO DE TRATAMENTOS

Para o tempo de tratamento de 10 minutos, o processo é pouco eficiente, podendo ser verificado através da remoção de DQO, turbidez, surfactantes e por outras análises. A partir de 30 minutos de tratamento, a quantidade de alumínio e os sólidos aumentam, inviabilizando o tratamento. Com o pós-tratamento, foi possível reduzir a maioria dos parâmetros.

Através dos resultados, pode-se dizer que o melhor tratamento para o efluente foi o realizado com o tempo de 20 minutos e com pós-tratamento de carvão ativado. Para sólidos dissolvidos totais os 158 mg/L encontrados são menores que o permitido pela NBR 13.969/1997, que é de 200 mg/L. Porém, o pH (9,06) está acima da faixa permitida pela NBR 13.969, que é de 6 a 8 e a turbidez (10 NTU) também ficou acima do limite estipulado para reúso da água para lavagem de veículos, que é de 5 NTU (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997). Para essa amostra, também se observou redução de cor e de óleos e graxas, a DQO foi de

106 mg/L, surfactantes 8,502 mg MBAS/L, sólidos totais 195 mg/L, sólidos suspensos 37 mg/L, concentração de alumínio de 21,64 mg/L e condutividade de 200 μ S/cm.

Dessa forma, o tratamento que mais se adequou foi o de 20 minutos com pós-tratamento, mas o mesmo não atende a todos os requisitos para reúso.

5 CONCLUSÃO

Através das análises realizadas, notou-se que o processo de eletroflotação atingiu parcialmente os objetivos. Removendo 61% de DQO, 93% de turbidez, 80% de surfactantes, 27% de sólidos dissolvidos totais, 40% de sólidos totais e 65% de sólidos suspensos totais, para o tempo de tratamento de 20 minutos e pós-tratamento. Além da remoção de óleos e graxas, de sólidos sedimentáveis e a redução da cor do efluente. Porém, os parâmetros de surfactantes, pH e a concentração de alumínio não se enquadram na CONSEMA 355/2017, portanto o efluente tratado não pode ser descartado.

O pós-tratamento com carvão ativado foi necessário na diminuição de alguns parâmetros, principalmente na concentração de alumínio. Porém, somente este pós-tratamento não é suficiente para uma boa redução da concentração de alumínio e outros parâmetros.

O custo de tratamento por eletroflotação foi de R\$ 4,35/m³, um valor compatível com outros estudos e que possibilita o uso do processo para o tratamento com eletroflotação do efluente da empresa.

Por fim, é possível dizer que através dos resultados dessa pesquisa, verificou-se que é possível utilizar a eletroflotação para o reúso na empresa, porém, são necessários estudos adicionais para a comprovação do método. Tendo como melhor tempo de tratamento o de 20 minutos com o pós-tratamento, com a ressalva de, reduzir o pH e a turbidez.

6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Como sugestões para trabalhos futuros podem ser considerados:

- a) avaliar o reúso do efluente tratado na empresa;
- b) avaliar a eficiência do tratamento para o reúso quando o pH inicial da amostra é reduzido;
- c) modificar o carvão utilizado ou utilizar outro adsorvente;
- d) adicionar cloreto de sódio para o aumento da condutividade e avaliar os parâmetros para o reúso;
- e) utilizar um pré-tratamento, como uma caixa separadora de água e óleo.

REFERÊNCIAS

- ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica. **Ranking das Tarifas**. 2018. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/ranking-das-tarifas>>. Acesso em: 13 jun. 2019.
- APHA (American Public Health Association); AWWA (American Water Works Association); WEF (Water Environment Federation). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20ª Ed. Washington – DC: APHA. 1998.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. 60 p. Disponível em: <http://acquasana.com.br/legislacao/nbr_13969.pdf>. Acesso em: 14 jun. 2019.
- BIGARDI, Tatiana A. Russo et al. Destino de surfactantes aniônicos em ete do tipo lagoa aerada seguida de lagoa de decantação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.l.], v. 8, n. 2, p.45-48, abr. 2003.
- BIRIA, D. et al. Recovery of surfactants from oil in water emulsions by electroflotation. In: World congress of chemical engineering, 8, 2009, Canadá.
- BORSA, Maria Beatriz Nunes de Oliveira. **Remoção de grafite de um efluente oleoso através de eletrocoagulação/eletroflotação**. 2014. 113 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Departamento de Materiais da Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/131326/000981234.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 21 set. 2018.
- CARVALHO, Diéury de Lima; SOUZA, Marco Antonio Cardoso de; ZEMPULSKI, Denise Aparecida. Utilização do Método Eletrofloculação para Tratamento de Efluentes Industriais. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, São Paulo, v. 3, n. 14, p.14-28, 2015.
- CERQUEIRA, Alexandre Andrade; MARQUES, Monica Regina da Costa. Avaliação do processo eletrolítico em corrente alternada no tratamento de água de produção. **Química Nova**, S.l., v. 34, n. 1, p.59-63, jul. 2010.
- CHEN, Xueming; CHEN, Guohua; YUE, Po Lock. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. **Separation And Purification Technology**, Hong Kong, v. 19, n. 1, p.65-76, 9 out. 1999.
- COMETTI, M. F. et al. Eletrofloculação com diferentes eletrodos de alumínio. In: Congresso brasileiro de engenharia química, 20, 2014, Florianópolis: Blucher, 2014. p. 1 - 8. Disponível em: <<http://pdf.blucher.com.br/s3-sa-east-1.amazonaws.com/chemicalengineeringproceedings/cobeq2014/1569-18626-159095.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2018.

CRESPILHO, Frank Nelson; REZENDE, Maria Olímpia Oliveira. **Eletroflotação**: Princípios e aplicações. São Carlos: Rima, 2004. 96 p.

CRESPILHO, Frank Nelson; SANTANA, Claudemir Gomes; REZENDE, Maria Olímpia Oliveira. Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. **Química Nova**, São Carlos, v. 27, n. 3, p.387-392, 31 nov. 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v27n3/20163.pdf>>. Acesso em: 21 set. 2018.

FERREIRA, Leticia Henn. **Eletroflotação**: Sua História e Variáveis. São Paulo: s.l., 2014. 62 p.

GOBBI, Lorena Cristina Abrahão. **Tratamento de água oleosa por eletrofloculação**. 2013. 120 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Energia, Centro Universitário Norte do Espírito Santo, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2013. Disponível em: <http://repositorio.ufes.br/bitstream/10/5332/1/tese_6753_LorenaGobbi.pdf>. Acesso em: 20 set. 2018.

GONZALES, Lorgio Gilberto Valdiviezo. **O efeito de diferentes eletrodos metálicos na eletrocoagulação de efluentes oleosos**. 2008. 116 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Ciência dos Materiais e Metalurgia, Ciência dos Materiais e Metalúrgica, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

HOWE, Kerry J. et al. **Princípios de Tratamento de água**. São Paulo: Cengage, 2016. 624 p. Tradução: Noveritis do Brasil; Revisão Técnica: Elvis Carissimi.. Disponível em: <<https://integrada.minhabiblioteca.com.br/#/books/9788522124084/cfi/0!/4/2@100:0.00>>. Acesso em: 11 out. 2018.

IBRAHIN, Francini Imene Dias; IBRAHIN, Fábio José; CANTUÁRIA, Eliane Ramos. **Análise Ambiental**: Gerenciamento de Resíduos e Tratamento de Efluentes. São Paulo: Érica, 2015. 144 p. Disponível em: <<https://integrada.minhabiblioteca.com.br/#/books/9788536521497/cfi/0!/4/2@100:0.00>>. Acesso em: 23 set. 2018.

IMHOFF, Karl R.; IMHOFF, Klaus R.. **Manual de tratamento de águas residuárias**. 26. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1986. 301 p. Tradução de: Max Lothar Hess.

KOBYA, M. et al. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, [s.l.], v. 190, n. 1-3, p.201-211, abr. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2005.10.006>.

LEÃO, Eduardo Araujo de Souza et al. O reuso da água: um estudo de caso na lavagem de veículos em lava-jato de belém /pa. in: Congresso brasileiro de águas subterrâneas e encontro nacional de perfuradores de poços, 16, 17., 2010, São Luís. **Anais...** . São Luís, 2010.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2005. 444 p.

LIN, Sheng H.; PENG, Chi F.. Treatment of textile wastewater by electrochemical method. **Water Research**, [s.l.], v. 28, n. 2, p.277-282, fev. 1994.

MANCUSO, Pedro Caetano Sanches; SANTOS, Hilton Felício dos. **Reúso de água**. Barueri: Manole Ltda, 2003. 579 p.

MATOS, Simone Pires de. **Operações Unitárias: Fundamentos, Transformações e Aplicações dos Fenômenos Físicos e Químicos**. São Paulo: Érica, 2015. 160 p.

Disponível em:

<<https://integrada.minhabiblioteca.com.br/#/books/9788536520018/cfi/0!/4/4@0.00:0.00>>. Acesso em: 12 out. 2018.

MERMA, Antonio Gutiérrez. **Eletrocoagulação aplicada a meios aquosos contendo óleo**. 2008. 128 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Ciência dos Materiais e Metalurgia, Ciência dos Materiais e Metalúrgica, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MOLLAH, Mohammad Y. A. et al. Eletrocoagulation (EC): Science and applications. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.l.], v. 84, p. 29-41, 23 dez. 2000.

MOLLAH, Mohammad Y. A. et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.l.], v. 114, p.199-210, 18 out. 2004.

NASCIMENTO, I. L. et al. Eletrofloculação em efluentes oleosos utilizando eletrodos de alumínio. In: Congresso brasileiro de engenharia química iniciação científica, 10, 2014, Vassouras: 2013. v. 1, p. 1 - 6.

OTENIO, Marcelo Henrique et al. Avaliação (em escala laboratorial) da aplicação do processo eletrolítico em efluente de lagoa de estabilização de esgoto urbano. **Química Nova**, S.l., v. 33, n. 3, p.557-561, fev. 2010.

PERTILE, Taís Sabedot. **Avaliação do Processo de eletrocoagulação aplicado a efluentes cianídricos da indústria galvânica**. 2014. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Engenharia de Processos e Tecnologias, Centro de Ciências Exatas e Tecnologias, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2014.

RICHTER, Carlos A.; NETTO, José M. de Azevedo. **Tratamento de água: Tecnologia atualizada**. 4. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2002. 332 p.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução nº 355 de 13 de julho de 2017**. Porto Alegre, 19 jul. 2017.

SHONZA, Nasibu Samson. **Análise do processo de eletrofloculação com eletrodos de alumínio e inversor de polaridade em fluxo contínuo no tratamento de água oleosa**. 2017. 107 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Energia, Área de Concentração em Engenharia, Tecnologia e Gestão, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2017.

SILVA, Angelita Aparecida Ribeiro da et al. Otimização dos parâmetros operacionais de eletrocoagulação aplicada à recuperação de efluentes de lavagem de veículos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 22, n. 1, p.179-186, fev. 2017. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017111063>.

THEODORO, Paulo Sergio. **Utilização da eletrocoagulação no tratamento de efluentes da indústria galvânica**. 2010. 112 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Engenharia Química, Área de Concentração em Desenvolvimento de Processos, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2010.

WIENDL, Wolfgang G.. **Processos eletrolíticos no tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 1998. 368 p.