

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE FÍSICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FÍSICA AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO E EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO FÍSICO-
QUÍMICO DE EFLUENTE PELA TÉCNICA DE
ELETROCOAGULAÇÃO COM DIFERENTES
ELETRÓLITOS SUPORTES**

AMANDA FINGER

**PROF. DR. JOSÉ DE SOUZA NOGUEIRA
ORIENTADOR**

**PROF. DR. LEONE FRANCISCO AMORIM CURADO
COORIENTADOR**

Cuiabá - MT, agosto de 2018.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE FÍSICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FÍSICA AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO E EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO FÍSICO-
QUÍMICO DE EFLUENTE PELA TÉCNICA DE
ELETROCOAGULAÇÃO COM DIFERENTES
ELETRÓLITOS SUPORTES**

AMANDA FINGER

*Tese de Doutorado apresentada ao
Programa de Pós-graduação em Física
Ambiental da Universidade Federal de
Mato Grosso, como parte dos requisitos
para obtenção do título de Doutora em
Física Ambiental.*

**PROF. DR. JOSÉ DE SOUZA NOGUEIRA
ORIENTADOR**

**PROF. DR. LEONE FRANCISCO AMORIM CURADO
COORIENTADOR**

Cuiabá - MT, agosto de 2018.

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.

F497a Finger, Amanda.

Avaliação e eficiência do tratamento físico-químico de efluente pela técnica de eletrocoagulação com diferentes eletrólitos suportes / Amanda Finger. -- 2018
80 f. : il. color. ; 30 cm.

Orientador: José de Souza Nogueira.

Co-orientador: Leone Francisco Amorim Curado.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Física, Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental, Cuiabá, 2018.

Inclui bibliografia.

1. Salão de beleza. 2. eletrodo de alumínio. 3. recalcitrante. 4. eletroquímica. I. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Permitida a reprodução parcial ou total, desde que citada a fonte.

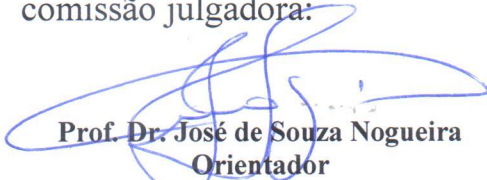
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE FÍSICA
Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental

FOLHA DE APROVAÇÃO

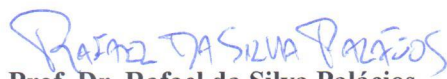
**TÍTULO: AVALIAÇÃO E EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO FÍSICO
QUÍMICO DE EFLUENTE PELA TÉCNICA DE
ELETROCOAGULAÇÃO COM DIFERENTES ELETRÓLITOS
SUPORTES**

AUTORA: AMANDA FINGER

Tese de Doutorado defendida e aprovada em 16 de agosto de 2018, pela
comissão julgadora:


Prof. Dr. José de Souza Nogueira
Orientador
Instituto de Física - UFMT


Prof. Dr. Leone Francisco Amorim Curado
Coorientador
Instituto de Física - UFMT


Prof. Dr. Rafael da Silva Palácios
Examinador Interno
Programa Nacional de Pós-Doutorado - CAPES


Prof. Dr. João Basso Marques
Examinador Interno
Programa Nacional de Pós-Doutorado - CAPES


Prof. Dr. Jonathan William Zangeski Novais
Examinador Externo
Universidade de Cuiabá – UNIC/Cuiabá


Profa. Dra. Anna Carolinna Albino Santos
Examinadora Externa
Universidade de Cuiabá – UNIVAG

DEDICATÓRIA

*À minha família, aos meus professores e aos meus amigos,
por tornarem esta caminhada mais feliz e possível.*

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental – PGFA e, em especial, ao Coordenador Professor Doutor José de Souza Nogueira (Paraná), pela orientação, pela oportunidade, pelo incentivo e apoio;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pela bolsa concedida;

Ao Professor Dr. Carlo Ralph De Musis, pela ajuda, orientação, pelo empenho e dedicação;

Aos membros da banca pelas considerações que contribuíram para o aperfeiçoamento deste trabalho;

Aos colegas da turma de doutorado e do PGFA, por compartilharem seus conhecimentos;

À minha família, pelo apoio, carinho e dedicação em todas as horas;

À querida Anna Carolinna, pela amizade, companhia e pelo imenso apoio recebido em todas as horas;

Aos queridos colegas e alunos Ana Rubia, Carolina, Daniel, Fernando, Francisco, Lucas e Luanna pela imensa contribuição no desenvolvimento deste trabalho;

A todos os Professores e colegas do Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental - PGFA pela oportunidade de aprendizagem e convivência;

Ao Cesário, Soilce e a Jô, pela ajuda e colaboração sempre que solicitei;

A todos, que direta ou indiretamente, contribuíram para o desenvolvimento desse trabalho.

EPÍGRAFE

“Não tenho certeza de nada, mas a visão das estrelas me fascina.”

Vincent Van Gogh

SUMÁRIO

RESUMO	vii
ABSTRACT	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xi
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. PROBLEMÁTICA.....	1
1.2. JUSTIFICATIVA.....	2
2. REVISÃO DA LITERATURA	5
2.1. EFLUENTES PROVENIENTES DE EMPREENDIMENTOS DE BELEZA.....	5
2.2. PROCESSOS ELETROQUÍMICOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	8
2.3. PRINCÍPIOS DA COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E ELETROCOAGULAÇÃO.....	10
2.3.1. Reações nos Eletrodos.....	17
2.3.2. Parâmetros Associados ao Processo de Eletrocoagulação	21
3. MATERIAL E MÉTODOS	24
3.1. COLETA E ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE DE SALÃO DE BELEZA	24
3.2. DISPOSITIVO EXPERIMENTAL E ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO.....	27
3.3. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA ..	31
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
4.1. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DO EFLUENTE BRUTO	32
4.1.1 Cor Aparente, Cor Real, Turbidez e Condutividade Elétrica.....	32
4.1.2 Sólidos Totais, Fixos, Voláteis e Sedimentáveis.....	34
4.2. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO EFLUENTE BRUTO	35
4.2.1 pH, Óleos e Graxas, Alcalinidade Total e Cloretos	35

4.2.2	Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20}), Relação DQO/DBO	38
4.2.3	Nitrogênio total kjeldahl, amoniacal, orgânico e fósforo total...	41
4.3.	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE PÓS-TRATADO POR ELETROCOAGULAÇÃO	43
4.3.1	Cor Aparente e Turbidez	43
4.3.2	pH e Condutividade Elétrica	46
4.3.3	DQO e Eficiência de Remoção de DQO	49
4.4.	ANÁLISE ESTATÍSTICA	51
5.	CONCLUSÕES	56
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	58

RESUMO

FINGER, A.; **Avaliação e eficiência do tratamento físico-químico de efluente pela técnica de eletrocoagulação com diferentes eletrólitos suportes**. 2018. 80p. Tese (Doutorado em Física Ambiental), Instituto de Física, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2018.

Efluentes de salão de beleza possuem uma composição diversificada, com elevada concentração de material orgânico não biodegradável. O lançamento no sistema de esgotamento sanitário urbano torna-se inadequada, além de contribuir para o aumento da poluição do meio ambiente. Nesse sentido, esta pesquisa investigou experimentalmente a viabilidade do uso da eletrocoagulação no tratamento de esgoto de salão de beleza. Para tanto, este trabalho desenvolveu um reator eletrolítico de bancada com eletrodos de placas de alumínio dispostas de forma monopolar, com tensão fixa em 3 volts e corrente variável. A condutividade elétrica de $247 \mu\text{S cm}^{-1}$ requereu a utilização de eletrólito suporte para o aumento da eficiência nas reações eletrolíticas. O efluente foi tratado por eletrocoagulação sem uso de eletrólito suporte, com eletrólito suporte de NaCl suficiente para condutividade de $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, com NaCl suficiente para $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ e com solução de cal hidratada, nos tempos de exposição ao tratamento de 5, 15 e 30 minutos. Na análise do efluente bruto foram obtidas concentrações $\text{DBO}_{5,20}$ de $300 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, DQO de $2.100 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e razão $\text{DQO}/\text{DBO}_{5,20}$ de 6,2. Apesar do valor de $\text{DBO}_{5,20}$ ser próximo ao de efluente doméstico, DQO e razão $\text{DQO}/\text{DBO}_{5,20}$ confirmam a elevada recalcitrância do material orgânico presente. O melhor desempenho foi observado com eletrocoagulação de 15 minutos com NaCl suficiente para $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, com remoção de cor aparente de 90%, de turbidez de 83% e de DQO de 94%, não tendo sido observados ganhos significativos de eficiência com períodos superiores a 15 minutos. A eletrocoagulação demonstrou ser uma alternativa viável de tratamento físico-químico para efluente de salão de beleza, passível de reprodução em escala real e implementação nos estabelecimentos do tipo.

Palavras-chave: Salão de beleza, eletrodo de alumínio, recalcitrante, eletroquímica.

ABSTRACT

FINGER, A.; **Evaluation and efficiency of the physico-chemical treatment of effluent by electrocoagulation technique with different supporting electrolytes.** 2018. 80p. Thesis (Doctoral Degree in Environmental Physics), Institute of Physics, Federal University of Mato Grosso, Cuiabá, 2018.

Beauty salon effluents have a complex diverse containing a high concentration of non-biodegradable organic material. The release of these effluents in the urban sewage system proves to be inadequate, in addition to contributing to the increase of environmental pollution. In this sense, this experimental study investigated the feasibility of the use of electrocoagulation in the treatment of sewage released by beauty salons. An electrolytic bench reactor was developed with electrodes of aluminium plates arranged in a monopolar way, with 3-volt fixed voltage and variable current. The electrical conductivity of $247 \mu\text{S cm}^{-1}$ required the use of supporting electrolytes to increase the efficiency in the electrolytic reactions. Effluents were treated by electrocoagulation without the use of supporting electrolytes, with sufficient NaCl supporting electrolyte for a conductivity of $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, with sufficient NaCl for $1,000 \mu\text{S cm}^{-1}$ and with hydrated lime solution at 5, 15 and 30 minutes of exposure to the treatment. The analysis of the crude effluents showed $\text{BOD}_{5,20}$ concentrations of $300 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, COD of $2,100 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ and COD/ $\text{BOD}_{5,20}$ ratio of 6.2. Although the value of $\text{BOD}_{5,20}$ is close to that of domestic effluent, COD and COD/ $\text{BOD}_{5,20}$ ratio confirm the highly recalcitrant organic material present. The best performance was observed 15 minutes after starting electrocoagulation with NaCl enough for $1,000 \mu\text{S cm}^{-1}$, with 90% apparent color removal, 83% turbidity and 94% COD, while no significant efficiency gains were observed with periods longer than 15 minutes. Electrocoagulation has been shown to be a viable physicochemical treatment alternative for beauty salon effluents, liable to real-scale reproduction and implementation in this type of facilities.

Keywords: Salon, aluminium electrode, recalcitrant, electrochemistry.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Interações que ocorrem dentro de um processo eletrocoagulação/flotação (EMAMJOMEH e SIVAKUMAR, 2009 adaptado).....	11
Figura 2. Ilustração da dupla camada elétrica (MOUSSA et al., 2017 adaptado).	12
Figura 3. Diagrama esquemático de uma célula de eletrocoagulação de dois eletrodos em escala de bancada (MOLLAH et al., 2004).....	15
Figura 4. Diagrama esquemático de um reator eletrocoagulação em escala de bancada com eletrodos monopolares em conexões paralelas (PRETORIUS et al., 1991).	18
Figura 5. Diagrama esquemático de um reator eletrocoagulação em escala de bancada com eletrodos monopolares em conexões em série (PRETORIUS et al., 1991).	19
Figura 6. Diagrama esquemático de um reator eletrocoagulação em escala de bancada com eletrodos dipolares em conexões paralelas (PRETORIUS et al., 1991).	20
Figura 7. Sistema de coleta composta instalado no empreendimento de salão de beleza.	25
Figura 8. Reator eletrolítico desenvolvido para os ensaios laboratoriais composto por copo de bquer de vidro com capacidade para 500 mL e duas placas de alumínio como eletrodos.	28
Figura 9. Fonte alimentadora de energia acoplado ao reator eletrolítico composto por copo de bquer de vidro e placas monopolares de alumínio utilizado para o tratamento do efluente por eletrocoagulação.	29
Figura 10. Resultados das concentrações físicas do efluente de empreendimento de salão de beleza. A, cor aparente (mg Pt-Co L^{-1}); B, cor real (mg Pt-Co L^{-1}); C, turbidez (UNT); D, condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$).	33
Figura 11. Resultados das variáveis físicas do efluente de salão de beleza. A, sólidos totais (mg L^{-1}); B, sólidos voláteis (mg L^{-1}); C, sólidos fixos (mg L^{-1}); D, sólidos sedimentáveis (mg L^{-1}).	35
Figura 12. Resultados das variáveis químicas do efluente de salão de beleza. A, pH; B, óleos e graxas (mg L^{-1}); C, alcalinidade total ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$); D, cloreto (mg L^{-1}).	37
Figura 13. Resultados das variáveis químicas do efluente de salão de beleza. A, DQO ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$); B, $\text{DBO}_{5,20}$ ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$).	40

Figura 14. Resultados da relação DQO/DBO do efluente de salão de beleza.	40
Figura 15. Resultados das variáveis químicas do efluente de salão de beleza. A, nitrogênio total Kjeldahl (mg N-NTK L^{-1}); B, amoniacal ($\text{mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$); C, nitrogênio orgânico (mg N L^{-1}); D, fósforo total ($\text{mg PO}_3 \text{ L}^{-1}$).	42
Figura 16. Resultados das eletrocoagulações. A, cor aparente (mg Pt-Co L^{-1}); B, eficiência de remoção de cor aparente (%); C, turbidez (NTU); D, eficiência de remoção de turbidez (%). Para os tratamentos sem eletrólito suporte, com eletrólito suporte de NaCl suficiente para $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, com NaCl suficiente para $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, e com solução de cal hidratada nos tempos de eletrólise de 5, de 15 e de 30 minutos.	44
Figura 17. Resultados das eletrocoagulações. A, pH; B, condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$). Para os tratamentos sem eletrólito suporte, com eletrólito suporte de NaCl suficiente para $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, com NaCl suficiente para $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, e com solução de cal hidratada nos tempos de eletrólise de 5, de 15 e de 30 minutos.	47
Figura 18. Resultados das eletrocoagulações. A, DQO em $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$; B, eficiência de remoção dos tratamentos (%). Para os tratamentos sem eletrólito suporte, com eletrólito suporte de NaCl suficiente para condutividade de $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, com NaCl suficiente $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ e com solução de cal hidratada nos tempos de eletrólise de 5, de 15 e de 30 minutos.....	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros físicos analisados, limites estabelecidos e metodologias analíticas.....	26
Tabela 2. Parâmetros químicos analisados, limites estabelecidos e metodologias analíticas.....	27
Tabela 3. Valores de concentração de cor aparente e da eficiência de remoção do efluente pós-tratado por eletrocoagulação em diferentes tempos de tratamento.	45
Tabela 4. Valores de concentração de turbidez e da eficiência de remoção do efluente pós-tratado por eletrocoagulação em diferentes tempos de tratamento.	46
Tabela 5. Valores de pH do efluente pós-tratado por eletrocoagulação em diferentes tempos de tratamento.	47
Tabela 6. Valores de condutividade do efluente pós-tratado por eletrocoagulação em diferentes tempos de tratamento.....	49
Tabela 7. Valores de concentração de DQO e da eficiência de remoção do efluente pós-tratado por eletrocoagulação em diferentes tempos de tratamento.	51
Tabela 8. Comparações múltiplas entre os ensaios de eletrocoagulação sem e com eletrólitos suporte.	52
Tabela 9. Comparações múltiplas entre os parâmetros de pós-tratamento com os ensaios de eletrocoagulação sem e com eletrólitos suporte.	53
Tabela 10. Comparações múltiplas entre os tempos dos ensaios de eletrocoagulação com os resultados dos parâmetros físico-químicos do pós-tratamento.....	54

1. INTRODUÇÃO

1.1. PROBLEMÁTICA

A disponibilidade de mananciais para o abastecimento humano está cada vez mais escassa ao consumo humano, em termos de quantidade e qualidade. As impurezas acumuladas pelas águas, tanto em seu percurso pelo ciclo hidrológico, quanto do seu uso nas atividades humanas, acabam alterando suas características, e por consequência a sua qualidade. O aumento da poluição e a abundância de fontes de poluição, pontuais e não, como as indústrias e o desenvolvimento da agricultura atribuem água e energia como os maiores desafios do século 21.

Os países em desenvolvimento geralmente não possuem infraestrutura ou capital para lidarem adequadamente com o problema da poluição da água. Embora o processo de tratamento de águas residuárias seja uma ciência de engenharia bem estabelecida, a necessidade de incorporação de novos processos, descentralização dos pontos de tratamento e simplificação dos processos abrem novos desafios e oportunidades, particularmente nesses países.

Durante as últimas décadas, as tecnologias eletroquímicas para o tratamento de águas residuais começaram a ganhar importância, já que estas geram no processo uma quantidade de lama mínima, além de não requerem a utilização de insumos químicos, minimizando o comprometimento da qualidade da água resultante.

Além dos efluentes domésticos e industriais, que tem crescido juntamente com população mundial, avança também o uso de produtos farmacêuticos e cosméticos. Estes tornaram-se parte indispensável na vida cotidiana do homem, sendo os de uso mais frequente sabonetes, fragrâncias, solventes, tensoativos não iônicos e aniônicos, alvejantes, corantes, agentes de proteção solar, entre outros, que representam uma preocupação ambiental adicional, por conterem compostos reativos e biologicamente ativos.

Os efluentes gerados nos empreendimentos de salões de beleza apresentam composição química bastante complexa e não deveriam ser escoados na rede pública e que uma alternativa sustentável para reduzir os danos ambientais seria a instalação

de caixas de esgoto nos salões de beleza, para tratar os resíduos no próprio empreendimento.

As estações de tratamento de efluentes municipais, em geral, não são capazes de remover as concentrações de metais, sendo despejado nos corpos hídricos receptores, podendo reduzir a capacidade autodepurativa das águas, devido à ação tóxica que eles exercem sobre os microrganismos, aumentando a demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), e, dependendo das concentrações dos metais, podendo inibir o tratamento biológico nas estações.

Os produtos de cuidados pessoais assim como cosméticos utilizados comercialmente estão entre os compostos de maior detecção em águas superficiais em todo o mundo, seja pelo despejo dos efluentes sem tratamento adequado ou pelo fato de os sistemas de tratamento convencionais utilizados não contemplarem a degradação de tais substâncias, demonstrando que a sociedade e o poder público não têm se atentado ao potencial risco da sua liberação em ambientes aquáticos.

1.2. JUSTIFICATIVA

São necessários métodos inovadores, baratos e eficazes para purificar a água para consumo humano, bem como para limpar as águas residuais de efluentes antes de os mesmos serem lançados nos corpos receptores. Técnicas eletroquímicas como a eletrocoagulação oferecem a possibilidade de ser facilmente implantada, requerem quantidade e número mínimo de substâncias químicas. A instrumentação potente e compacta facilmente alcançável na eletrocoagulação, tendo, portanto, potencial de substituição dos processos convencionais mais sofisticados que exigem grandes áreas construídas, grande consumo de produtos químicos e enormes tanques de reação que estão presentes em uma estação de tratamento de águas residuais típica. Como consequência, uma substituição muito simples evitaria custos de capital economicamente inviáveis.

A eletrocoagulação é um método simples e eficiente para o tratamento de água e efluentes, tendo se apresentado viável para o tratamento de diversos tipos de efluentes industriais. Este processo é caracterizado por uma rápida taxa de remoção de poluentes, tamanho compacto do equipamento, simplicidade de operação e baixos custos operacionais e de capital.

A tecnologia de tratamento físico-químico de efluentes pelo processo eletrolítico é uma alternativa promissora para o atendimento à legislação ambiental, que possibilita ampliar a capacidade de tratamento dos sistemas físico-químicos tradicionais, pois apresenta capacidade de remoção de elevados teores orgânicos, metais potencialmente tóxicos entre outros.

Entre os benefícios do uso de técnicas eletroquímicas incluem a compatibilidade ambiental, a versatilidade, a eficiência energética, a segurança, a seletividade, a capacidade de automação e o custo-benefício, além de os sistemas baseados em eletroquímica permitirem reações rápidas e controladas, sistemas menores tornam-se mais viáveis e, em vez de usar produtos químicos e microrganismos, os sistemas empregam apenas elétrons para facilitar o tratamento da água. Das técnicas eletroquímicas conhecidas, a utilização da eletrocoagulação possibilita tanto o tratamento de águas residuárias como também para tratamento de água potável.

O mecanismo de coagulação na eletrocoagulação é na verdade o mesmo que acontece na coagulação química, neutralização das forças repulsivas entre partículas suspensas, sendo que a vantagem é não introdução de insumos químicos, menor manutenção no sistema e produção mínima de lodo. Outra vantagem a ser destacada é a possibilidade para tratar múltiplos contaminantes, bem como água oleosa.

A eletrocoagulação é um processo que envolve muitos fenômenos químicos e físicos, através da utilização de eletrodos que são consumidos ao longo do processo durante o fornecimento de íons às águas residuais. Em um processo de eletrocoagulação, os íons coagulantes são produzidos na solução através da formação de coagulantes por oxidação eletrolítica do eletrodo de sacrifício, seguido pela desestabilização dos poluentes, suspensão das partículas poluentes e quebra de emulsões e da agregação das fases desestabilizadas para formação de flocos.

Nesta perspectiva, esta pesquisa buscou a utilização da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes oriundos de empreendimentos de beleza como uma possibilidade para a remoção dessas substâncias orgânicas complexas, biodegradáveis ou não, e de impurezas inorgânicas, além de promover certa desinfecção.

Desse modo, o objetivo geral deste trabalho foi realizar uma avaliação e análise da eficiência na utilização da eletrocoagulação para o tratamento de águas residuárias proveniente de um empreendimento de salão de beleza.

Para tanto, buscou-se realizar a caracterização físico-química do efluente bruto e do pós-tratado por eletrocoagulação, determinando-se as eficiências do tratamento eletrolítico sem e com a utilização de eletrólito suporte, determinar a eficiência da utilização e verificando o enquadramento dos resultados obtidos do efluente tratado por eletrocoagulação de acordo a Resolução CONAMA n. 430/2011.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. EFLUENTES PROVENIENTES DE EMPREENDIMENTOS DE BELEZA

A Resolução n. 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), trata das condições, parâmetros e padrões para lançamento de efluentes em corpos d'água receptores. Determina também que efluentes independente da fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos rios após o devido tratamento e indica ainda que no caso de inexistência de legislação, normas ou outras formas de disposições do órgão ambiental deve seguir a resolução acima.

As características físico-químicas são definidas por parâmetros sanitários que quantificam os sólidos, a matéria orgânica e alguns de seus componentes orgânicos ou inorgânicos (OSCIP, 2009). No caso de empreendimentos de salão de beleza, não existem leis específicas quanto ao enquadramento para o lançamento de seus efluentes, que são despejados nas redes coletoras sem o devido tratamento.

Os salões de beleza utilizam a água como principal produto em volume, e matérias-primas como conservantes, alisantes, umectantes solventes orgânicos, óleos, tensoativos, espessantes, emulsificantes e corantes à base de metais como, chumbo, cádmio, cromo e arsênio (KIM et al., 2016). A mistura complexa destas substâncias químicas apresenta elevada concentração de demanda química de oxigênio (DQO) e compostos orgânicos de baixa biodegradabilidade como conservantes, misturas de surfactantes e óleos e graxas (MELO, 2012). Por essa razão, grande parte do problema ambiental nos resíduos de salões de beleza é decorrente dos insumos químicos empregados nos processos estéticos (MIRAGEM, 2013).

São consumidos cerca de 20 litros de água a cada processo químico, como alisamento ou coloração (SEBRAE, 2016). Esse valor se torna preocupante, quando considerado a quantidade de processos desse tipo que são realizados em cada salão diariamente, aliado à grande quantidade desses empreendimentos, se configurando uma problemática de elevada importância, não apenas pelo consumo de água, mas também pela geração de efluentes (MENITHEN, 2016; CUNHA, 2017; SILVA, 2017). Segundo Bessegato et al. (2017), efluentes de salão de beleza podem possuir

elevadas concentrações de metais potencialmente tóxicos, oriundos de fontes como corantes, esmaltes ou tinturas para cabelo.

Como consequência, essas substâncias podem causar problemas biológicos nas estações de tratamento, devido a características recalcitrantes e antibacteriana das mesmas. Visto que este segmento vem crescendo não somente em proporções como em características, pouco se sabe sobre os riscos e impactos gerados ao meio ambiente (BHATERIA e JAIN, 2016; BESSEGATO et al., 2018).

Ao se observar as características destes efluentes somado ao efeito acumulativo dos diversos empreendimentos espalhados nas áreas urbanas, entende-se que haveria a possibilidade de expor problemas na funcionalidade dos processos e operações unitárias das estações de tratamento municipais. Cabe ressaltar que esses resíduos de salões possuem componentes biológicos e presença de metais potencialmente tóxicos que poderiam comprometer a estrutura celular microbiológica (OLIVEIRA et al., 2014). Além de acabarem sendo despejados nos corpos receptores das cidades, que muitas vezes são utilizados para captação e abastecimento público. Sendo assim, é muito importante que se atente ao potencial poluidor dos efluentes gerados em salões de beleza, principalmente para que se escolha a melhor forma de tratamento possível e aplicável à situação (MENITHEN, 2016; CUNHA, 2017; SILVA, 2017).

O uso extensivo de produtos de beleza e de cuidados pessoais e seu despejo através de esgotos domésticos tem gerado uma nova preocupação ambiental, que vem merecendo mais atenção científica sobre os poluentes ambientais clássicos e problemas de poluição e contaminação do meio ambiente (BANERJEE et al., 2016).

Os efluentes provenientes de salão de beleza podem prejudicar a qualidade dos corpos receptores, devido a suas composições e características complexas, ao qual possuem compostos como corantes, alisantes, surfactantes, hidratantes e descolorante que são resistentes a degradação biológica ameaçando a preservação da vida aquática (MICOLICHI, 2013).

As atividades de coloração dos cabelos, em particular, utilizam corantes à base de sais metálicos, em geral acetato de chumbo para cobrir os fios brancos ou cinzas. As colorações permanentes são responsáveis por 80% do mercado atual, sendo que a química destes corantes é baseada em tecnologias desenvolvidas há mais de 150 anos (BRITO, 2014). Os produtos utilizados são baseados na reação entre dois componentes

que são misturados antes do uso, em meio oxidativo e alcalino. Estes constituintes são compostos basicamente de três componentes, sendo aminas aromáticas, compostos aromáticos m-substituídos e oxidante em meio alcalino, geralmente peróxido de hidrogênio na presença da amônia (FRANÇA, 2014).

Metais como cádmio e chumbo são facilmente encontrados nessas tinturas, tendendo a precipitar na superfície e adsorverem nas partículas superficiais do solo. Dessa forma, os metais potencialmente tóxicos são contaminantes preocupantes, devido ao seu potencial de acumulação na cadeia alimentar, podendo ocasionar distúrbios de diversas ordens, como perda de memória, câncer, redução da fertilidade, doenças no sistema digestivo, doenças cardiovasculares entre outros (BOWERS et al., 2002).

Segundo a Associação Brasileira das Indústrias de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos (ABIHPEC, 2017), o Brasil representa o quarto maior mercado consumidor de produtos de higiene pessoal, perfumaria e cosméticos no cenário mundial. Esta posição denota que os salões de beleza são fundamentais para esse setor da economia brasileira, que apresentou uma ampliação média de 10% ao ano nas últimas duas décadas (TRICHES et al., 2018).

O Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (SEBRAE, 2015) estimou em 2011 em 616.033 empreendimentos de salões de beleza no país, dentre formais e informais. Em 2012 no segmento de beleza, apontou que destes, somente 36,6% estabelecimentos eram formalmente constituídos. O grande número de estabelecimentos na área de beleza e centros estéticos motiva uma certa preocupação proporcionada pela geração significativa e constante de resíduos sólidos e de efluentes com composição diversa e complexa. Outra preocupação surge das criações da indústria de cosméticos, com suas fórmulas indecifráveis e eventualmente com substâncias mais baratas e tóxicas, que após utilizados nos salões de beleza, geram resíduos que são dispostos inadequadamente como resíduos domésticos.

A Resolução RDC Nº 222/2018 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA, regulamenta as boas práticas e o gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde em salões de beleza e estética. Na seção VI, sobre resíduos de serviços de saúde do grupo B (com produtos químicos capazes de conferir risco à saúde pública ou ao meio ambiente) determina no artigo 69 que a destinação dos resíduos de serviços de

saúde líquidos contendo metais potencialmente tóxicos acima das concentrações limites estabelecidos devam ser descartados obedecendo as orientações dos órgãos ambientais competentes.

Na seção VIII da Resolução ANVISA RDC n. 222/2018, sobre os resíduos do grupo D (resíduos que podem ser equiparados aos resíduos domiciliares), nos artigos 80 e 81, determina que os efluentes líquidos podem ser lançados em rede coletora de esgotos conectada à estação de tratamento, devendo atender às normas ambientais e às diretrizes do serviço de saneamento, e, quando não houver acesso ao sanitário, devam ser tratados em sistema ambientalmente licenciado antes do lançamento em corpo receptor.

A Resolução RDC n. 222/2018 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA, regulamenta o gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde em salões de beleza e estética, sendo direcionada apenas a disposição dos resíduos sólidos. Outra necessidade apontada é o desenvolvimento de produtos menos agressivos ao meio ambiente por parte das empresas de higiene e cosméticos. O critério básico a ser obrigatoriamente resolvido, é o aprimoramento e atualização das leis, resoluções e normas técnicas estabelecidas pelas entidades acreditadas para os empreendimentos de salão de beleza. Desse modo, diante da falta de legislação específica para os empreendimentos de salão de beleza, acentua-se a importância da criação de normativas para o segmento, ressaltando-se a necessidade da obrigatoriedade por parte das empresas com o tratamento do efluente gerado.

2.2. PROCESSOS ELETROQUÍMICOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES

A escassez de água é um dos desafios atuais e futuros que a humanidade tem que enfrentar, representando uma grande ameaça ao crescimento econômico, à segurança e bem-estar das populações e a manutenção dos ecossistemas. A importância aumenta na medida em que a população mundial cresce, junto com as taxas de consumo, demandando a necessidade do desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento de águas residuais, que sejam mais eficientes e econômicas,

capaz de gerar água de melhor qualidade para seu reuso (TONG e ELIMELECH, 2016).

Embora existam diversas tecnologias para o tratamento de efluentes, que estão disponíveis e estejam sendo aplicadas por um longo tempo, a maioria dessas consomem grande quantidade de energia e insumos, demandando elevados custos. Os tratamentos convencionais podem ser classificados em processos físicos, químicos ou biológicos, sendo que uma estação de tratamento de efluentes típica consiste na combinação dos três (MOUSSA et al., 2017).

Nos processos físicos ocorre a separação física do efluente de poluentes grosseiros, sem causar uma mudança significativa nas características químicas ou biológicas do efluente a ser tratado. Os processos químicos são chamados de processos aditivos, pois exigem a adição de insumos químicos para reagir com os contaminantes desejados para a sua remoção, sendo que os custos destes produtos tornam estes mais caros e menos atraentes em comparação com outros (SINOTI, 2004). Nos processos biológicos utiliza-se de microrganismos para a biodegradação dos contaminantes, sendo que o principal objetivo é a redução do conteúdo orgânico e de nutrientes (RAJESHWAR, 1994; ASIA, 2003).

Além das tecnologias convencionais já consagradas, outras consideradas relativamente novas utilizam os conceitos da eletroquímica para o tratamento de efluentes, baseando-se na eletrocoagulação, eletro oxidação e eletroflotação (CAÑIZARES et al., 2009). Embora o uso de eletricidade para aplicações do tratamento de água remonte ao século 19, quando a eletrocoagulação foi usada para o tratamento de água potável nos Estados Unidos, esta foi considerada impraticável devido ao alto capital e custo demandado pela eletricidade necessária ao processo (CHEN, 2004).

Entre as vantagens da eletrocoagulação, pode-se citar a ausência de poluição secundária, uma vez que não são adicionados produtos químicos. A produção de bolhas de gás produzidas a partir da eletrocoagulação facilitam a remoção de poluentes, flutuando-os no topo da solução para que possam ser facilmente coletados. A eletrocoagulação pode ser facilmente operada devido à simplicidade de seus equipamentos, possibilitando a automação completa do processo (SHAMMAS et al., 2010).

Águas residuais tratadas pela eletrocoagulação fornecem água tratada clara, incolor e inodora (CERQUEIRA e MARQUES, 2012). Os flocos formados pela eletrocoagulação são muito maiores e mais estáveis que os formados pelos processos coagulação/floculação química, sendo facilmente separados por processo de filtração. A eletrocoagulação produz um volume menor de lodo do que processos coagulação/floculação química, sendo que o lodo formado se apresenta mais estável e não-tóxico. Mesmo as menores partículas coloidais são removidas pela eletrocoagulação, uma vez que a corrente elétrica aplicada torna a colisão mais rápida e facilita a coagulação (MOUSSA et al., 2017).

Entre as desvantagens da eletrocoagulação pode-se indicar a substituição regular do ânodo de sacrifício usado, uma vez que o mesmo se dissolve na solução; A deposição de partículas sobre o cátodo (passivação catódica) pode ocorrer, o que diminui a eficiência do processo; Onde a eletricidade não for abundante, o custo operacional do processo da eletrocoagulação pode ser oneroso (MOLLAH et al., 2004; BAZRAFSHAN et al., 2015).

Em geral, a eletrocoagulação ou eletroflotação são tecnologias baseadas nos conceitos de células eletroquímicas ou células eletrolíticas. Em um processo eletrolítico, uma fonte de corrente contínua é conectada em um par de eletrodos imersos em um líquido que trabalha como eletrólito. Para entender o comportamento do sistema eletroquímico, é importante descrever as reações eletrolíticas gerais. A base da eletrocoagulação é a formação na própria solução de espécies coagulantes que podem remover vários poluentes da água e águas residuárias em tratamento (GAO et al., 2004; EMAMJOMEH e SIVAKUMAR, 2009).

2.3. PRINCÍPIOS DA COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E ELETROCOAGULAÇÃO

A eletrocoagulação é uma tecnologia emergente no tratamento de água e esgoto, pois combina os benefícios da coagulação, flotação e da eletroquímica. A teoria por trás da coagulação/floculação e a eletrocoagulação é basicamente a mesma. Ambas as metodologias objetivam a remoção de partículas das águas residuais, desestabilizando/neutralizando as forças repulsivas que mantêm as partículas suspensas na água (MHATRE et al., 2015).

O processo de eletrocoagulação/flotação envolve a aplicação de uma corrente elétrica aos eletrodos de sacrifício dentro de reator, onde a corrente produz um agente coagulante dos íons metálicos e bolhas de gás. Esses íons coagulam com poluentes na água, semelhantes à adição de produtos químicos coagulantes, como sulfato de alumínio e cloreto férrico, permitindo a remoção mais fácil dos poluentes por sedimentação e flotação. Interações que ocorrem dentro de um reator eletrocoagulação/flotação pode ser visto na Figura 1. Em um sentido geral, eletrocoagulação ou eletroflotação são tecnologias baseadas nos conceitos de células eletroquímicas, especificamente conhecidas como células eletrolíticas. Em um processo eletrolítico, uma fonte de corrente contínua é conectada a um par de eletrodos imersos em um líquido que serve como eletrólito (EMAMJOMEH e SIVAKUMAR, 2009).

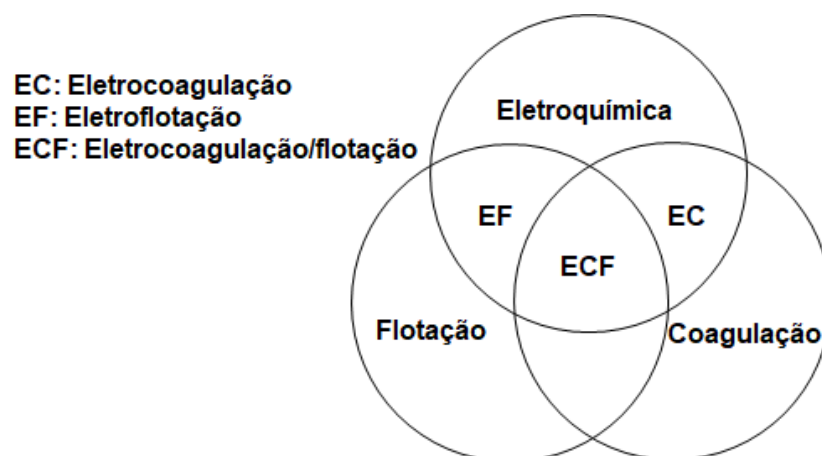


Figura 1. Interações que ocorrem dentro de um processo eletrocoagulação/flotação (EMAMJOMEH e SIVAKUMAR, 2009 adaptado).

Quando as forças repulsivas são neutralizadas, as partículas suspensas formam partículas maiores que podem se estabilizar para facilitar a separação da água. A principal vantagem da eletrocoagulação sobre a coagulação/floculação química é a não utilização de coagulantes/floculantes químicos de sais de polieletrólitos. Na eletrocoagulação os coagulantes são gerados na solução pela oxidação eletrolítica do material presente no ânodo, gerando por isso, muito menos lodo (MHATRE et al., 2015).

Para o entendimento da teoria da eletrocoagulação, deve-se saber que a estabilidade das partículas coloidais é explicada pela presença de cargas elétricas

repulsivas na superfície das partículas, e a estabilidade das mesmas pode ser estimada considerando as forças de interação entre as partículas. Quando forças repulsivas são dominantes, o sistema permanecerá em um estado disperso. Em contraste, quando as forças de interação se sobrepõem, as partículas irão coagular/flocular e as suspensões podem ser desestabilizadas. Partículas com cargas iguais se repelem mutuamente, de modo que essa repulsão precisa ser minimizada (MOUSSA et al., 2017).

Os coloides são partículas microscópicas que estão tipicamente na faixa de 1 a 2 μm , com uma proporção muito pequena de massa para área de superfície. Dado que a sua área total de superfície é grande em comparação com a sua massa e tamanho, as forças gravitacionais dos coloides são frequentemente negligenciadas. A suspensão e a estabilidade das partículas coloidais na água são atribuídas ao fato de que elas carregam carga similar, geralmente negativa, de modo que se repelem e permanecem suspensas. Para neutralização das cargas, partículas carregadas são usadas para atrair a superfície dos coloides, formando uma dupla camada elétrica, como ilustrado na Figura 2 (GHERNAOUT et al., 2011).

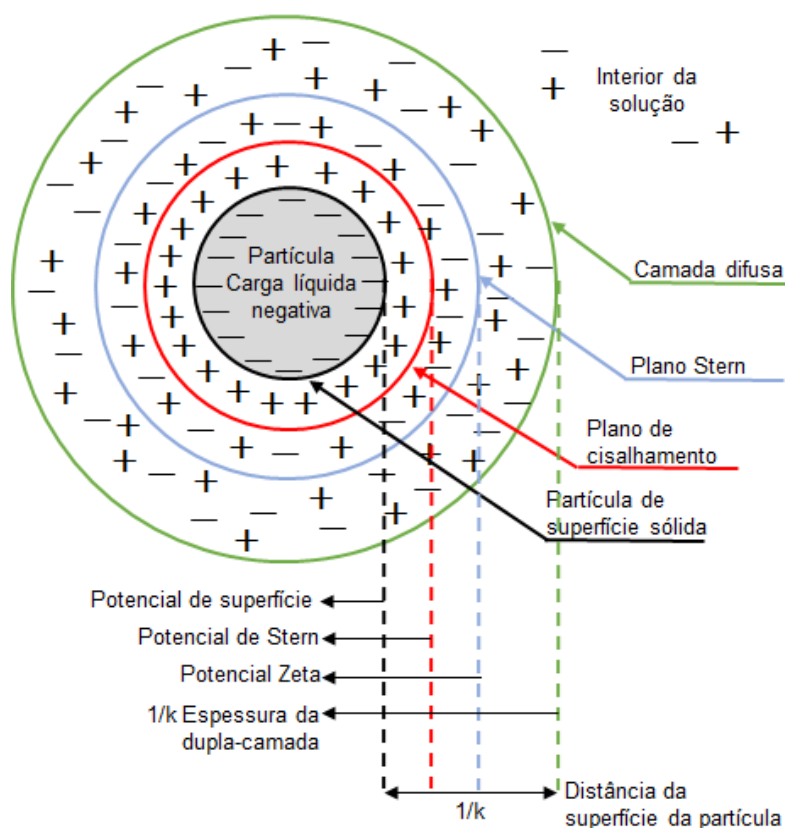


Figura 2. Ilustração da dupla camada elétrica (MOUSSA et al., 2017 adaptado).

A dupla camada elétrica consiste em uma região interna (Plano de Stern), onde íons de carga oposta são fortemente ligados à superfície de partículas coloidais e uma camada externa, onde os íons se movem livremente devido à difusão (camada difusa de íons ou plano de deslizamento). A interface das camadas interna e externa é conhecida como a plano de cisalhamento que define o limite externo da partícula sólida (VEPSALAINEN, 2012).

O potencial máximo ocorre na superfície da partícula coloidal e é conhecido como o potencial de Stern. Este diminui através da camada externa da partícula sólida devido à presença de partículas de cargas opostas, resultando no que é definido como o potencial Zeta, medido na superfície do cisalhamento (GHERNAOUT et al., 2011; VEPSALAINEN, 2012). O potencial Zeta é a principal razão da estabilidade do sistema coloidal, pois representa a diferença de carga elétrica entre a primeira e a segunda camada, indicando a extensão da repulsão entre as partículas coloidais que transportam a mesma carga. Quanto maior o valor do potencial Zeta, maior a magnitude da repulsão entre as partículas e, conseqüentemente, mais estável é o sistema coloidal (DUMAN e TUNÇ, 2009).

O papel dos coagulantes/floculantes em coagulação/floculação ou eletrocoagulação é desestabilizar os colóides reduzindo as forças de repulsão e forçando as partículas a se aglomerarem para facilitar a separação. A coagulação/floculação segue quatro mecanismos diferentes para desestabilizar os sistemas coloidais, dependendo de vários fatores, como propriedades químicas e físicas dos tipos solução, coagulante/floculante e poluente (MOUSSA et al., 2017).

O primeiro mecanismo compreende a compressão da dupla camada elétrica, sendo que a espessura da mesma afeta a extensão da repulsão entre as partículas e, portanto, sua estabilidade. À medida que a espessura da dupla camada diminui, as forças de repulsão também são reduzidas e as partículas podem facilmente se agregar formando partículas maiores. A fim de comprimir a dupla camada elétrica, os íons com carga contrária são adicionados à solução por sais de metal/eletrolitos no caso de coagulação/floculação ou por oxidação do ânodo no caso de eletrocoagulação. Em ambos os casos, esses íons metálicos se difundem pela dupla camada, causando uma contra ionização mais alta em torno da partícula coloidal, o que, por sua vez, reduz a espessura da dupla camada elétrica e as forças repulsivas. Quando a espessura da

camada dupla elétrica é comprimida, o potencial Zeta medido na superfície de cisalhamento também será reduzido e a desestabilização ótima ocorrerá se o potencial Zeta se aproximar do nulo (SONG et al., 2017).

Quando adicionados à solução, diferentes íons metálicos têm diferentes capacidades de desestabilização, sendo que à medida que se aumentam as cargas de íons contrário, sua capacidade de desestabilização das partículas coloidais também aumenta. Portanto, é favorável o uso de íons metálicos divalentes ou trivalentes para desestabilizar os coloides com carga contrária (MOLLAH et al., 2004).

A segunda etapa abrange a adsorção/neutralização de carga, onde a adsorção de íons de carga contrária na superfície de partículas coloidais resulta na neutralização de sua carga superficial, de modo que as forças de repulsão sejam superadas e as forças de atração dominem. Eventualmente partículas coloidais se aproximam e coagulam (VEPSALAINEN, 2012).

A terceira etapa envolve a adsorção e a formação de pontes entre as partículas através da ação dos coagulantes metálicos poliméricos que possuem a capacidade de formar ligações ou pontes entre partículas coloidais, especialmente quando os polímeros têm alto peso molecular e cadeia longa. Esse fenômeno é devido aos grupos reativos que os polímeros têm que podem adsorver na superfície dos coloides em várias formas, incluindo interações carga-carga e/ou pontes de hidrogênio. A ligação entre as partículas coloidais resulta na formação de partículas maiores e, portanto, desestabilização (GAO et al., 2015).

Este mecanismo é bastante arriscado, uma vez que as partículas coloidais podem ser reestabilizadas nos casos em que as cadeias do polímero estão ligadas a todas as partículas coloidais existentes, mas se ainda existirem algumas cadeias de polímeros estendidas e livres não ligadas a nenhuma partícula. Em tais circunstâncias, a cadeia livre se conectará à mesma partícula e causará desestabilização. Por isso, é crucial não usar um excesso de polímeros. Além da superdosagem do polímero, a mistura rápida também pode quebrar a ponte entre coloides e, eventualmente, torná-los estáveis novamente (GHERNAOUT et al., 2011).

A finalização do processo se dá com o aprisionamento das partículas na forma de flocos, também chamado de coagulação de varrimento, sendo frequentemente encontrada quando altas concentrações de sal metálico são adicionadas. Em tais casos,

os sais de metal reagem com a água formando hidratos de metal insolúveis que precipitam formando uma manta de lodo. Os precipitados formados eventualmente capturam partículas coloidais durante e após a precipitação (GHERNAOUT et al., 2011; VEPSALAINEN, 2012).

A eletrocoagulação é uma tecnologia que combina a coagulação, flotação e eletroquímica. A unidade básica de eletrocoagulação consiste tipicamente em uma célula eletrolítica com eletrodos metálicos, ânodo e cátodo conectados externamente a uma fonte de energia de corrente contínua e imersos na solução a ser tratada, como pode ser visto na Figura 3. Eletrodos de ferro e alumínio são os metais mais extensivamente usados para células eletroquímicas, uma vez que estes metais são os mais acessíveis, não tóxicos e comprovadamente confiáveis. Embora a eletrocoagulação seja considerada bastante semelhante à coagulação/floculação química em termos do mecanismo de desestabilização, difere em outros aspectos, como as reações colaterais que ocorrem simultaneamente nos dois eletrodos (MOUSSA et al., 2017).

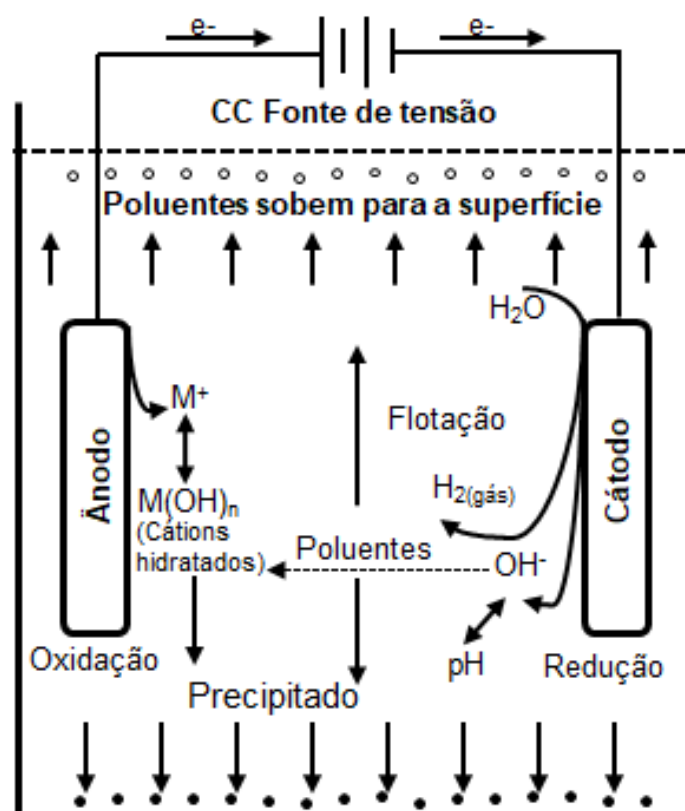


Figura 3. Diagrama esquemático de uma célula de eletrocoagulação de dois eletrodos em escala de bancada (MOLLAH et al., 2004).

O ânodo serve como coagulante em uma célula de eletrocoagulação, onde se dissocia para dar cátions do metal quando a corrente contínua é passada através da célula. A dissociação do ânodo segue a lei de Faraday dada por $m = \frac{ItM_w}{zF}$, onde I é a corrente (A), t é o tempo de operação (s), M_w é o peso molecular (g mol^{-1}), F é a constante de Faraday ($96.485 \text{ C mol}^{-1}$), z é o número de elétrons envolvidos na reação e m é a massa do ânodo dissolvido (g) (KUOKKANEN et al., 2013).

O mecanismo envolvido na desestabilização dos contaminantes, na suspensão das partículas dos poluentes e na quebra de emulsões acontecem quando ocorrem a compressão da dupla camada difusa em torno das espécies carregadas, pelas interações de íons gerados pela oxidação do ânodo sacrifício. Seguidamente ocorre a neutralização das cargas das espécies iônicas presentes no efluente por contraíons produzidos pela dissolução eletroquímica do ânodo de sacrifício. Esses contraíons reduzem a repulsão interpartículas, resultando na coagulação, com carga líquida resultante do processo, nula. O floco resultante forma uma camada superficial lodosa que aprisiona e agrega as partículas coloidais que ainda permanecem no meio aquoso (MORENO et al., 2009).

A eletrocoagulação tem sido empregada com sucesso na remoção de metais, partículas suspensas, minerais de argila, corantes orgânicos e óleos e graxas de uma variedade de efluentes industriais. Neste processo, um potencial é aplicado aos ânodos de metal, normalmente de ferro ou alumínio, o que leva os metais ferro ou alumínio a serem dissolvidos a partir do ânodo, gerando os íons de metal correspondentes, que quase imediatamente hidrolisam o ferro polimérico ou o hidróxido de alumínio. Esses hidróxidos poliméricos são excelentes agentes coagulantes. Os ânodos de metal de sacrifício são utilizados para a contínua produção dos hidróxidos poliméricos nas proximidades do ânodo (CHENG et al., 1994).

A coagulação ocorre quando esses cátions metálicos se combinam com as partículas negativas transportadas em direção ao ânodo por movimento eletroforético (migração dos íons). Os poluentes presentes nas águas residuárias são eliminados por reações químicas e precipitações ou por ligações físico-química aos materiais coloidais que são gerados pela corrosão do eletrodo, sendo então removidos por flotação ou sedimentação e filtração. Assim, em vez de adicionar produtos químicos de coagulação

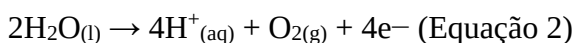
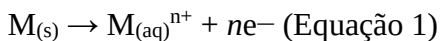
como no processo de coagulação convencionais, estes agentes de coagulação são gerados na própria solução (MOLLAH et al., 2004).

A água sofre eletrólise paralelamente, produzindo pequenas bolhas de oxigênio no ânodo e hidrogênio no cátodo. Estas bolhas atraem as partículas floculadas, fazendo que os poluentes floculados sobrenadem para a superfície. Além disso, ocorrem nas células dos eletrodos a redução no cátodo de impurezas presentes em águas residuais e de íons metálicos, a flotação das partículas coaguladas pelas bolhas de O_2 e H_2 produzidas nos eletrodos (MOLLAH et al., 2001).

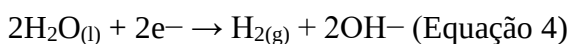
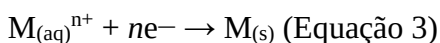
2.3.1. Reações nos Eletrodos

Um reator simples de eletrocoagulação é composto de um ânodo e um cátodo. Quando um potencial é aplicado a partir de uma fonte de energia externa, o material do ânodo sofre oxidação, enquanto o cátodo será submetido a redução ou deposição redutiva de metais elementares. As reações eletroquímicas com metal M como ânodo podem ser resumidas da seguinte forma:

No ânodo:

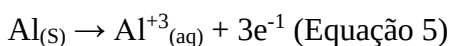


No cátodo:



No caso da utilização de eletrodos de alumínio, os íons $Al_{(aq)}^{3+}$ gerados sofrerão reações espontâneas adicionais para produção de hidróxidos, poli hidróxidos ou poli hidróxidos metálicos correspondentes, sendo que estes possuem forte afinidade por partículas dispersas, assim como contraíons que causam a coagulação. Os gases liberados nos eletrodos podem colidir e causar a flutuação dos materiais coagulados (MOUSSA et al., 2017).

As reações anódicas para eletrodos de alumínio são expressas pelas reações 5 e 6:



O processo de eletrocoagulação está intrinsecamente associado ao processo de eletroflotação, em virtude das bolhas de hidrogênio e oxigênio produzidas no cátodo e no ânodo, respectivamente. A eficiência do processo de eletrocoagulação relaciona-se a eletroflotação, que é determinada pelo tamanho das bolhas e da mistura das mesmas com as águas residuais. Geralmente as bolhas menores fornecem maior área de superfície para a fixação das partículas da solução, resultando em uma melhor eficiência de separação do processo eletroflotação (CHEN et al., 2000).

Para melhorar o desempenho da eletrocoagulação, pode ser necessário trocar a polaridade dos eletrodos intermitentemente. No entanto, uma célula de eletrocoagulação de dois eletrodos não é adequada para o tratamento de efluentes, pois para uma taxa de dissolução de metal viável, seria necessário o uso de eletrodos com grande área de superfície. No entanto, a melhoria do desempenho pode ser alcançada pelo uso de células de eletrocoagulação com eletrodos monopolares em conexões paralelas ou em série (Figuras 4 e 5) (MOLLAH et al., 2004).

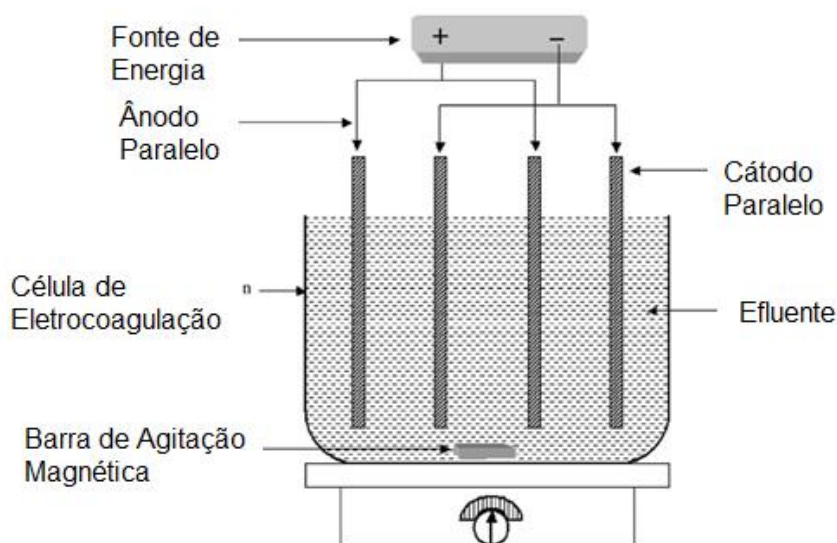


Figura 4. Diagrama esquemático de um reator eletrocoagulação em escala de bancada com eletrodos monopolares em conexões paralelas (PRETORIUS et al., 1991).

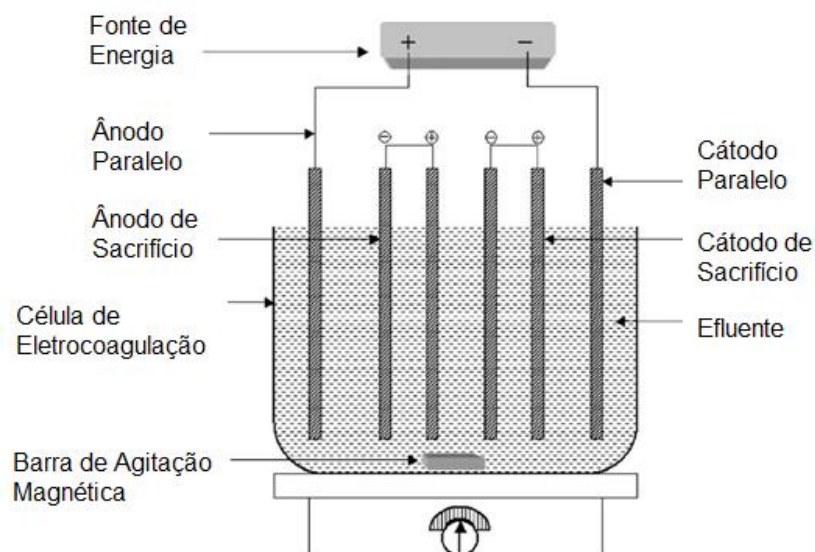


Figura 5. Diagrama esquemático de um reator eletrocoagulação em escala de bancada com eletrodos monopolares em conexões em série (PRETORIUS et al., 1991).

O arranjo em paralelo consiste essencialmente em pares de placas metálicas condutoras colocadas entre dois eletrodos paralelos e uma fonte de energia de corrente contínua. Em um arranjo monopolar, cada par de eletrodos de sacrifício é internamente conectado entre si e não tem interconexões com os eletrodos externos. Este arranjo de eletrodos monopolares com células em série é eletricamente similar a uma única célula com muitos eletrodos e interconexões. A configuração experimental também requer regulagem do fluxo de corrente e um multímetro para ler os valores atuais. As placas ou hastes metálicas condutoras usadas na fabricação de eletrocoagulação são comumente conhecidas como eletrodos de sacrifício. O "ânodo sacrificial" diminui o potencial de dissolução do ânodo e minimiza a redução ou a deposição redutiva de metais elementares no cátodo. O eletrodo de sacrifício e o cátodo podem ser feitos do mesmo ou de diferentes materiais (MOLLAH et al., 2004).

No arranjo em série é necessária uma maior diferença de potencial para que uma determinada corrente flua, porque as células conectadas em série têm maior resistência. A mesma corrente iria, no entanto, fluir através de todos os eletrodos. Por outro lado, em arranjo paralelo a corrente elétrica é dividida entre todos os eletrodos em relação à resistência das células individuais (PRETORIUS et al., 1991).

Eletrodos bipolares com células em paralelo consistem em eletrodos de sacrifício colocados entre os dois eletrodos paralelos sem qualquer conexão elétrica.

Somente os dois eletrodos monopolares são conectados à fonte de energia elétrica sem interconexões entre os eletrodos de sacrifício. Esse arranjo de células fornece uma configuração simples, que facilita a manutenção durante o uso. Quando uma corrente elétrica é passada através dos dois eletrodos, os lados neutros da placa condutora serão transformados em lados carregados, que têm carga oposta comparada ao lado paralelo ao lado dela (Figura 6). Os eletrodos de sacrifício, neste caso, também são conhecidos como eletrodos bipolares (MOLLAH et al., 2004).

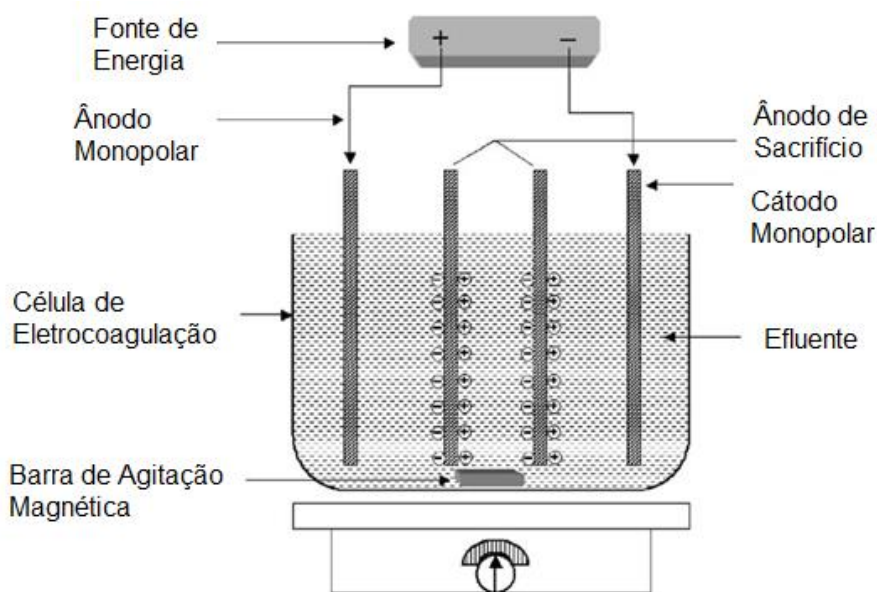


Figura 6. Diagrama esquemático de um reator eletrocoagulação em escala de bancada com eletrodos dipolares em conexões paralelas (PRETORIUS et al., 1991).

Além disso, como a água contendo partículas coloidais, óleos ou outros contaminantes se move através do campo elétrico aplicado, podendo haver ionização, eletrólise, hidrólise e formação de radicais livres que podem alterar as propriedades físicas e químicas da água e contaminantes. Como resultado, o estado reativo e excitado faz com que os contaminantes sejam liberados da água e destruídos ou tornados menos solúveis (PRETORIUS et al., 1991).

O transporte de massa pode ser melhorado aumentando o nível de turbulência no fluxo através de um reator de eletrocoagulação. A turbulência pode ser aumentada aumentando a taxa de fluxo dentro do reator. O aumento no nível de turbulência também reduz a camada de passivação perto das placas do eletrodo. Os gases oxigênio e hidrogênio produzidos no ânodo e no cátodo na forma de nucleação de bolhas de gás,

atuam como isolantes e, caso se acumulem sobre as superfícies dos eletrodos, aumentarão a resistência elétrica da célula e mais energia elétrica será demandada para obtenção de eficiência de remoção ideal. Para minimizar o acúmulo das bolhas de gás, o fluxo de eletrólito ao redor dos eletrodos deve ser aumentado para varrer as bolhas (MOLLAH et al., 2004).

2.3.2. Parâmetros Associados ao Processo de Eletrocoagulação

Existem fatores importantes que afetam o desempenho de um processo de eletrocoagulação, dentro os quais o material do eletrodo, densidade de corrente, pH de efluentes, tempo de operação, rotação e agitação, concentração inicial de cromo, eletrólito de suporte e a condutividade do efluente possuem impacto no desempenho da remoção foram exploradas em estudos anteriores (MOUEDHEN et al., 2008).

O pH de uma solução afeta intensamente a eficiência final de uma reação e, geralmente, um pH inicial de reação mais baixo favorece a maior remoção eficiência (GOLDER et al., 2007), mas também existem estudos que apontam para valores de pH inicial mais alto (ZAROUAL et al., 2006).

O pH é um parâmetro chave quando se trata de eletrocoagulação, pois afeta a condutividade da solução, o potencial zeta e a dissolução do eletrodo. No entanto, é difícil estabelecer uma relação clara entre o pH da solução e a eficiência da eletrocoagulação, já que o pH da água tratada muda durante o processo, portanto, é geralmente referido ao pH inicial da solução (VEPSALAINEN, 2012; CHEN, 2004; MANSOORIAN et al., 2014; GATSIOS et al., 2015; GHERNAOUT et al., 2011).

A densidade de corrente é um fator determinante porque as densidades mais altas geralmente favorecem o desempenho de remoção devido a uma maior taxa de dissolução de íons metálicos e, simultaneamente, um aumento na demanda de energia elétrica (AKBAL e CAMCI, 2011).

A densidade de corrente, que é definida como a corrente por área do eletrodo, determina a quantidade de íons metálicos liberados dos eletrodos. Em geral, a dissociação de íons metálicos é diretamente proporcional à densidade de corrente aplicada. No entanto, quando uma corrente muito grande é usada, há uma grande chance de desperdiçar energia elétrica no aquecimento da água e até mesmo uma diminuição na eficiência da corrente, expressa como a razão entre a corrente

consumida para produzir um determinado produto e o consumo total de corrente. Existe um valor crítico para a densidade de corrente que, se excedida a qualidade da água tratada, não apresenta melhora significativa. A seleção de um valor ótimo para a densidade de corrente também é afetada por outros parâmetros, como pH, temperatura e vazão de água (ILHAN et al., 2008; KHANDEGAR e SAROHA, 2013).

A condutividade da solução é um fator importante que afeta a eficiência e consumo de energia, quanto maior a condutividade, menor o consumo de energia, e maior a eficiência de remoção de poluentes. Portanto, a condutividade da solução é aumentada pela adição de ânions chamados de eletrólitos de suporte, tais como o NaCl. Verificou-se também que a presença de íons cloro contribui efetivamente para a desinfecção da água (KHANDEGAR e SAROHA, 2013).

A condutividade elétrica da solução pode ser melhorada com a adição de um eletrólito de suporte, como NaCl, resultando em menor consumo de energia elétrica. No entanto, em relação à eficiência de remoção, um íon cloreto tem dois efeitos contrários. Íons de cloreto, ao serem adsorvidos na superfície do óxido metálico e penetrando no eletrodo de óxido, auxiliam na dissolução do metal que ocorre abaixo do óxido na interface metal/óxido, diminuindo a passividade dos eletrodos e auxiliando no resultado (BUZZEO et al., 2004).

A distância entre os eletrodos de sacrifício e a diferença de potencial aplicada são proporcionais, tal que quanto maior a distância entre os eletrodos, maior deverá ser a diferença de potencial aplicada, devido à resistência da solução à passagem de corrente elétrica. Desta forma, a distância entre os eletrodos pode variar para melhorar a eficiência do processo devendo ser de acordo com as características do efluente. Maiores distâncias poderão ser aplicadas em efluentes com condutividade elétrica elevada, caso contrário, a distância deverá ser pequena para não demandar em aumento demasiado do potencial elétrico (CRESPILHO e REZENDE, 2004).

A temperatura no reator pode aumentar como resultado das reações eletrolíticas, dependendo do tempo de contato, tipo de eletrodo e corrente elétrica aplicada (ILHAN et al., 2008). Temperaturas mais altas proporcionam maior condutividade e, conseqüentemente, menor consumo de energia (GAO et al., 2004).

A presença de diferentes ânions pode apresentar diferentes efeitos nas propriedades de desestabilização dos íons metálicos. Os íons de sulfato são conhecidos

por inibir a dissolução ou a corrosão do metal dos eletrodos e metais similares ou diferentes e, portanto, diminuem a desestabilização de coloides e a eficiência da corrente. Por outro lado, os íons cloreto e nitrato impedem a inibição dos íons sulfato ao quebrar a camada passiva formada. A presença de íons cloreto também reduz significativamente o efeito adverso dos íons sulfato, que levam à precipitação de sais nos eletrodos quando a concentração de sal é suficientemente alta. O precipitado forma uma camada isolante que diminui a eficiência da corrente aumentando o potencial entre os eletrodos (VEPSALAINEN, 2012; KHANDEGAR e SAROHA, 2013).

Caso o efluente contenha íons cloreto, poder-se-á formar Cl_2 no ânodo, que, na presença de água, pode formar íons hipoclorito (CHEN, 2004; SZPYRKOWICZ et al., 2001). Esse fato pode ser considerado como uma grande vantagem do processo, uma vez que os processos de geração de cloro podem ser otimizados para participar da desinfecção da água, como também eliminar odores indesejáveis. Em contraposição, deve-se ressaltar a importância do monitoramento da formação dos organoclorados, que são compostos altamente tóxicos aos seres vivos e podem ser formados nas condições citadas (DI BERNARDO et al., 2002).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. COLETA E ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE DE SALÃO DE BELEZA

A escolha do salão de beleza para a pesquisa baseou-se em critérios como facilidade da coleta de seu efluente, a abrangência da área de atendimento, a acessibilidade ao efluente e principalmente que o mesmo fosse restrito ao rejeito da lavagem penas dos cabelos, sem que houvesse a mistura com efluentes provenientes de banheiro ou cozinha.

Seguindo tais critérios, o empreendimento de salão de beleza selecionado para esta pesquisa localiza-se na região central do município de Cuiabá-MT. O mesmo atende público alvo com perfil socioeconômico de médio a alto, com serviços voltados para o público adulto e infantil. Os dias de funcionamento compreendem de terça-feira a sábado, com horário integral das 08:00h até 20:00h.

Para a realização da amostragem, fez-se primeiramente a drenagem e limpeza total da caixa de passagem responsável por encaminhar o efluente dos lavatórios de cabelos à rede coletora municipal. Tal procedimento fora necessário para a remoção das sujidades acumuladas ao longo do tempo, como restos de cabelo, areia e material orgânico.

A coleta fora feita do efluente de salão de beleza oriundo, exclusivamente, da lavagem dos cabelos na caixa de passagem de efluente por amostragem composta ao longo de dez horas de atividade do estabelecimento, realizada em intervalos de 15 minutos. O início da coleta do efluente se deu no início das atividades, por volta das 08:00h até 18:00h por três dias consecutivos, sendo de terça-feira à quinta-feira, entre os dias 09 a 11 de maio de 2017.

Buscando a obtenção de uma maior representatividade na amostragem do efluente e procurando realizar a coleta com a utilização de materiais de baixo custo e reutilizáveis, fez-se a montagem de um sistema coletor conforme pode ser observado na Figura 7.



Figura 7. Sistema de coleta composta instalado no empreendimento de salão de beleza.

O sistema constou de um temporizador, bateria, contatora auxiliar de 220V, bomba lavador de para-brisa, mangueiras e dois recipientes de polietileno com capacidade para 60 litros, um para o efluente coletado e o outro para a segregação da água condensada dos aparelhos de ar-condicionado, originalmente direcionada a caixa de passagem dos lavatórios de cabelo.

Para que o funcionamento da bomba de para-brisas fosse realizado sem o consumo da energia elétrica do salão, utilizou-se a bateria automotiva, empregando-se uma contatora auxiliar 220V, ligando ao sistema um temporizador digital. A bomba era acionada e desligada em intervalos de tempo de 15 minutos, sendo um minuto ligada e 14 desligada. Da caixa de passagem o efluente era aspirado para o recipiente de polietileno, onde o efluente era armazenamento até a coleta do mesmo às 13:00h e no final do dia, às 18:00h.

A cada acionamento da bomba, cerca de três litros de efluente era coletado a cada minuto, posteriormente homogeneizado, acondicionado e encaminhado ao laboratório para as determinações físico-químicas e das eletrocoagulações.

De modo a garantir a preservação das características das amostras do efluente, do momento da amostragem até sua análise, foram utilizados os processos de conservação conforme as recomendações da NBR 9898 (ABNT, 1987) e do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB, 2011).

Os ensaios laboratoriais do efluente bruto e do pós-tratado por eletrocoagulação foram realizados no Laboratório de Análises Físico-Químicas de Águas e Resíduos (LAFQAR) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), campos Cuiabá.

Na análise do efluente bruto, realizou-se a caracterização física a partir da determinação dos parâmetros cor aparente, cor real, turbidez, condutividade elétrica, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis e sólidos sedimentáveis. Foram definidas as características químicas pH, óleos e graxas, alcalinidade total, cloretos, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrogênio total, amoniacal, e orgânico e fósforo total. As metodologias utilizadas para as determinações dos parâmetros físicos e químicos podem ser observadas nas Tabela 1 e 2, respectivamente, assim como as unidades usuais e limites estabelecidos pela Resolução n. 430/2011.

Tabela 1. Parâmetros físicos analisados, limites estabelecidos e metodologias analíticas.

Parâmetros	Unidades	CONAMA nº 430/2011	Metodologia Analítica / NBR
Cor real	mg Pt-Co L ⁻¹	-	Espectrofotometria
Cor aparente	mg Pt-Co L ⁻¹	-	Espectrofotometria
Condutividade elétrica	µS cm ⁻¹	-	Potenciometria / NBR 14340:1999
Turbidez	UNT	-	Método nefelométrico
Sólidos totais	mg L ⁻¹	≤ 500	Gravimétrico / NBR 10664:1989
Sólidos fixos	mg L ⁻¹	-	Gravimétrico / NBR 10664:1989
Sólidos voláteis	mg L ⁻¹	-	Gravimétrico / NBR 10664:1989
Sólidos sedimentáveis	mL L ⁻¹	1,0	Cone Imhoff / NBR 10561:1988

Tabela 2. Parâmetros químicos analisados, limites estabelecidos e metodologias analíticas.

Parâmetros	Unidades	Metodologia Analítica / NBR
pH	-	Potenciometria/ NBR 7353:2014
DBO _{5,20}	mg O ₂ L ⁻¹	Incubação à 20°C e 5 dias/ NBR 12614:1992
DQO	mg O ₂ L ⁻¹	Refluxo fechado/ NBR 10357:1998
NTK	mg N-NTK L ⁻¹	Kjeldahl/NBR 13796:1997
Nitrogênio Amoniacal	mg N-NH ₃ L ⁻¹	Kjeldahl/NBR 13796:1997
Nitrogênio orgânico	mg N L ⁻¹	Kjeldahl/NBR 13796:1997
Fósforo total	mg PO ₄ ⁻³ L ⁻¹	Espectrofotometria/NBR 12772:1992
Óleos e graxas		NBR 13348:2016

Após a realização dos ensaios de eletrocoagulação, fez a determinação da eficiência da utilização ou não dos eletrólitos suportes a partir dos resultados físico-químicos do efluente tratado, tais como o pH, condutividade elétrica, cor aparente, turbidez e demanda química de oxigênio.

Os resultados obtidos nesta etapa da pesquisa foram confrontados com os limites e padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n. 430/2011.

3.2. DISPOSITIVO EXPERIMENTAL E ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO

A unidade de eletrocoagulação em escala de bancada consistia em um reator eletroquímico, uma fonte de energia de contínua e eletrodos de alumínio. O reator eletroquímico foi desenvolvido em copos de béqueres de vidro com capacidade para 500 mL, com dimensões de 12,0 cm de altura e 6,3 cm de diâmetro interno. Os experimentos de eletrocoagulação foram realizados utilizando duas placas de alumínio de grau comercial, com cerca de 1,5 mm de espessura.

Os eletrodos possuíam dimensões de 13,0 cm de altura por 5,7 cm de largura, com uma aba superior objetivando a fixação da presilha da fonte de energia, conectados de forma monopolar. A área total efetiva do eletrodo foi de 98 cm², tendo sido mantida a altura da lâmina d'água em 8,6 cm, e o espaçamento entre os eletrodos de 2,0 cm condicionada por lâminas de vidro coladas no fundo do copo de béquer conforme pode ser observado na Figura 8.

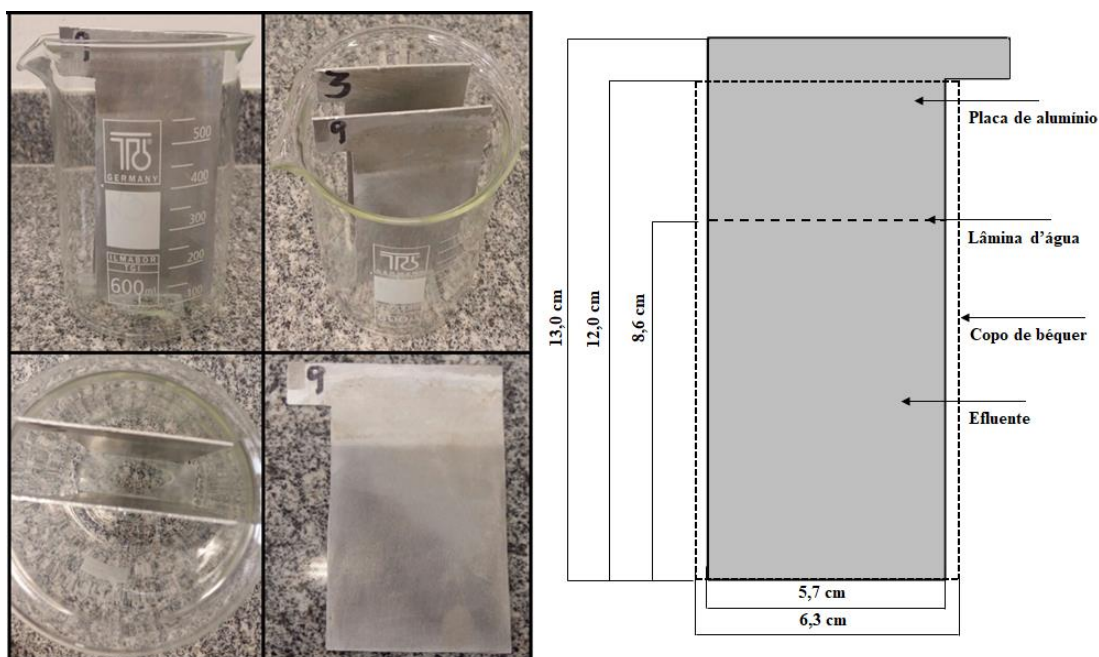


Figura 8. Reator eletrolítico desenvolvido para os ensaios laboratoriais composto por copo de bquer de vidro com capacidade para 500 mL e duas placas de alumínio como eletrodos.

Como fonte de energia contínua do sistema, empregou-se uma fonte alimentadora de energia com capacidade de regulação da tensão elétrica de 0 a 30 V e intensidade da corrente elétrica de 0 a 5 A. Não realizada a agitação do efluente durante os ensaios de eletrocoagulação. Para maior facilidade do processo de operação dos testes laboratoriais, foram desenvolvidos três reatores eletrolíticos e 24 placas de alumínio, de mesmas características (matéria-prima e dimensões). As placas foram enumeradas para possibilitar a identificação das mesmas no decorrer dos testes. Pode-se observar na Figura 9 esquematicamente a fonte alimentadora ligada ao reator eletroquímico.

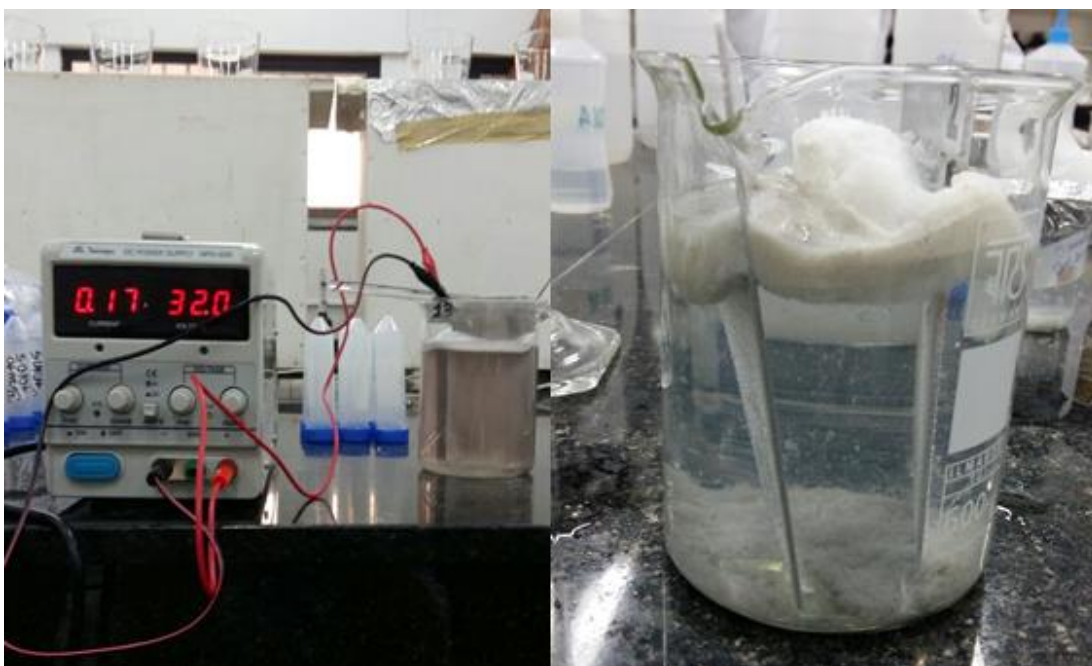


Figura 9. Fonte alimentadora de energia acoplado ao reator eletrolítico composto por copo de béquer de vidro e placas monopolares de alumínio utilizado para o tratamento do efluente por eletrocoagulação.

As superf cias dos eletrodos foram escarificadas com lixa folha para ferro, abrasivo de 400 graus para garantir a reprodutibilidade da superfície e remover as camadas de óxido dos eletrodos. Os eletrodos permaneceram por 24 horas imersos em ácido nítrico (HNO_3) a concentração de 10%, sendo enxaguados com água destilada e mantidas em estufa   103-105 C antes e após cada ensaio de eletrocoagulação. As placas dos eletrodos foram enumeradas com marcador permanente e permaneceriam por, no mínimo 02 horas na estufa   105 C, sendo resfriadas e utilizadas nos ensaios de eletrocoagulação do efluente.

Após cada tratamento eletrolítico, as amostras de águas residuais tratadas permaneceram em decantação por cerca de 30 minutos no próprio béquer reator, tendo sido a amostra de efluente tratado removido com pipeta, desprezando-se a espuma superior formada, sendo posteriormente transferida para outro recipiente para o desenvolvimento das análises físico-químicas.

Devido à baixa condutividade apresentada pelo efluente bruto do salão de beleza, não foi mantido fixo o do valor corrente, tendo sido mantido tensão em 3 volts e corrente variável.

Fez-se duas soluções base, uma de NaCl a 10% e outra com solução de Ca(OH)_2 a 2%. Para realização da eletrocoagulação com eletrólito suporte de NaCl suficiente para condutividade elétrica de 500 e de $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ fez-se a prévia adição, gota a gota da solução de NaCl até a obtenção das condutividades requeridas, enquanto que para a utilização da cal hidratada como eletrólito suporte fez-se a adição de 5 mL da solução, o suficiente para a obtenção da concentração de 13,58 ppm de Ca(OH)_2 .

Foram realizados testes preliminares com amostras pontuais do efluente a fim de se identificar os melhores tempos de exposição a eletrocoagulação, visando determinar a remoção de matéria orgânica medida por DQO em função do tempo de exposição ao tratamento. Os tempos avaliados preliminarmente foram 5, 15, 30, 45 e 60 minutos, onde foi observado diferenças insignificantes nos resultados a partir de 30 minutos de tratamento, com pouco ganho de eficiência na degradação do teor orgânico.

Sendo assim, optou-se por estabelecer os testes analíticos com os tempos de 5, 15 e 30 minutos para o efluente sem eletrólito suporte e com o uso de eletrólito suporte de NaCl suficiente para condutividade elétrica de $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, NaCl suficiente para $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ e de eletrólito suporte de 13,58 ppm de cal hidratada. Os ensaios eletrolíticos foram realizados em duplicata, assim como as determinações de pH, condutividade elétrica, cor aparente e turbidez, enquanto que as análises de DQO em triplicata para cada ensaio de eletrocoagulação.

Após os ensaios de eletrocoagulação, as análises físico-químicas pH, condutividade elétrica, cor aparente e turbidez eram realizadas após um período de 30 minutos de decantação do efluente pós-tratado, enquanto que as alíquotas para a determinação da demanda química de oxigênio foram preservadas e mantidas refrigeradas à $4,0^\circ\text{C}$ e desenvolvidas nos dias posteriores.

Foram determinadas as eficiências em função dos tempos de exposição ao tratamento, sem a utilização de eletrólito suporte, da utilização de eletrólito suporte de NaCl suficiente para condutividade elétrica de $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, de NaCl suficiente para $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ e de eletrólito suporte de 13,58 ppm de cal hidratada, verificando o enquadramento dos resultados obtidos dos efluentes tratados eletroquimicamente de acordo a Resolução CONAMA n. 430/2011.

3.3. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os desafios correlatos ao desenvolvimento de tratamento de efluentes incluem a formulação de um procedimento com bases estatísticas em que se possa produzir alguma uma conclusão científica sobre o sistema proposto. Para tratamento experimental do efluente, foi feito o delineamento experimental casualizado considerando a eletrólise sem eletrólito suporte e com. A adição de eletrólito suporte fora feita de três formas distintas: uma com NaCl suficiente para $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, outra com NaCl suficiente para $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ e uma com de 13,58 ppm de cal hidratada (Ca(OH)_2), sendo cada teste realizado em duplicata. Os tratamentos pré-definidos são descritos a seguir:

T1 - Eletrólise sem eletrólito suporte

T2 - Eletrólise com NaCl para $500 \mu\text{S cm}^{-1}$

T3 - Eletrólise com NaCl para $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$

T4 - Eletrólise com 13,58 ppm de Ca(OH)_2

Para a tomada de decisão com base em dados experimentais, faz-se necessária a formulação de hipóteses e o teste das mesmas. Segundo Walpole et al. (2009) esses métodos aludem à estimativa e testes de hipóteses, que são subdivisões da inferência estatística.

As médias observadas entre tratamentos das eletrólises foram submetidas à análise de variância com comparação múltipla pelo teste de Tukey com nível de significância a 5% e intervalos de confiança em 95%, com limites inferiores e superiores. Ainda pelo teste de Tukey foram feitas as análises das variáveis cor aparente, eficiência de remoção de cor, turbidez, eficiência de remoção de turbidez, concentração de DQO e eficiência de remoção de DQO resultantes dos testes experimentais.

Quanto ao efeito de interação entre os fatores (tratamento e tempo) fora analisado a partir do significado dos resultados e das possíveis diferenças de valores. De modo a analisar se a interação de dois fatores pode trazer alterações que afetam a variável resposta, de maneira diversa à individual. Para tanto, foram utilizados testes de efeitos de interação.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DO EFLUENTE BRUTO

4.1.1 Cor Aparente, Cor Real, Turbidez e Condutividade Elétrica

A concentração de cor nos efluentes se dá em função da presença de substâncias em suspensão e dissolvidas na solução, assim como por compostos em estado coloidal. Na determinação da cor real remove-se a parcela dos sólidos em suspensão, responsáveis também por conferir turbidez a amostra, enquanto que na cor aparente são mensurados a concentração global dos sólidos na solução. Neste sentido, a cor real é caracterizada estritamente pelos compostos dissolvidos na solução aquosa e a cor aparente é referente ao total dos compostos dissolvidos acrescido dos sólidos da turbidez (VON SPERLING, 2017).

Na determinação da concentração da cor real e aparente do efluente de salão de beleza, obteve-se valores médios de 196,6 mg Pt-Co L⁻¹ e de 95,4 mg Pt-Co L⁻¹, respectivamente. Verifica-se uma grande parcela de sólidos em suspensão conferindo cor ao efluente. Os dados obtidos corroboram com os encontrados por Banerjee et al. (2016), que encontrou concentrações de cor real de 100 mg Pt-Co L⁻¹ para efluente de salão em Calcutá, Índia. Bessegato et al. (2018) obteve valores de 347,3 mg Pt-Co L⁻¹ em amostra de efluentes contendo tintas capilares em Araraquara-SP, Brasil. A Resolução CONAMA n. 430/2011, que trata sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, não confere limite máximo para a variável física cor.

A turbidez representa a dispersão e absorção da luz decorrente da presença de partículas em suspensão, grosseiras ou coloidais além de detritos orgânicos. Altos valores de turbidez podem ocasionar redução da luz disponível no ambiente, prejudicando a atividade fotossintética, influenciando nas comunidades biológicas (CETESB, 2011). As concentrações de turbidez obtidos nesta pesquisa foram de 65,0 a 118,0 NTU, com valor médio de 95,4 NTU. Nkansah et al. (2016) avaliando efluentes de salão de beleza na cidade de Kumasi em Gana, verificou valores da ordem de 20,3 NTU, sendo que este parâmetro estava associado aos resíduos de silicone, tinturas de cabelos e surfactantes residuais da lavagem de cabelos. Os dados obtidos

nesta pesquisa são condizentes aos encontrados por Banerjee et al. (2016), com valores de 106,6 NTU e por Bessegato et al. (2018) de 64,8 NTU.

Os parâmetros de cor e turbidez não representam risco direto à saúde humana, mas, no entanto, podem ser altamente interferentes nos processos fotossintéticos naturais nos leitos dos rios e em lagoas, provocando alterações na biota aquática principalmente nas imediações da descarga (METCALF e EDDY, 2016).

As concentrações das variáveis físicas cor aparente, cor real, turbidez e condutividade elétrica do efluente bruto nos dias amostrais podem ser observadas na Figura 10.

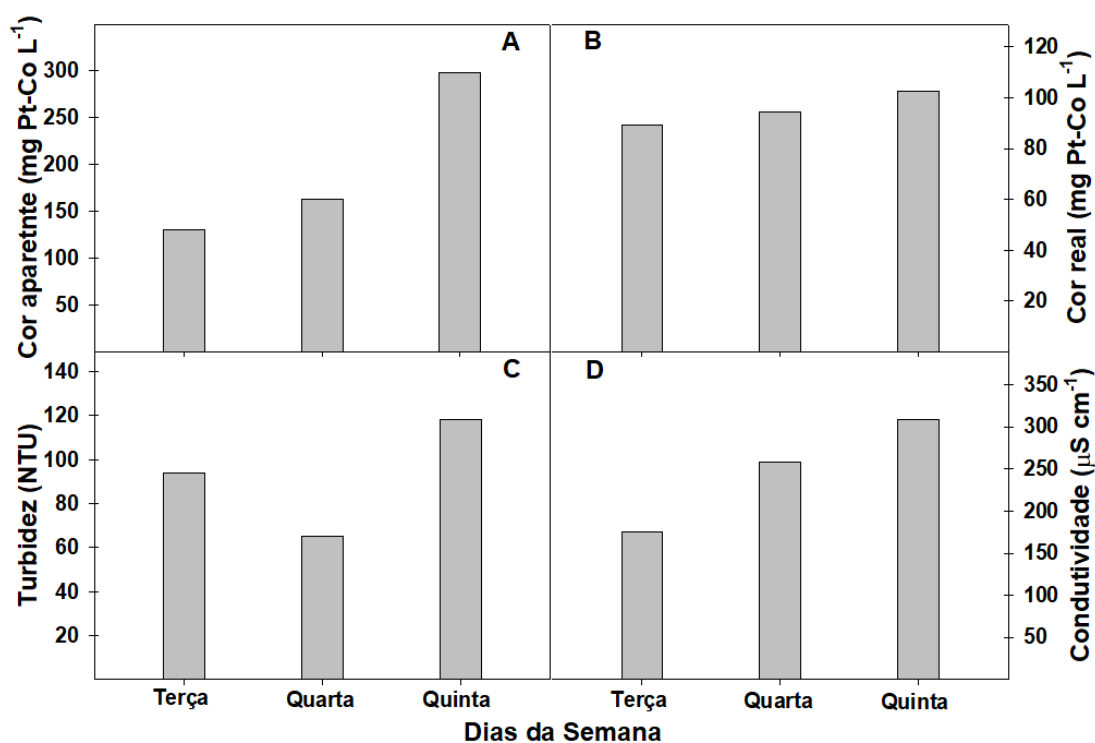


Figura 10. Resultados das concentrações físicas do efluente de empreendimento de salão de beleza. A, cor aparente (mg Pt-Co L⁻¹); B, cor real (mg Pt-Co L⁻¹); C, turbidez (UNT); D, condutividade elétrica (μS cm⁻¹).

A condutividade elétrica corresponde a capacidade da água em conduzir corrente elétrica, podendo alterar a densidade, a cinética das reações química, físicas e biológicas, além de interferir na velocidade de sedimentação das partículas. Compostos iônicos em contendo com a água, podem se dissociar, induzindo a condutividade elétrica, onde quanto mais íons estiverem dissolvidos, maior será a

condutividade elétrica (CUNHA et al., 2003). Segundo Bryant e Tetteh-Narh (2015), a condutividade elétrica em efluentes de salões de beleza pode estar associada aos íons dissolvidos em solução aquosa, sendo assim, substâncias como íons de amônio presentes no tioglicolato de amônio utilizado nos procedimentos de alisamentos nos cabelos, são capazes de elevar a condutividade elétrica do efluente. Os valores de condutividade elétrica encontrados foram em média de $247,2 \mu\text{S cm}^{-1}$, próximo ao valor encontrado por Bessegato et al. (2018) de $164,0 \mu\text{S cm}^{-1}$, enquanto que Nkansah et al. (2016) obteve valores cinco vezes superiores com $1.400 \mu\text{S cm}^{-1}$. A Resolução CONAMA n. 430/2011 também não estabelece limite para lançamento de efluente relacionado à variável física turbidez.

4.1.2 Sólidos Totais, Fixos, Voláteis e Sedimentáveis

A rigor, todas as impurezas com ponto de ebulição superior ao da água são denominados como sólidos. Em concentrações elevadas, podem aumentar a turbidez e reduzir a passagem de luz, influenciando negativamente nos processos fotossintéticos, desequilibrando as cadeias tróficas (TAVARES, 2005).

Os sólidos são classificados em totais, em fixos os que possuem a composição inorgânica, em voláteis os de composição orgânica, e como sedimentáveis os que sedimentam sob a ação da gravidade em uma hora utilizando-se cone Imhoff (MARCHETTI, 2014). O controle da concentração dos sólidos no meio aquáticos é importante, pois podem adsorver metais potencialmente tóxicos, matéria orgânica, nutrientes, pesticidas e microrganismos (BASSO e MOREIRA, 2010).

As concentrações de sólidos encontradas nesta pesquisa foram de $21,3 \text{ mg L}^{-1}$, de $7,1 \text{ mg L}^{-1}$ e de $14,2 \text{ mg L}^{-1}$ para sólidos totais, fixos e voláteis, respectivamente. Verifica-se que a parcela inorgânica representa cerca de 33% e a orgânica 67% do total de sólidos. Nkansah et al. (2016) encontraram valores de 1.150 mg L^{-1} , cerca de 50 vezes superiores aos encontrados nesta pesquisa. A Resolução CONAMA n. 430/2011 não estabelece limites para sólidos totais, fixos e voláteis.

As concentrações de sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis e sólidos sedimentáveis do efluente de salão de beleza podem ser observados na Figura 11.

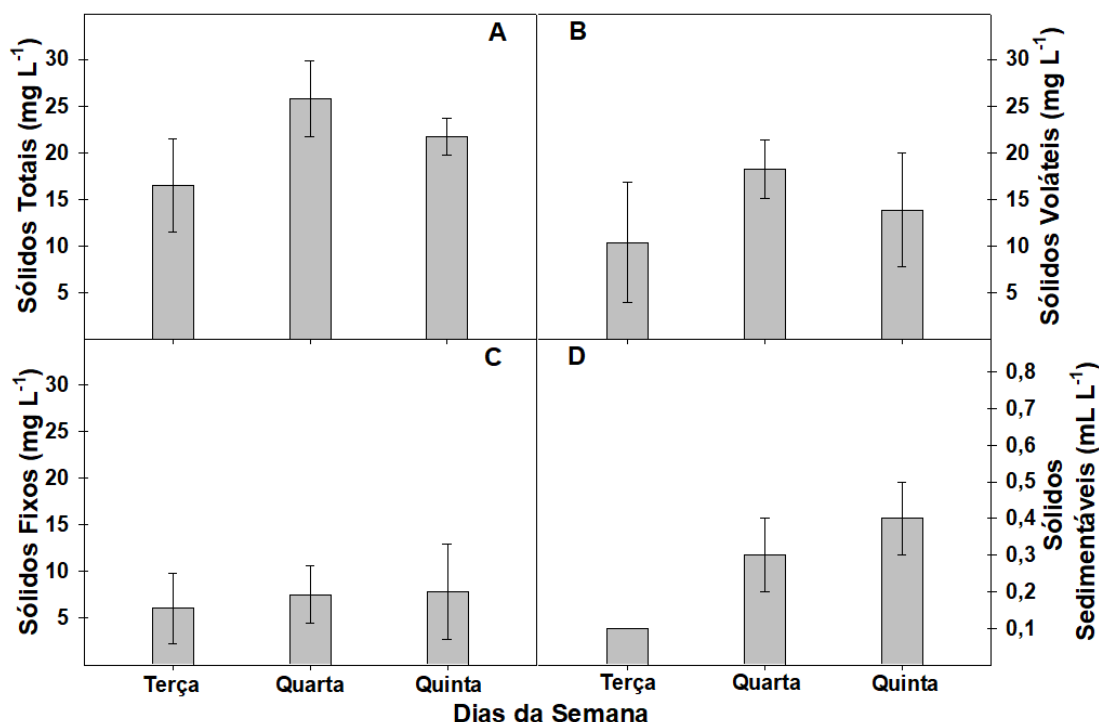


Figura 11. Resultados das variáveis físicas do efluente de salão de beleza. A, sólidos totais (mg L^{-1}); B, sólidos voláteis (mg L^{-1}); C, sólidos fixos (mg L^{-1}); D, sólidos sedimentáveis (mg L^{-1}).

As concentrações de sólidos sedimentáveis variaram entre 0,1 e 0,4 mL L^{-1} , com média de 0,3 mL L^{-1} . O limite de sólidos sedimentáveis estabelecido pela Resolução CONAMA n. 430/2011 é de máximo 1,0 mL L^{-1} , verificando-se enquadramento do parâmetro na legislação.

4.2. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO EFLUENTE BRUTO

4.2.1 pH, Óleos e Graxas, Alcalinidade Total e Cloretos

O pH dos efluentes é preponderante nos processos de tratamento, principalmente aos biológicos. Indiretamente pode influenciar na solubilização ou precipitação de compostos tóxicos (VON SPERLING, 2017). A Resolução CONAMA n. 430/2011 estabelece faixa de pH entre 5 a 9 para o despejo de efluentes tratados nos corpos hídricos receptores.

Segundo Nkansah et al. (2016), valores de pH mais elevados em efluentes de salão de beleza podem ser registrados em função da presença de agentes químicos clareadores, ou de produtos relaxadores capilares, como o hidróxido de sódio e surfactantes, assim como dos corantes capilares (fenilenodiamina) utilizados nos processos de beleza. Segundo Bryant e Tetteh-Narh (2015), valores de pH podem sofrer variações em função da presença de tioglicolato de amônio, componente de alisantes, sendo que esses produtos poderiam causar desequilíbrios em comunidades aquáticas ou até mesmo interferir nos processos de tratamento de efluentes, biológicos ou químicos.

Os valores de pH encontrados neste trabalho foram em média de 6,8, corroborando com o encontrado por Bessegato et al. (2018) de 7,3. Valores mais elevados foram encontrados por Nkansah et al. (2016), valor de pH 9,55, e por Banerjee et al. (2016), com valores entre 9,1-9,5. Os valores encontrados se apresentam próximo a neutralidade, enquadrando-se dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA n. 430/2011, que limita o pH na faixa entre 5,0 a 9,0.

O parâmetro óleos e graxas determina um grupo de substâncias obtidas por extração líquido-líquido em solvente orgânico, que não evaporam à 103-105°C. Em efluentes, essas substâncias podem levar a inibição do reator biológico, podendo ainda criar uma película superficial e impedindo a transferência do oxigênio da atmosfera para o meio, quando presentes nos efluentes tratados e/ou quando diluídos nos corpos hídricos receptores (METCALF e EDDY, 2016). A Resolução CONAMA n. 430/2011 estabelece que óleos e graxas, devem possuir concentração máxima de até 20 mg L⁻¹ para óleos minerais e de até 50 mg L⁻¹ para óleos vegetais e gorduras animais.

Os valores encontrados para óleos e graxas neste trabalho variaram entre 6,0 e 27,0 mg L⁻¹, com valor médio de 19,0 mg L⁻¹, cerca de três vezes menor que a encontrada por Bowers (2002), com valores de até 60,0 mg óleos e graxas em efluentes de salão de beleza em de New Jersey, EUA. Apesar do valor médio de óleo e graxas se encontrar dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA n. 430/2011, verifica-se que concentrações acima de 20,0 mg L⁻¹ se apresentaram em mais de um dia de coleta de amostra, indicando que o parâmetro não estaria permanentemente em acordo com a legislação.

Segundo Dias (2015), o parâmetro óleos e graxas em efluentes de salões de beleza se deve aos condicionadores e cremes, pela composição conter silicone. Assim, a presença destas substâncias pode acarretar em aumento da turbidez, além da possibilidade da formação de sabões na presença de álcalis, prejudicando as trocas gasosas e aumentando a capacidade de toxicidade e bioacumulação do meio aquático (METCALF e EDDY, 2016; BERTI et al., 2009; TIBURTIUS et al., 2005).

Os resultados obtidos para as variáveis químicas pH, óleos e graxas, alcalinidade e cloretos podem ser observados na Figura 12.

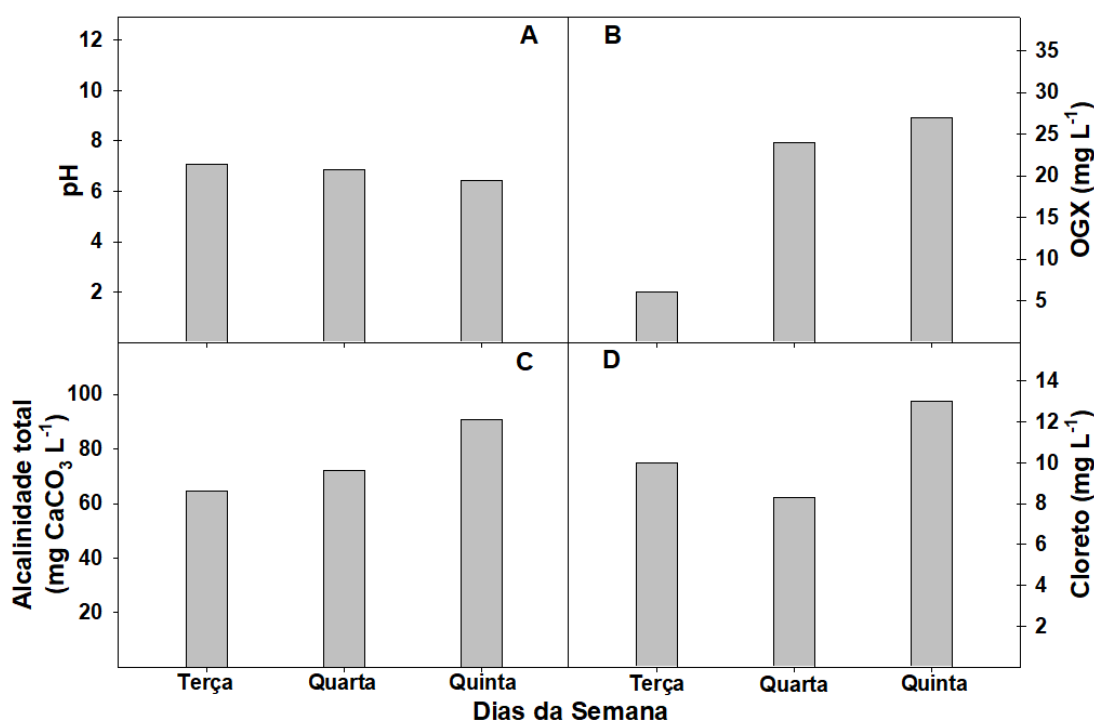


Figura 12. Resultados das variáveis químicas do efluente de salão de beleza. A, pH; B, óleos e graxas (mg L⁻¹); C, alcalinidade total (mg CaCO₃ L⁻¹); D, cloreto (mg L⁻¹).

A medida da alcalinidade se relaciona a presença de hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos, auxiliando na resistência à alteração do pH causada pela adição de ácidos (METCALF e EDDY, 2016). Valores de alcalinidade elevados podem indicar um ambiente impactado, pois na decomposição da matéria orgânica ocorre a liberação de gás carbônico no meio que acaba fazendo com que os valores de alcalinidade total sejam altos (DIAS et al., 2014).

O valor obtido para alcalinidade neste trabalho foi de 75,8 mg CaCO₃ em média, corroborando com o encontrado por Nkansah et al. (2016), que obteve uma

alcalinidade média de cerca de $70,9 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. A alcalinidade no efluente pode ser em função do CO_2 nas formas de bicarbonato e carbonato, originado da decomposição da matéria orgânica ou de componentes dos produtos para cabelo, como os hidróxidos presentes em alisantes e tinturas capilares (NKANSAH et al., 2016).

Cloretos se apresentam nas águas superficiais através da descarga de esgotos sanitários, sendo que a concentração em esgotos ultrapassa 15 mg L^{-1} (METCALF e EDDY, 2016). As fontes em efluentes de salão de beleza são xampus e condicionadores (NKANSAH et al., 2016). O valor médio de cloretos obtido neste trabalho foi de $10,4 \text{ mg L}^{-1}$. Os valores obtidos para cloretos indicam que o efluente proveniente de salão de beleza possui uma concentração inferior a de um esgoto doméstico típico. A Resolução CONAMA n. 430/2011 não estabelece limites máximos para alcalinidade e cloretos para o despejo de efluentes em corpos hídricos.

4.2.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio ($\text{DBO}_{5,20}$), Relação DQO/DBO

A demanda química de oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica, tanto a parcela biodegradável quanto a não biodegradável, sendo determinada por reagentes químicos, nesse caso dicromato de potássio em solução ácida. Valores elevados de DQO podem indicar grande consumo de oxigênio do meio em função da degradação da matéria orgânica (LAUERMANN, 2007).

Os valores de DQO obtidos neste trabalho apresentaram valores entre $898,7$ e $2.127,6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, com média de $1.476,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Os valores obtidos ratificam os observados por Banerjee et al. (2016) de $6.350 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ de DQO. No entanto, os valores encontrados nesta pesquisa são cerca de 24 vezes superiores aos observados por Nkansah et al. (2016), de $60,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ de DQO, e por Egbon et al. (2013), de $60,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ de DQO e de cerca de quatro vezes superior a DQO encontrada por Bessegato et al. (2018), de $370,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. A DQO não possui limite estabelecido pela Resolução CONAMA n. 430/2011.

Metcalf e Eddy (2016) consideram que valores de DQO superiores a $1.000 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ pode ser considerado forte. Guerra et al. (2017) atribui os elevados valores de DQO em efluentes de salão de beleza pela presença de compostos químicos

tensoativos, óleos naturais, corantes e fragrâncias, alguns dos quais possuem baixa biodegradabilidade e presente nas formulações dos produtos utilizados.

A demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$) representa a concentração de oxigênio consumido durante a degradação biológica do material orgânico. A determinação envolve a medida do consumo do oxigênio dissolvido utilizado por microrganismos durante a estabilização da matéria orgânica biodegradável (JORDÃO e PESSOA, 2005). Por se tratar de um parâmetro de grande interesse no controle da poluição, além de importante no controle dos processos de tratamento de efluentes, a Resolução CONAMA n. 430/2011 dispõe que os efluentes só possam ser despejados nos cursos d'água mediante a uma eficiência mínima de 60% de remoção de ($DBO_{5,20}$) nos sistemas de tratamento ou concentração abaixo de $120 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$.

Os valores de $DBO_{5,20}$ obtidos neste trabalho de $335,2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ de média, cerca de 2,8 vezes acima o limite legal estabelecido. Nkansah et al. (2016) encontrou valores de $30,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, próximo ao valor encontrado por Egbon et al. (2013), e os valores obtidos nesta pesquisa são cerca de 12 vezes superiores. Efluentes com elevadas concentrações de $DBO_{5,20}$ reduzem a disponibilidade de oxigênio nos cursos d'água receptores, deteriorando a qualidade ou inviabilizando a vida aquática (GIORDANO, 2004).

Von Sperling (2017) determina em $300 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ a $DBO_{5,20}$ do esgoto, enquanto que Metcalf e Eddy (2016) determinam que os efluentes com $DBO_{5,20}$ acima de $400 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ podem ser classificados como forte. Os valores encontrados para as concentrações das variáveis químicas demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$) e demanda química de oxigênio (DQO) podem ser observados na Figura 13.

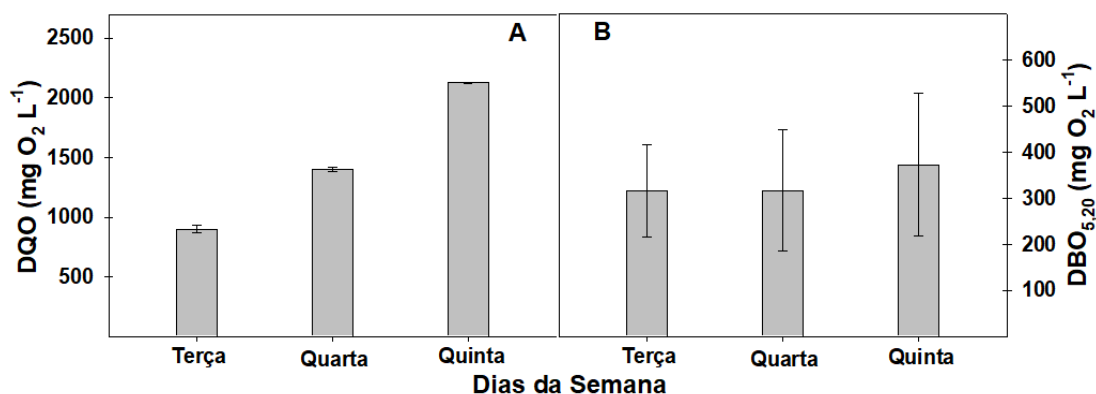


Figura 13. Resultados das variáveis químicas do efluente de salão de beleza. A, DQO (mg O₂ L⁻¹); B, DBO_{5,20} (mg O₂ L⁻¹).

Pelos valores obtidos da relação entre a DQO e a DBO_{5,20} possibilita-se estabelecer o mais adequado tipo de tratamento para um efluente. Von Sperling (2017), determina que se a relação for inferior a 2,5 o efluente pode ser considerado como de fácil biodegradação, de 2,5 a 5 como passível de biodegradação, e maior que 5 como biorrefratário ou não biodegradável. Os resultados analíticos da relação DQO/DBO_{5,20} pode ser observada na Figura 14.

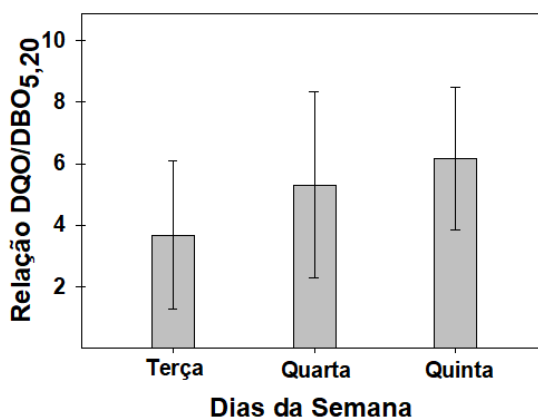


Figura 14. Resultados da relação DQO/DBO do efluente de salão de beleza.

A relação DQO/DBO_{5,20} apresentou valores entre 3,7 e 6,2, com média de 5,1. Verifica-se, portanto, predomínio de compostos não biodegradáveis, indicativo da necessidade da aplicação de tratamento físico-químico. Nkansah et al. (2016) encontrou relação DQO/DBO_{5,20} de cerca de 2,0, enquanto que Egbon et al. (2013) obteve 3,8.

4.2.3 Nitrogênio total kjeldahl, amoniacal, orgânico e fósforo total

As principais fontes de nitrogênio e fósforo para os corpos d'água são os lançamentos de esgotos domésticos e industriais, nas quais possuem concentrações elevadas desses nutrientes. O nitrogênio total Kjeldahl (NTK) representa a concentração total de nitrogênio orgânico e amônia (LAUERMANN, 2007). O fósforo ocorre em águas naturais e em efluentes quase que exclusivamente na forma de fosfatos. Produtos de limpeza domésticos e industriais, tais como os detergentes, representam as grandes fontes de nitrogênio e fósforo para o ambiente (QIN et al., 2015).

O nitrogênio e fósforo são nutrientes da matéria-prima para formar as proteínas em todos os organismos aquáticos, assim como são indispensáveis para o crescimento de vegetais e organismos em geral (METCALF e EDDY, 2016). No entanto, quando em altas concentrações associados às boas condições de luminosidade, provocam desequilíbrio ecológico, acarretando em crescimento exacerbado de organismos aquáticos, conhecido como processo de eutrofização (QIN et al., 2015).

A concentração de nitrogênio total neste trabalho foi de $6,5 \text{ mg N-NTK L}^{-1}$, das quais 58,5% ou $3,8 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ como nitrogênio amoniacal, e 41,5% ou $2,7 \text{ mg N L}^{-1}$ como nitrogênio orgânico. A Resolução CONAMA n. 430/2011 estabelece limite da concentração máxima de nitrogênio amoniacal em $20 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$, portanto, os resultados encontrados estão de acordo com o limite legal.

Metcalf e Eddy (2016) classificam efluentes com teor de nitrogênio total NTK abaixo de $23,0 \text{ mg N-NTK L}^{-1}$ como fraco. Os dados obtidos corroboram com os encontrados Banerjee et al. (2016) com $4,34 \text{ mg N-NTK L}^{-1}$, no entanto Bowers (2002) obteve valores para nitrogênio amoniacal quase oito vezes superior, com cerca de $29,0 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$.

A concentração de nitrogênio amoniacal encontrado em efluentes de salões de beleza assemelha-se às encontradas no esgoto doméstico, não representando um parâmetro de preocupação para a saúde pública ou ao meio ambiente, quando o tratamento desses efluentes acontece adequadamente (BOWERS, 2002). Metcalf e Eddy (2016) classificam efluentes com concentração de nitrogênio amoniacal de até $10 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ como fraco.

Os resultados analíticos das concentrações químicas nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico e fósforo total podem ser observados na Figura 15.

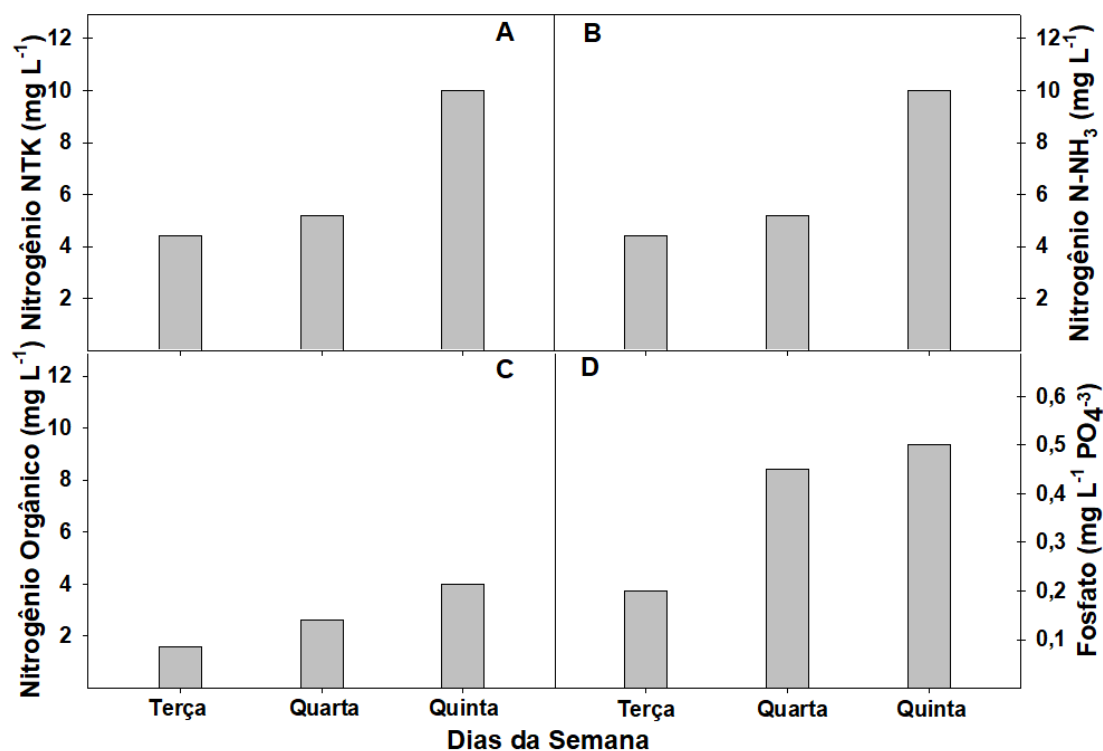


Figura 15. Resultados das variáveis químicas do efluente de salão de beleza. A, nitrogênio total Kjeldahl (mg N-NTK L⁻¹); B, amoniacal (mg N-NH₃ L⁻¹); C, nitrogênio orgânico (mg N L⁻¹); D, fósforo total (mg PO₃ L⁻¹).

O fósforo total nos efluentes se apresenta ligado a compostos orgânicos, oriundo substâncias de origem biológica, e na forma inorgânica, como polifosfatos e ortofosfatos presentes em detergentes (VON SPERLING, 2017). A concentração de fósforo neste trabalho apresentou teores entre 0,20 e 0,50 mg PO₄⁻³ L⁻¹, com média de 0,38 mg PO₄⁻³ L⁻¹, concentração mais de 60 vezes menor que a encontrada por Nkansah et al. (2016) de 23,6 mg PO₄⁻³ L⁻¹. Metcalf e Eddy (2016) classificam como fraco os efluentes contendo fósforo com teores abaixo de 3,7 mg PO₄⁻³ L⁻¹.

Apesar de não haver limite legal estabelecido para concentração de nitrogênio total, nitrogênio orgânico a Resolução CONAMA n. 430/2011 estabelece limite de 20 mg N-NH₃ L⁻¹ para nitrogênio amoniacal total para o lançamento de efluentes, cabendo ainda ao órgão ambiental competente, em função das características locais, a aplicação ou não do parâmetro. O mesmo acontece para o parâmetro fósforo, no qual, além de

não estabelecer um limite, também atribui ao órgão ambiental competente a definição de padrões específicos no caso da existência de registros histórico de floração de cianobactérias.

4.3. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE PÓS-TRATADO POR ELETROCOAGULAÇÃO

4.3.1 Cor Aparente e Turbidez

No processo da eletrocoagulação, partículas coloidais, dissolvidas ou em suspensão são responsáveis por conferir cor e turbidez ao meio. As partículas do poluente são removidas durante a flotação do material em decorrência da produção de bolhas de gases pelo cátodo e pela precipitação da massa floculada com o coagulante formado no ânodo de sacrifício (KUOKKANEN et al., 2013). A Resolução CONAMA n. 430/2011 não estabelece limites máximos de concentrações de cor aparente ou de turbidez para efluentes.

Os resultados obtidos das variáveis cor aparente e turbidez pós-eletrocoagulação, bem como as suas eficiências de remoção, para os tratamentos sem eletrólito suporte, com eletrólito suporte de NaCl suficiente para condutividade de 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$, com NaCl suficiente para condutividade de 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, e com solução de cal hidratada nos tempos de eletrólise de 5, de 15 e de 30 minutos podem ser observados na Figura 16.

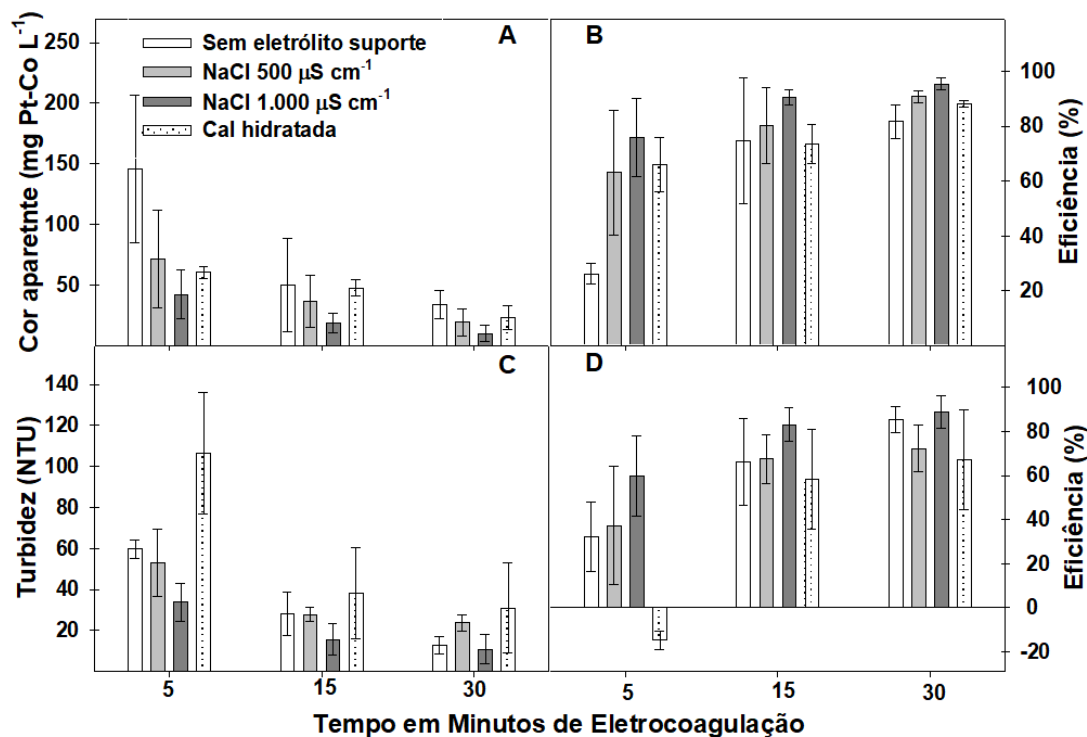


Figura 16. Resultados das eletrocoagulações. A, cor aparente (mg Pt-Co L⁻¹); B, eficiência de remoção de cor aparente (%); C, turbidez (NTU); D, eficiência de remoção de turbidez (%). Para os tratamentos sem eletrólito suporte, com eletrólito suporte de NaCl suficiente para 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$, com NaCl suficiente para 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, e com solução de cal hidratada nos tempos de eletrólise de 5, de 15 e de 30 minutos.

Os valores obtidos dos tratamentos de eletrocoagulação foram satisfatórios para a remoção de cor aparente, chegando a apresentar valores superiores a 95% de eficiência na eletrocoagulação com eletrólito suporte de NaCl suficiente para condutividade de 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ com tempo de 30 minutos de tratamento. No entanto, verifica-se que, em todos os tratamentos, o tempo de 15 minutos foi suficiente para a obtenção de remoções acima dos 70% na concentração de cor aparente. Na Tabela 3 podem ser observados os valores de concentração de cor aparente e de eficiência de remoção do efluente pós-tratado por eletrocoagulação.

Tabela 3. Valores de concentração de cor aparente e da eficiência de remoção do efluente pós-tratado por eletrocoagulação em diferentes tempos de tratamento.

Cor aparente	5 minutos		15 minutos		30 minutos	
	Conc.	Ef (%)	Conc.	Ef (%)	Conc.	Ef (%)
Sem eletrólito suporte	145,7 ± 60,7	26,2 ± 3,8	50,2 ± 38,4	74,7 ± 3,1	34,0 ± 11,3	81,7 ± 6,1
500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	71,4 ± 40,0	63,1 ± 22,9	36,3 ± 21,6	80,3 ± 13,7	19,2 ± 11,4	90,8 ± 2,3
1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	42,4 ± 20,3	75,9 ± 14,1	18,7 ± 8,5	90,6 ± 2,7	9,8 ± 6,7	95,4 ± 2,2
Cal hidratada	60,5 ± 5,0	66,0 ± 9,9	47,8 ± 6,6	73,4 ± 7,2	23,1 ± 9,5	88,3 ± 1,2

O valor médio de turbidez do pós-tratado por eletrocoagulação com eletrólito suporte de NaCl suficiente para condutividade de 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ apresentou eficiência de remoção de turbidez de 83% e 89% com 15 minutos e 30 minutos de tratamento, respectivamente. Verifica-se um ganho baixo em eficiência com o aumento do tempo de exposição ao tratamento de 15 para 30 minutos. Nota-se que o uso da cal hidratada como eletrólito suporte com tempo de tratamento de 5 minutos a eficiência de remoção foi de negativa de 15%. A adição de cal hidratada confere turbidez ao meio aquático, sendo necessário maior tempo para a sedimentação ou flotação dos sólidos em suspensão acrescidos pela própria cal como eletrólito suporte. Na Tabela 4 podem ser observados os valores de concentração de turbidez e de eficiência de remoção do efluente pós-tratado por eletrocoagulação.

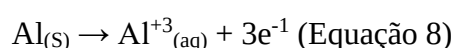
Tabela 4. Valores de concentração de turbidez e da eficiência de remoção do efluente pós-tratado por eletrocoagulação em diferentes tempos de tratamento.

Turbidez	5 minutos		15 minutos		30 minutos	
	Conc.	Ef (%)	Conc.	Ef (%)	Conc.	Ef (%)
Sem eletrólito suporte	59,8 ± 4,5	32,0 ± 15,7	28,3 ± 10,6	66,2 ± 19,6	12,9 ± 4,1	85,5 ± 5,9
500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	53,0 ± 16,5	37,4 ± 26,8	27,7 ± 3,4	67,6 ± 11,1	23,7 ± 3,4	72,2 ± 10,7
1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	33,8 ± 9,3	59,7 ± 18,3	15,7 ± 7,8	83,1 ± 7,5	10,8 ± 7,8	88,8 ± 7,3
Cal hidratada	106,3 ± 29,7	-14,6 ± 4,2	38,2 ± 22,3	58,3 ± 22,7	31,0 ± 22,0	67,2 ± 22,6

As eficiências de remoção de cor e turbidez obtidas corroboram os valores encontrados por João et al. (2018), trabalhando com efluente proveniente da indústria de pescado, onde obtiveram remoções de cor de 95,5% e de 96,9% para cor e turbidez, respectivamente, também com a utilização de eletrodos de alumínio.

4.3.2 pH e Condutividade Elétrica

Segundo Moussa et al. (2017) o pH é um parâmetro chave quando se trata de eletrocoagulação, pois afeta a condutividade da solução e a dissolução do eletrodo. No entanto, é difícil estabelecer uma relação clara entre o pH da solução e a eficiência da eletrocoagulação, já que o pH da água tratada muda durante o processo. Quando o alumínio é usado como ânodo, ele sofre eletrólise de acordo com a Equação 8 para formação íons de alumínio trivalente, que é seguido por hidrólise espontânea de acordo com a Equação 9 para dar várias espécies dependendo do pH da solução. As reações anódicas tornam a vizinhança do ânodo levemente ácida, a qual é oposta, sendo a vizinhança do cátodo ligeiramente alcalina devido à evolução do hidrogênio e à produção de íons OH^- (Equação 8).



Os resultados obtidos das concentrações de pH e condutividade elétrica pós-eletrocoagulação, para os tratamentos sem eletrólito suporte, com eletrólito suporte de

NaCl suficiente para condutividade de $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, com NaCl suficiente para condutividade de $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, e com solução de cal hidratada nos tempos de eletrólise de 5, de 15 e de 30 minutos podem ser observados na Figura 17.

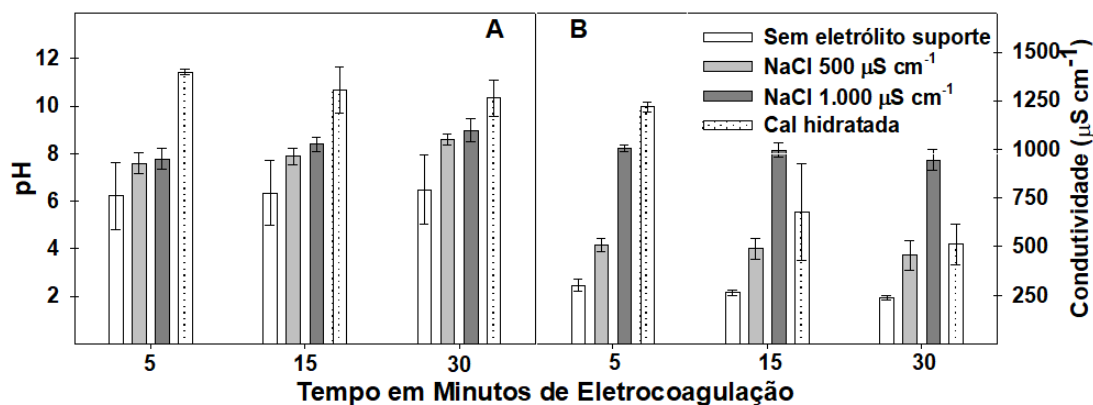


Figura 17. Resultados das eletrocoagulações. A, pH; B, condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$). Para os tratamentos sem eletrólito suporte, com eletrólito suporte de NaCl suficiente para $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, com NaCl suficiente para $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, e com solução de cal hidratada nos tempos de eletrólise de 5, de 15 e de 30 minutos.

O valor inicial médio do pH do efluente bruto do salão de beleza era de 6,79, sendo que após os tratamentos de eletrocoagulação, pode-se verificar acréscimo com o aumento do tempo de exposição aos tratamentos, como pode ser verificado nos valores apresentados para o pós-tratado com eletrólito suporte de NaCl suficiente para $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ e $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Os dados corroboram com os obtidos por Mouedhen et al. (2009) que utilizou eletrodos de alumínio para a remoção de Cr(VI), observando que a formação de $\text{Al}(\text{OH})_3$ remete ao incremento do valor do pH final. Na Tabela 5 podem ser observados os valores de pH do efluente pós-tratado por eletrocoagulação.

Tabela 5. Valores de pH do efluente pós-tratado por eletrocoagulação em diferentes tempos de tratamento.

pH	5 minutos	15 minutos	30 minutos
Sem eletrólito suporte	$6,2 \pm 1,4$	$6,4 \pm 1,4$	$6,5 \pm 1,4$
$500 \mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	$7,6 \pm 0,4$	$7,9 \pm 0,4$	$8,6 \pm 0,2$
$1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	$7,8 \pm 0,4$	$8,4 \pm 0,3$	$9,0 \pm 0,5$
Cal hidratada	$11,4 \pm 0,1$	$10,7 \pm 1,0$	$10,3 \pm 0,8$

Verifica-se também que o valor de pH do pós-tratado sem eletrólito suporte apresentam ligeira queda em relação ao inicial. Considerando que a eletrocoagulação sem a adição de eletrólito suporte torna-se mais ineficiente, devida a baixa condutividade do efluente, nesta situação, o consumo da alcalinidade durante a reação de formação do íon $2[\text{Al}(\text{OH})_4]^-$ e do hidrogênio, levam ao consumo dos íons hidroxila do meio, alcalinidade que não é reabastecida pela baixa produção do $\text{Al}(\text{OH})_3$ (MOUEDHEN et al., 2009).

O valor de pH da eletrocoagulação sem eletrólito suporte e com cal hidratada não apresentaram significativa variação ao longo do tempo de exposição ao tratamento. Valores mais altos são justificados pelo uso da cal como catalisador, pois a adição da mesma na solução aquosa tem capacidade de transformar o meio em alcalino (VITORINO, 2014; BASSYOUNI et al., 2017). Segundo Linares-Hernandez et al. (2009), quando o pH inicial da solução é altamente ácido ($\text{pH} < 3$) ou alcalino ($\text{pH} > 11$), não há mudança considerável no pH inicial. No entanto, quando o pH inicial é ácido, espera-se que o pH suba ao longo do processo de eletrocoagulação e quando o pH inicial é alcalino, espera-se que o pH diminua ao longo do processo de eletrocoagulação. Assim, a eletrocoagulação usando ânodo de alumínio poderia ser considerada como um neutralizador de pH.

A Resolução CONAMA n. 430/2011 estabelece que o pH do efluente esteja na faixa de 5 a 9, pode-se verificar que o efluente tratado com eletrólito suporte de cal hidratada ficaria em desacordo com a normativa, demandando uma posterior neutralização do mesmo, enquanto que os pós-tratados sem eletrólito suporte e com NaCl suficiente para $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ e para $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ estariam de acordo com a normativa.

Em um processo eletroquímico, a condutividade desempenha um papel importante na produção de hidróxido do metal. O aumento da condutividade altera a eficiência da reação, a voltagem da célula e o consumo de energia nas células eletrolíticas (TANATTI et al., 2018). A condutividade elétrica média do efluente bruto foi de $247,17 \mu\text{S cm}^{-1}$, tendo se mantido constante no pós-tratado sem eletrólito suporte, assim como para os tratamentos com NaCl suficiente para $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ e para $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Com o aumento do tempo de exposição à eletrocoagulação, verifica-se, no entanto, uma leve tendência de queda nos valores com o aumento do tempo de

exposição ao tratamento da eletrocoagulação. Segundo Khandegar e Saroha (2013) acontece em decorrência da apassivação do cátodo, ocorrendo a precipitação de sais nos eletrodos quando a concentração na solução é suficientemente alta. Na Tabela 6 podem ser observados os valores de condutividade elétrica do efluente pós-tratado por eletrocoagulação.

Tabela 6. Valores de condutividade do efluente pós-tratado por eletrocoagulação em diferentes tempos de tratamento.

Condutividade	5 minutos	15 minutos	30 minutos
Sem eletrólito suporte	300,0 ± 32,1	264,3 ± 14,4	236,3 ± 11,6
500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	508,7 ± 32,6	489,5 ± 53,8	455,2 ± 78,6
1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	1.006,0 ± 15,4	996,5 ± 35,6	945,0 ± 54,0
Cal hidratada	1.218,7 ± 26,4	676,2 ± 249,5	511,3 ± 102,9

No entanto, o valor de condutividade elétrica do pós-tratado com o uso de cal hidratada como eletrólito suporte caiu pela metade com o aumento do tempo de tratamento de 5 para 30 minutos. O uso da cal hidratada forma precipitados de sais, além da formação da camada isolante que diminui a eficiência da corrente aumentando o potencial entre os eletrodos. A condutividade elétrica não possui limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA n. 430/2011.

4.3.3 DQO e Eficiência de Remoção de DQO

O tempo é um parâmetro importante para a formação de quantidade suficiente de íons pelos eletrodos, sendo que a maior formação de íons metálicos fornecerá a maior formação de íons hidroxila, trazendo maior remoção de DQO. Como pode ser observado na Figura 19, o tempo de eletrólise não tem uma correlação linear com a eficiência de remoção, sendo que a maior parte dos poluentes foi removida durante os primeiros 15 minutos de eletrocoagulação. Após os 15 minutos de tratamento, a posterior geração de floco coagulante não teve efeito positivo sobre a eficiência de remoção.

Os resultados das concentrações de DQO e da eficiência de remoção de DQO pós-eletrocoagulação obtidas para tratamentos sem eletrólito suporte, com eletrólito

suporte de NaCl suficiente para condutividade de $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, com NaCl suficiente para $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, e com solução de cal hidratada nos tempos de eletrólise de 5, de 15 e de 30 podem ser observados na Figura 18.

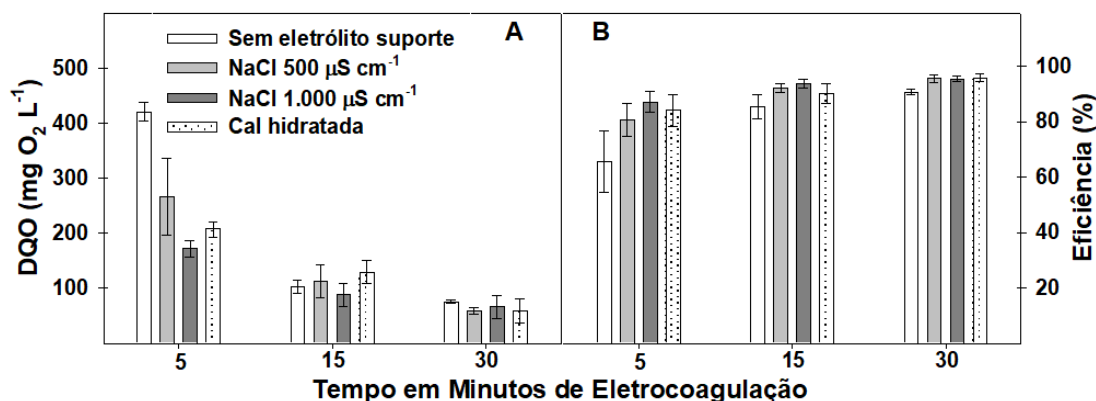


Figura 18. Resultados das eletrocoagulações. A, DQO em $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$; B, eficiência de remoção dos tratamentos (%). Para os tratamentos sem eletrólito suporte, com eletrólito suporte de NaCl suficiente para condutividade de $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, com NaCl suficiente $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ e com solução de cal hidratada nos tempos de eletrólise de 5, de 15 e de 30 minutos.

O valor médio de DQO do efluente bruto de salão de beleza foi de $1.476 \text{ mg O}_2 \text{L}^{-1}$, verificando que o menor valor de eficiência foi de 66% para eletrocoagulação sem eletrólito suporte com o tempo de 5 minutos de tratamento, sendo que todos os tratamentos apresentaram eficiências superiores a 90% para o tempo de exposição de 30 minutos.

No entanto, verifica-se que a eletrocoagulação com eletrólito suporte de NaCl suficiente para condutividade de $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ no tempo de 15 minutos, a eficiência alcançada chega aos 93,6% de remoção de DQO, apresentando uma concentração final média de $100 \text{ mg O}_2 \text{L}^{-1}$. Esse valor de DQO seria suficiente para o enquadramento do efluente pós-tratado no limite estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011, que é de $120 \text{ mg O}_2 \text{L}^{-1}$ para $\text{DBO}_{5,20}$. Apesar de o parâmetro preconizado pela normativa ser $\text{DBO}_{5,20}$, quando se estima o valor de DQO avalia-se a parcela do material orgânico biodegradável e não biodegradável, enquanto que a $\text{DBO}_{5,20}$ estima somente a parcela biodegradável. Portanto, sendo o valor de DQO inferior ao que é estabelecido para $\text{DBO}_{5,20}$, o efluente estaria em acordo com a resolução. Apesar de as eficiências alcançadas pelas eletrocoagulações no tempo de 30 minutos, verifica-se que o acréscimo de 15 minutos no tempo de tratamento não representaria um ganho viável

no tratamento. Na Tabela 7 podem ser observados os valores de concentração de DQO e de eficiência de remoção do efluente pós-tratado por eletrocoagulação.

Tabela 7. Valores de concentração de DQO e da eficiência de remoção do efluente pós-tratado por eletrocoagulação em diferentes tempos de tratamento.

DQO	5 minutos		15 minutos		30 minutos	
	Conc.	Ef (%)	Conc.	Ef (%)	Conc.	Ef (%)
Sem eletrólito suporte	544 ± 36	65,6 ± 11,1	218 ± 88	85,3 ± 4,3	138 ± 49	90,7 ± 1,0
500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	267 ± 70	80,6 ± 6,1	112 ± 30	92,1 ± 1,6	59 ± 6	95,5 ± 1,6
1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	172 ± 16	87,2 ± 3,8	88 ± 21	93,6 ± 1,6	66 ± 21	95,3 ± 1,0
Cal hidratada	207 ± 14	84,2 ± 5,7	129 ± 21	90,2 ± 3,4	59 ± 22	95,9 ± 1,4

Os dados desta pesquisa corroboram com os obtidos por Tanatti et al. (2018) utilizando eletrodos de alumínio e eletrólito suporte de NaCl, em efluente proveniente da produção de biodiesel, tendo conseguido um aumento da eficiência de remoção de DQO de 89,7 para 94,6%.

Os dados demonstram viabilidade da aplicação da técnica da eletrocoagulação para a remoção de DQO do efluente de salão de beleza, sendo que maiores eficiências de remoção em menores tempos podem ser obtidas ajustando a concentração de NaCl suficiente para aumentar a condutividade do meio.

4.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os resultados obtidos das análises estatísticas de comparações múltiplas entre os tratamentos de eletrocoagulação sem eletrólito suporte, com eletrólito suporte de NaCl suficiente para condutividade de 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$, com NaCl suficiente para condutividade de 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, e com solução de cal hidratada podem ser observados na Tabela 8.

Tabela 8. Comparações múltiplas entre os ensaios de eletrocoagulação sem e com eletrólitos suporte.

Tratamentos	Sem eletrólito suporte	500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	Cal hidratada
Sem eletrólito suporte	---	0,000*	0,000*	0,000*
500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	0,000*	---	0,001*	0,522 ^{NS}
1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ NaCl	0,000*	0,001*	---	0,047 ^{NS}
Cal hidratada	0,000*	0,522 ^{NS}	0,047 ^{NS}	---

Nota: *Significativo para $p < 0,05$; NS não significativo para $p < 0,05$.

Pela análise estatística de comparações múltiplas entre tratamentos pode-se verificar que, entre os experimentos de eletrocoagulação testados, demonstram que existe diferença significativa ($p < 0,05$) entre o ensaio sem o uso de eletrólito suporte com os demais.

A eletrocoagulação com o uso de NaCl suficiente para 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ não demonstrou diferença ($p > 0,05$) com o tratamento utilizando a cal hidratada, sendo significativamente diferente ($p < 0,05$) com os tratamentos de NaCl suficiente para 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e a eletrocoagulação sem eletrólito suporte, enquanto que a eletrocoagulação com o uso de NaCl para 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ apresenta diferença significativa ($p < 0,05$) entre todos os demais ensaios de eletrocoagulação.

Os resultados obtidos das análises estatísticas de comparações múltiplas entre os tratamentos de eletrocoagulação sem eletrólito suporte, com eletrólito suporte de NaCl suficiente para condutividade de 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$, com NaCl suficiente para condutividade de 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ com os parâmetros físico-químicos podem ser observados na Tabela 9.

Tabela 9. Comparações múltiplas entre os parâmetros de pós-tratamento com os ensaios de eletrocoagulação sem e com eletrólitos suporte.

Parâmetros	SES – 500 NaCl	SES – 1.000 NaCl	SES – Ca(OH) ₂	500 NaCl – 1.000 NaCl	500 NaCl – Ca(OH) ₂	1.000 NaCl – Ca(OH) ₂
Cor aparente	0,566 ^{NS}	0,025*	0,489 ^{NS}	0,377 ^{NS}	0,999 ^{NS}	0,448 ^{NS}
Cor efic. (%)	0,000*	0,000*	0,004*	0,913 ^{NS}	0,891 ^{NS}	0,523 ^{NS}
Turbidez	0,601 ^{NS}	0,956 ^{NS}	0,984 ^{NS}	0,883 ^{NS}	0,813 ^{NS}	0,999 ^{NS}
Turbidez efic. (%)	0,921 ^{NS}	0,871 ^{NS}	0,003*	0,506 ^{NS}	0,020*	0,000*
Condutividade	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*
pH	0,109 ^{NS}	0,133 ^{NS}	0,000*	1,000 ^{NS}	0,006*	0,005*
DQO	0,000*	0,000*	0,000*	0,001*	0,522 ^{NS}	0,047*
DQO efic. (%)	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*

Nota: *Significativo para $p < 0,05$; NS não significativo para $p < 0,05$.

Na análise da interação dos parâmetros com os tratamentos, verifica-se que cor aparente apresenta diferença significativa apenas entre os tratamentos sem o uso de eletrólito suporte com o de NaCl suficiente condutividade de $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$. A análise da comparação entre a eficiência de remoção da cor aparente e os tratamentos propostos existe diferença significativa entre o tratamento sem o uso de eletrólito suporte com os demais, não tendo sido verificado diferença entre os tratamentos de NaCl suficiente condutividade de $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, NaCl suficiente para $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ e com eletrólito suporte de cal hidratada. Na análise do parâmetro cor aparente com os tratamentos propostos verifica-se que, o uso de qualquer dos eletrólitos suportes, já apresentaria viabilidade na aplicação desses tratamentos para a remoção da cor se comparado a eletrocoagulação sem eletrólito.

Na análise da concentração de turbidez verifica-se que não há diferença significativa entre para nenhum dos tratamentos propostos. No entanto, enquanto que a eficiência de remoção de turbidez para os tratamentos demonstra que apenas o uso da cal hidratada como eletrólito suporte apresenta diferença significativa com os demais tratamentos. Esse comportamento se deve a cal hidratada ser responsável por conferir maior turbidez à solução quando utilizada.

O parâmetro condutividade apresentou diferença significativa entre todos os tratamentos propostos, tendo em vista que a pesquisa se baseou no uso ou não de diferentes eletrólitos suporte, necessidade essa dada em função da baixa condutividade apresentada pelo efluente de salão de beleza. O fato de testar diferentes eletrólitos suporte impactaria diretamente nos valores de condutividade do pós-tratado.

O parâmetro pH demonstra diferença significativa apenas entre o tratamento com o uso da cal hidratada como eletrólito suporte e os demais, tendo em vista que a cal hidratada confere a solução um valor de pH elevado. Verifica-se, portanto que o entre os tratamentos sem eletrólito suporte, com NaCl suficiente condutividade de 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$, NaCl suficiente para 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ não há diferença significativa para os valores de pH do pós-tratado.

Para a análise da concentração da DQO entre os tratamentos pesquisados, verifica-se que não apresentam diferença significativa apenas os tratamentos com o uso do NaCl suficiente condutividade de 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ com o uso da cal hidratada. No entanto, na análise da eficiência de remoção de DQO, todos os tratamentos apresentam diferença significativa. Esses resultados demonstram a viabilidade do uso dos eletrólitos suporte testados na eficiência de remoção de DQO por eletrocoagulação.

Os resultados obtidos das comparações entre os parâmetros físico-químicos pelos diferentes tempos de exposição aos tratamentos de eletrocoagulação podem ser observados na Tabela 10.

Tabela 10. Comparações múltiplas entre os tempos dos ensaios de eletrocoagulação com os resultados dos parâmetros físico-químicos do pós-tratamento.

Parâmetros	5 min – 15 min	5 min – 30 min	15 min – 30 min
Cor aparente	0,043*	0,001*	0,298 ^{NS}
Cor efic. (%)	0,002*	0,000*	0,526 ^{NS}
Turbidez	0,692 ^{NS}	0,927 ^{NS}	0,896 ^{NS}
Turbidez efic. (%)	0,000*	0,000*	0,322 ^{NS}
Condutividade	0,000*	0,000*	0,019*
pH	0,999 ^{NS}	0,380 ^{NS}	0,402 ^{NS}
DQO	0,000*	0,000*	0,000*
DQO efic. (%)	0,000*	0,000*	0,000*

Nota: *Significativo para $p < 0,05$; NS não significativo para $p < 0,05$.

A cor aparente não apresentou diferença significativa entre os tempos de 15 e 30 minutos, tanto para concentração quanto para eficiência de remoção. Verifica-se que para a cor aparente não seria viável o aumento de exposição aos tratamentos propostos a tempos superior ao de 15 minutos.

A turbidez não apresentou diferença significativa para concentração de turbidez e eficiência de remoção de turbidez entre os tempos de 15 e 30. Verifica-se que para a turbidez apresenta nível de significância na concentração de turbidez pelo tempo, o que se deve a sedimentação das partículas com o tempo de detenção hidráulico, o que se estabiliza por volta dos 15 minutos, não sofrendo alteração do aumento do tempo de 15 para 30 minutos de sedimentação. A medida que mais partículas sedimentam ao longo do tempo, menor o valor de turbidez da solução. No entanto, para a eficiência de remoção de turbidez, o aumento de exposição ao tempo dos tratamentos propostos superior a 15 minutos não apresentaria significativo ganho, assim como para a cor aparente.

A condutividade elétrica apresenta diferença significativa entre os tempos de reação para os tratamentos propostos. A condutividade elétrica do efluente é função da concentração de íons presentes em solução, e, a medida que ocorre a reação de eletrocoagulação, mais cátions metálicos são inseridos em solução, existindo correlação linear da condutividade elétrica com o tempo de reação.

O pH não apresenta diferença significativa com os tempos de reação para os tratamentos de eletrocoagulação. Verifica-se que o pH inicial da solução não sofre mudança significativa ao longo do tempo de exposição, pois para valores de pH entre 3 e 11 não ocorre variação considerável no pH inicial (LINARES-HERNANDEZ et al., 2009).

Para a DQO do efluente, verifica-se diferença significativa entre os tempos de exposição aos tratamentos propostos, tanto para concentração quanto eficiência de remoção de DQO. Os resultados demonstram viabilidade na aplicação da eletrocoagulação com o uso dos diferentes eletrólitos suporte estudados nesta pesquisa quando comparado ao tratamento do efluente de salão de beleza por eletrocoagulação sem a adição de eletrólito suporte.

5. CONCLUSÕES

A caracterização físico-química do efluente de salão de beleza demonstrou que os valores apresentados para demanda bioquímica de oxigênio e óleos e graxas se apresentaram concentrações acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA n. 430/2011. O valor de DBO de $300 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ apresentado situa-se cerca de 2,8 vezes a cima do limite legal, apesar de ser equivalente aos valores apresentados por um esgoto doméstico típico. A verificação da biodegradabilidade do efluente através da relação DQO/DBO exibiu valores de até 6,2, expondo a prevalência de material orgânico não biodegradável, e a necessidade de tratamento do efluente por técnicas físico-químicas, corroborada pelo resultado da demanda química de oxigênio da ordem de $2.100 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, assemelhando-se ao apresentado por uma indústria. Os demais parâmetros físico-químicos não se apresentaram em desconformidade.

A condutividade elétrica média de cerca de $247 \mu\text{S cm}^{-1}$ apresentada pelo efluente indica a necessidade da utilização de eletrólito suporte para viabilização do tratamento por processos eletroquímicos, sendo que a técnica da eletrocoagulação possui as vantagens de gerarem volume mínimo de lodo, não requerem a utilização de insumos químicos, poder tratar óleos e graxas e substâncias coloidais, além de serem dispositivos de tratamento de efluentes compactos.

Os resultados obtidos dos parâmetros pós-tratamento por eletrocoagulação utilizando eletrólitos suporte demonstram viabilidade na aplicação da técnica para tratamento de efluente de salão de beleza, tendo sido alcançados valores superiores a 95% de eficiência de remoção de cor aparente, turbidez e DQO.

Os resultados obtidos das análises estatísticas de comparações múltiplas entre os tratamentos de eletrocoagulação sem eletrólito suporte, com eletrólito suporte de NaCl suficiente para condutividade de $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, com NaCl suficiente para condutividade de $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, e com solução de cal hidratada demonstram diferença significativa entre os tratamentos sem e com o uso de eletrólito suporte. No entanto, não foram verificadas diferença significativa entre NaCl suficiente de $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ e o uso da cal hidratada. Pela análise da eficiência de remoção de DQO entre os tratamentos pesquisados, todos os tratamentos apresentam diferença significativa.

O resultado da análise das comparações múltiplas entre os tempos dos ensaios de eletrocoagulação com os resultados dos parâmetros físico-químicos do pós-tratamento demonstrou que, para a DQO do efluente, existe diferença significativa entre os tempos de exposição aos tratamentos propostos, tanto para concentração quanto eficiência de remoção de DQO. Os resultados demonstram viabilidade na aplicação da eletrocoagulação com o uso dos diferentes eletrólitos suporte. No entanto, na análise da variação do tempo com os demais parâmetros demonstra não haver ganho significativo nas eficiências nos tempos superiores a 15 minutos.

Verificou-se que a utilização do tratamento por eletrocoagulação para efluente de um salão de beleza apresentou resultados satisfatórios, com eficiências de remoções da ordem de 70% com tempo de exposição de 15 minutos, apresentando-se como uma alternativa de tratamento para um efluente com características diversas e elevados teores de material orgânico não biodegradável, além de poder apresentar efeito poluidor cumulativo no meio ambiente, em função do grande número de empreendimentos do tipo existentes.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIHPEC - Brasileira das Indústrias de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos. Disponível em <https://abihpec.org.br/2017/02/mercado-brasileiro-de-hppc-quarta-posicao-mundial-com-sensacao-de-terceira/>. Acesso em 02/08/2018.

AKBAL, F.; CAMCI, S.; Copper, chromium and nickel removal from metal plating wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, v. 269, p. 214-222, 2011. DOI:10.1016/j.desal.2010.11.001

ASIA, U. N. E. a S. C. f. W., **Waste-water Treatment Technologies: a General Review**. Economic and Social Commission for Western Asia, United Nations, 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR n. 10357: Água – Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO). Método de Refluxo Aberto, Refluxo Fechado – Titulométrico e Refluxo Fechado – Colorimétrico – Método de Ensaio, 1988.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR n. 10561: Água – Determinação de Resíduo Sedimentável (Sólidos Sedimentáveis). Método de Cone Imhoff – Método de Ensaio, 1988.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR n. 10664: Água – Determinação de Resíduos (sólidos). Método Gravimétrico – Método de Ensaio, 1989.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR n. 12614: Água – Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Método de Incubação (20°C por 5 dias) – Método de Ensaio, 1992. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR n. 12772: Água – Determinação de fósforo, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR n. 13348: Banho residual e efluente líquido — Determinação do teor de óleos e graxas totais, minerais e vegetais, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR n. 13796: Água Determinação de nitrogênio orgânico, Kjeldahl e total – Métodos macro e semimicro Kjeldahl, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR n. 12772: Água Determinação de fósforo, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR n. 14340: Água - Determinação da condutividade e da resistividade elétrica, 1999.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR n. 7353: Soluções aquosas – Determinação do pH com eletrodos de vidro, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR n. 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores, 1987.

BANERJEE, P.; MUKHOPADHYAY, A.; DEY, T. K.; SARKAR, S.; SWARNAKAR, S.; GHOSH, S.; Treatment of cosmetic effluent in different configurations of ceramic UF membrane-based bioreactor: Toxicity evaluation of the untreated and treated wastewater using catfish (*Heteropneustes fossilis*). **Chemosphere Journal**, v. 146, p. 133-144, 2016.

BASSO, L. A.; MOREIRA, L. G. R.; Avaliação da concentração e carga de sólidos exportada pelo Arroio do Salso, Porto Alegre-RS. **Repositório digital UFRGS**, Encontro Nacional dos Geógrafos, v, 22, p. 18-22, 2010.

BASSYOUNI, D. G.; HAMADA, H. A.; EL-ASHTOUKHY, E-S. Z.; AMINB, N. K.; ABD EL-LATIF, M.M.; Comparative performance of anodic oxidation and electrocoagulation as clean processes for electrocatalytic degradation of diazo dye Acid Brown 14 in aqueous medium. **Journal of Hazardous Materials**. v. 335, p. 178-187, 2017. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2017.04.045

BAZRAFSHAN, E.; MOHAMMADI, L.; ANSARI-MOGHADDAM, A.; MAHVI, A. H.; Heavy metals removal from aqueous environments by electrocoagulation processe a systematic review. **Journal of Environmental Health Science Engineering**. n. 13, v. 1, p. 1-16, 2015.

BERTI, A. P.; DÜSMAN, E.; SOARES, L. C.; GRASSI, L. E. A. Efeitos da contaminação do ambiente aquático por óleos e agrotóxicos. **SaBios- Revista de Saúde e Biologia**, v. 4, n. 1, p. 45- 51, 2009.

BESSEGATO, G. G.; SOUZA, J. C.; CARDOSO, J. C.; ZANONI, M. V. B.; Assessment of several advanced oxidation processes applied in the treatment of environmental concern constituents from a real hair dye wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, n. 6, p. 2794-2802, 2018. DOI: 10.1016/j.jece.2018.04.041

BESSEGATO, G. G.; HUDARI, F. F.; BOLDRIN Z., VALNICE, M.; Self-doped TiO₂ nanotube electrodes: A powerful tool as a sensor platform for electroanalytical applications. **Electrochimica Acta**, v. 235, p. 527-533, 2017.

BHATERIA, R.; JAIN, D.; Water quality assessment of lake water: a review. **Sustainable Water Resources Management**. v. 2, ed. 2, p. 161–173, 2016. DOI:10.1007/s40899-015-0014-7

BOWERS, F.; COLE, K.; HOFFMAN, J.; **Characterizing beauty salon wastewater for the purpose of regulating onsite disposal systems**. New Jersey Department of Environmental Protection. Division of Water Quality. August, 2002.

BRITO, S. R. R.; Produtos estéticos x danos à saúde dos Consumidores. **Revista de Direito UNIFACS – Debate Virtual**, n. 172, 2014.

BRYANT, I. M.; TETTEH-NARH, R.; Using Slow Sand Filtration System with Activated Charcoal Layer to Treat Salon Waste Water in a Selected Community in Cape Coast, Ghana. **Journal of Advanced Chemical Engineering**, p. 5-35, 2015.

BUZZEO, M. C.; EVANS, R. G.; COMPTON, R. G.; Non-Haloaluminate Room-Temperature Ionic Liquids in Electrochemistry - A Review. **ChemPhysChem**, v. 5, p. 1106-1120, 2004. DOI: 10.1002/cphc.200301017

CAÑIZARES, P.; MARTÍNEZ, F.; JIMÉNEZ, C.; SÁEZ, C.; RODRIGO, M. A.; Technical and economic comparison of conventional and electrochemical coagulation processes. **Journal Chemical Technology Biotechnology**. n. 84, p. 702-710, 2009.

CERQUEIRA, A. A. C.; MARQUES, M. R. C.; **Electrolytic Treatment of Wastewater in the Oil Industry**. Intech Open Science, 2012. DOI: 10.5772/50712

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, **Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos**. Agência Nacional de Águas Ministério do Meio Ambiente, Brasília-DF, 326 p., 2011.

CHEN, G.; CHEN, X.; YUE, P. L.; Electrocoagulation and Electroflotation of Restaurant Wastewater. **Journal of Environmental Engineering**, n. 126, v. 9, p. 858-863, 2000.

CHEN, G.; Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation Purification Technology**, n. 38, v. 1, p. 11-41, 2004. DOI: 10.1016/j.seppur.2003.10.006

CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, P. L.; Separation of pollutants from restaurant wastewater by Electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v. 19, p. 65–76, 2000.

CHENG, R. C., LIANG, S., WANG, H. C., BEUHLER, M. D.; Enhanced coagulation for arsenic removal. **Journal American Water Works Association**, v. 86, p. 79-90, 1994.

CRISPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O.; **Eletroflotação: Princípios e Aplicações**. Editora Rima, São Carlos –SP, 2004. ISBN-85-56552-99-2

CUNHA, C. L. N.; ROSMAN, P. C. C.; MONTEIRO, T. C. N.; Avaliação da Poluição em rios Usando Modelagem Computacional. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 8, n. 3, p. 126-134, 2003.

CUNHA, L. L. R.; **Tratamento de Efluente de Salão de Beleza por Processos de Coagulação-Floculação**. Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de

Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso, 66p. Cuiabá, 2017.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L.; **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. Editora Rima, 237p., 1ed., São Carlos, 2002.

DIAS, D. F. C.; NASCIMENTO, T. E. P.; RODRIGUES, V. A. J.; SVON SPERLING, M.; Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in series treating UASB reactor effluent: Ten years of intensive monitoring of a system in Brazil. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 206-214, 2014.

DIAS, M. F. R. G.; Hair Cosmetics: An Overview. **Internacional Journal of Trichology**, v. 7, n. 1, p. 2, 2015.

DUMAN, O.; TUNÇ, S.; Electrokinetic and rheological properties of Na-bentonite in some electrolyte solutions. **Microporous Mesoporous Mater**, v.117, p. 331-338, 2009.

EGBON, E. E.; IDODE, O. V.; EGBON, I. E.; CHUKWUMA, A. P.; Treatment of Saloon Wastewater Using Activated Carbon. **Chemical and Process Engineering Research**, v. 17, p. 24-28, 2013.

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

FRANÇA, S. A.; **Caracterização dos cabelos submetidos ao alisamento/relaxamento e posterior tingimento**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Fármaco e Medicamentos, Universidade de São Paulo, 147p. São Paulo, 2014.

GAO, P.; CHEN, X.; SHEN, F.; CHEN, G.; Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38 p. 11-41, 2004.

GAO, P.; CHEN, X.; SHEN, F.; CHEN, G.; Removal of chromium (VI) from wastewater by combined electrocoagulation–electroflotation without a filter. **Separation Purification Technology**, v. 43, p. 117-123, 2015.

GATSIOS, E.; HAHLADAKIS, J. N.; GIDARAKOS, E.; Optimization of electrocoagulation (EC) process for the purification of a real industrial wastewater from toxic metals. **Journal of Environmental Management**, v. 154, p. 117-127, 2015. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.02.018

GHERNAOUT, D.; NACEUR, M. W.; GHERNAOUT, B.; A review of electrocoagulation as a promising coagulation process for improved organic and inorganic matters removal by electrophoresis and electroflotation. **Desalination Water Treatment**, v. 28, p. 287-320, 2011.

GIORDANO, G.; Tratamento e controle de efluentes industriais. **Revista ABES**, v. 4, n. 76, 2004.

GOLDER, A. K.; SAMANTA, A. N.; RAY, S.; Removal of Cr^{3+} by electrocoagulation with multiple electrodes: bipolar and monopolar configurations. **Journal of Hazardous Materials**, v.141, n. 3, p. 653-661, 2007.

GUERRA, E.; LAMAS, J. P.; LLOMPART, M.; JARES, C. G.; Determination of oxidative hair dyes using miniaturized extraction techniques and gas chromatography-tandem mass spectrometry. **Microchemical Journal**, n. 132, p. 308-318, 2017.

ILHAN, F.; KURT, U.; APAYDIN, O.; GONULLU, M. T.; Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. **Journal of Hazardous Materials**. v. 154, p. 381-389, 2008.

JOÃO, J. J.; EMERICK, T.; S. FILHO, U.; NISHIHORA, R. K.; Processo de eletrocoagulação-flotação: investigação dos parâmetros operacionais para o tratamento de águas residuais da indústria de pescados. **Química Nova**, v. 41, n. 2, p. 163-168, 2018.

JORDÃO E. P.; PESSOA, C. A.; **Tratamentos de Esgotos Domésticos**. 4ª Edição, Rio de Janeiro, 2005.

KHANDEGAR, V.; SAROHA, A. K.; Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent e a review. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 949-963, 2013. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.06.043

KIM, K. H.; KABIR, E.; JAHAN, S. A.; The use of personal hair dye and its implications for human health. **Environment International**, n. 89-90, p. 222-227, 2016.

KUOKKANEN, V.; KUOKKANEN, T.; RAMO, J.; LASSI, U.; X Recent applications of electrocoagulation in treatment of water and wastewater - A review. **Scientific Research**, v. 3, n. 2, p. 89-121, 2013. DOI: 10.4236/gsc.2013.32013

LAUERMANN, A.; **Caracterização química dos efluentes gerados pelo aterro controlado de Santa Maria e retenção de chumbo e zinco por um argissolo da depressão central do Rio Grande do Sul**. 2007. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

LINARES-HERNÁNDEZ, I.; BARRERA-DÍAZ, C.; ROA-MORALES, G.; BILYEU, B.; UREÑA-NÚÑEZ, F.; Influence of the anodic material on electrocoagulation performance. **Chemical Engineering Journal**, v. 148, p. 97-105, 2009. DOI: 10.1016/j.cej.2008.08.007

MANSOORIAN, H. J.; MAHVI, A. H.; JAFARI, A. J.; Removal of lead and zinc from battery industry wastewater using electrocoagulation process: influence of

direct and alternating current by using iron and stainless-steel rod electrodes. **Separation and Purification Technology**, v. 135, p. 165-175, 2014.

MARCHETTI, T.; Tratamento de efluente líquido da indústria de cosméticos com sulfato de alumínio e biopolímero. **Revista da Graduação**, v. 7, n.1, 2014.

MELO, E. D.; **Avaliação e identificação da toxicidade de efluentes líquidos de uma indústria de cosméticos**. Dissertação, Universidade de Viçosa, 2012.

MENITHEN, L. S. S. S.; **Avaliação do impacto poluidor de efluente e resíduos sólidos de salão de beleza**. 2016. 58p. Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de Química, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2016.

METCALF, L.; EDDY, H. P.; **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. Editora McGraw-Hill, ed. 5, 2016.

MHATRE, S.; VIVACQUA, V.; GHADIRI, M.; ABDULLAH, A. M.; AL-MARRI, M. J.; HASSANPOUR, A.; HEWAKANDAMBY, B.; AZZOPARDI, B.; KERMANI, B.; Electrostatic phase separation: a review. **Chemical Engineering Research and Design**. n. 96, p. 177-195, 2015. DOI: 10.1016/j.cherd.2015.02.012

MICOLICHI V. P.; **Estudo da Potencialidade de Degradação de Efluentes de Centros Estéticos através de processos Fenton e Foto-Fenton**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Paraná-UFPR, 2013.

MIRAGEM, B.; Curso de direito do consumidor. **Revista dos Tribunais**, 2013.

MOLLAH, M. Y. A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A. G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D. L.; Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, p. 199-210, 2004. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2004.08.009

MOLLAH, M. Y. A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J. R.; COCKE, D. L.; Electrocoagulation (EC) — science and applications. **Journal of Hazardous Materials** v. 84, n. 1, p. 29-41, 2001.

MORENO, C. H. A.; COCKE, D. L.; GOMES, J. A. G.; MORKOVSKY, P.; PARGA, J. R.; PETERSON, E.; GARCIA, C.; Electrochemical reactions for electrocoagulation using iron electrodes. **Industrial Engineering Chemical Research**, v. 48, n. 4, p. 2275-2282, 2009.

MOUEDHEN, G.; FEKI, M.; WERY MDE, P.; AYEDI, H. F.; Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n.1, p. 124-135, 2008. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.04.090

MOUEDHEN, G.; FEKIA, M.; DE PETRIS-WERY, M.; AYEDI, H. F.; Electrochemical removal of Cr(VI) from aqueous media using iron and aluminum as electrode materials: Towards a better understanding of the involved phenomena. **Journal of Hazardous Materials**, v. 168, p. 983-991, 2009. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.02.117

MOUSSA, D. T.; MUFTAH, EL-NAAS, M. H.; NASSER, M.; AL-MARRI, M. J.; A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 24-41, 2017. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.10.032

NKANSAH, M. A.; OPOKU, F.; EPHRAIM, J. H.; WEMEGAH, D. D.; TETTEH, L. P. M.; Characterization of Beauty Salon Wastewater from Kwame Nkrumah University of Science and Technology, Kumasi, Ghana and its Surrounding Communities. **Environental Health Insights**, v. 10, p. 147-154, 2016.

OLIVEIRA, R. A. G.; ZANONI, T. B.; BESSEGATO, G. G.; OLIVEIRA, D. P.; UMBUZEIRO, G. A.; ZANONI, M. V. B.; A química e a toxicidade dos corantes de cabelo. **Revista Química Nova**, v. 37, n. 6, p. 1037-1046, 2014. DOI: 10.5935/0100-4042.20140143

OSCIP, Organização da Sociedade Civil de Interesse Público Trata Brasil, 2009.

PRETORIUS, W. A.; JOHANNES, W. G.; LEMPERT, G. G.; **Electrolytic iron flocculant production with a bipolar electrode in series arrangement**. Water (South Africa), v. 17, n. 2, p. 133-138, 1991. ISSN 0378-4738

QIN, C.; LIU, H.; LIU, L.; SMITH, S.; SEDLAK, D. L.; GU, A. Z.; Bioavailability and characterization of dissolved organic nitrogen and dissolved organic phosphorus in wastewater effluents. **Science of the Total Environment**, v. 511, p. 47-53, 2015.

RAJESHWAR, K.; Reviews of electrochemistry: Electrochemistry and the environment. **Journal of Applied Electrochemistry**, v. 24, p. 1077-1091, 1994.

Resolução ANVISA RDC n. 222 de 2018. Regulamenta as Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde e dá outras providências, Agência Nacional da Vigilância Sanitária, 2018.

Resolução CONAMA nº 430 de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357/2015, do Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2011.

SEBRAE, Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas; **Minha Empresa Sustentável: Salão de Beleza**. Centro Sebrae de Sustentabilidade – Cuiabá, 28 p., 2016. ISBN 978-85-7361-082-6

SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS – SEBRAE. **Sustentabilidade no Salão de Beleza: Desafio e Vantagens**. Consultora conteudista: IKEDA, D. F. R., Brasília-DF, 2015. Disponível em: [http://www.bibliotecas.sebrae.com.br/chronus/ARQUIVOS_CHRONUS/bds/bds.nsf/f27ae5de45e34429be85dcd18c2250d7/\\$File/5707.pdf](http://www.bibliotecas.sebrae.com.br/chronus/ARQUIVOS_CHRONUS/bds/bds.nsf/f27ae5de45e34429be85dcd18c2250d7/$File/5707.pdf). Acesso em 01/03/2018.

SHAMMAS, N. K.; POUET, M. F.; GRASMICK, A.; Wastewater treatment by electrocoagulation-flotation. **Flotation Technology**, Springer, p. 199-220, 2010.

SILVA, F. R.; **Aplicabilidade do Tratamento Eletrolítico em Efluente Líquido de um Salão de Beleza**. 2017. 59p. Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2017.

SINOTI, A. L. L.; **Processo eletrolítico no tratamento de esgotos sanitários: estudo da sua aplicabilidade e mecanismos associados**. 2004. 180 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade de Brasília, Brasília, Distrito Federal, 2004.

SONG, P.; YANG, Z.; ZENG, G.; YANG, Y.; XU, H.; WANG, L.; XU, R.; XIONG, W.; AHMAD, K.; Electrocoagulation treatment of arsenic in wastewaters: a comprehensive review. **Chemical Engineering Journal**, v. 317, p. 707-725, 2017. DOI: 10.1016/j.cej.2017.02.086

SZPYRKOWICZ, L.; JUZZOLINO, C.; NKAUL, S.; A Comparative study on oxidation of disperse dyes by electrochemical process, ozone, hypochlorite and fenton reagent. **Water Research**, v. 35, p. 2129-2136, 2001. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00487-5

TANATTI, N. P.; ŞENGİL, I. A.; ÖZDEMİR, A.; Optimizing TOC and COD removal for the biodiesel wastewater by electrocoagulation. **Applied Water Science**, p. 8-58, 2018. DOI: 10.1007/s13201-018-0701-2

TAVARES, A. R.; **Monitoramento da Qualidade das Águas do Rio Paraíba do Sul e Diagnóstico de Conservação**. Dissertação de Mestrado do Instituto Tecnológico de Aeronáutica – ITA. São José dos Campos, SP, 2005.

TIBURTIUS, E. R.; PERALTA-ZAMORA, P.; EMMEL A.; LEAL, E. S.; Degradação de BTXs via processos oxidativos avançados. **Química Nova**, v. 28, n. 1, 2005.

TONG, T.; ELIMELECH, M.; The Global Rise of Zero Liquid Discharge for Wastewater Management: Drivers, Technologies, and Future Directions. **Environmental Science Technology**, v. 50, p. 6846-6855, 2016. DOI: 10.1021/acs.est.6b01000

TRICHES, D.; GODOY, M. R.; SILVA, C.; Desempenho da indústria brasileira de higiene pessoal, beleza e cosméticos e pass through da taxa de câmbio entre 2009 a 2015. **Revista Brasileira de Economia de Empresas**, v. 18, n. 1, p. 7-25, 2018.

VEPSALAINEN, M.; **Electrocoagulation in the Treatment of Industrial Waters and Wastewaters**. Doctor of Science (Technology). Lappeenranta University of Technology, Mikkeli, Finland, 2012.

VITORINO, I; N.; **Tratamento de Água por Cloração: Estudo de Caso na Estação de Bombeamento de Boa Vista – PB**. Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de Química Industrial, Universidade Federal da Paraíba, 90p. Campina Grande, 2014.

VON SPERLING, M.; **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. ed. 3, Editora UFMG, Belo Horizonte – MG, 2017.

WALPOLE, R. E., MYERS, S. L.; YE, H.; **Probabilidade e estatística para engenharias e ciências**. São Paulo, Pearson Prentice Hall, 2009. ISBN 978-85-7605-199-2

ZAROUAL, Z.; AZZI, M.; SAIB, N.; CHAINET, E.; Contribution to the study of electrocoagulation mechanism in basic textile effluent. **Journal of Hazardous Materials**, v. 131, p. 73-78, 2006.