



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE - UFCG
UNIDADE ACADÊMICA DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA - UACEN
CENTRO DE FORMAÇÃO DE PROFESSORES - CFP

JESSÉ BALBINO SABINO

**ESTUDO COMPARATIVO ENTRE O MÉTODO CONVENCIONAL E O DA
ELETROFLOCULAÇÃO APLICADO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS
RESIDUAIS.**

CAJAZEIRAS-PB
2019

JESSÉ BALBINO SABINO

**ESTUDO COMPARATIVO ENTRE O MÉTODO CONVENCIONAL E O DA
ELETROFLOCULAÇÃO APLICADO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS
RESIDUAIS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Licenciatura em Química da Unidade Acadêmica de Ciências Exatas e da Natureza do Centro de Formação de Professores da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito parcial para a obtenção do título de Licenciatura em Química.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Antônio Portela da Cunha

Co-Orientador: Prof. Dr. Everton Vieira da Silva

CAJAZEIRAS-PB
2019

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação - (CIP)
Denize Santos Saraiva Lourenço - Bibliotecária CRB -15/046
Cajazeiras - Paraíba

S116e Sabino, Jessé Balbino.
Estudo comparativo entre o método convencional e o da eletrofloculação aplicado no tratamento de águas residuais / Jessé Balbino Sabino. - Cajazeiras, 2019.
49f.
Bibliografia.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Antônio Portela da Cunha.
Coorientador: Prof. Dr. Everton Vieira da Silva
Monografia (Licenciatura em Química) UFCG/CFP, 2019.

1. Águas residuais - tratamento. 2. Eletrofloculação. 3. Água - técnica eletroquímica. 4. Tratamento de afluentes. 5. Lavadora de roupas. I. Cunha, Fernando Antônio Portela da. II. Silva, Everton Vieira da. III. Universidade Federal de Campina Grande. III. Centro de Formação de Professores. IV. Título.

UFCG/CFP/BS

CDU - 628.1

JESSÉ BALBINO SABINO

**ESTUDO COMPARATIVO ENTRE O MÉTODO CONVENCIONAL E O DA
ELETROFLOCULAÇÃO APLICADO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS
RESIDUAIS**

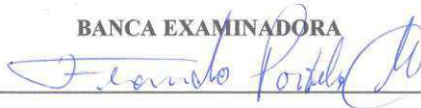
Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Licenciatura em Química da Unidade Acadêmica de Ciências Exatas e da Natureza do Centro de Formação de Professores da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito parcial para a obtenção do título de Licenciatura em Química.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Antônio Portela da Cunha

Co-Orientador: Prof. Dr. Everton Vieira da Silva

Aprovado em: 05/12/2019

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Fernando Antônio Portela da Cunha (Orientador)
Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)



Prof. Dra. Albaneide Fernandes Wanderley (Examinador 1)
Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)



Jesana de Mousa Silva (Examinador 2)
Pontifca Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio)

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a Deus pela força e coragem, iluminando e protegendo meus caminhos. A minha família pelo constante apoio e incentivo de forma direta e indiretamente.

A minha namorada, Alessandra, por todo incentivo, amor e companheirismo nos momentos mais difíceis dessa jornada de estudos. A minha sogra Luiza, por me disponibilizar os materiais para análise.

Ao Prof. Doutor Fernando Portela da Cunha e Prof. Doutor Everton Vieira da Silva pela paciência, grande competência na orientação e incentivo. A UFCG, nas pessoas dos Prof. Albaneide e Luciano Leal coordenador curso, Alcântara, técnica do laboratório do CFP, pelo apoio, confiança e incentivo.

Aos meus colegas do curso, e os demais professores das outras unidades acadêmicas pelo conhecimento repassado, disponibilidade e paciência.

RESUMO

O processo de lavagem de roupas é caracterizado pelo alto consumo de água e pelos impactos causados pelo descarte inadequado de seus efluentes nos rios, açudes e mares, que contém uma diversidade de compostos, de modo que um sistema de tratamento eficiente é de suma importância para o setor. Este estudo teve como objetivo verificar a eficiência e viabilidade do processo de eletrofloculação (tratamento por células eletrolíticas) no tratamento de efluente doméstico gerado a partir da lavagem de roupas, em relação ao método convencional (tratamento físico, químico e biológico). O efluente estudado foi coletado de uma máquina de lavar que consome em média 80 L de água por ciclo de lavagem (totalizando 240 L), em que o efluente gerado é descartado no sistema de tratamento. Primeiramente, foram realizadas análises preliminares do efluente gerado pelos procedimentos de lavagem, no qual foram encontrados altos valores nos seguintes parâmetros: cor, turbidez, pH e condutividade. Com base na redução dos valores desses parâmetros, foi avaliado a eficiência do processo eletrolítico. Em seguida, foram construídas quatro células para tratar o efluente (EF), as quais diferenciavam-se pela disposição e área total das placas. O efluente EF foi utilizado para comparar a eficiência do processo eletrolítico. Os resultados mostraram que o processo eletrolítico obteve eficiência, com um percentual de redução de 93,8% para o parâmetro cor, 94,5% para a turbidez. Com respeito ao custo operacional, observou-se uma redução de até 77% do gasto em comparação com o método convencional. Conclui-se que a eletrofloculação é uma metodologia bastante viável para tratamento de efluentes resultantes da lavagem de roupas tanto no que se refere a recuperação da água quanto na redução do custo operacional.

Palavras chave: Eletrofloculação, Tratamento de efluentes, Lavadora de roupas

ABSTRACT

The washing process is characterized by high water consumption and impacts caused by improper disposal of its effluents in rivers, dams and seas, which contain a diversity of compounds, so an efficient treatment system is of paramount importance to the sector. This study aimed to verify the efficiency and viability of the electroflocculation process (treatment by electrolytic cells) in the treatment of domestic effluent generated by washing clothes, in relation to the conventional method (physical, chemical and biological treatment). The studied effluent was collected from a washing machine that consumes on average 80 L of water per wash cycle (totaling 240 L), where the generated effluent is disposed of in the treatment system. First, preliminary analyzes of the effluent generated by the washing procedures were performed, in which high values were found in the following parameters: color, turbidity, pH and conductivity. Based on the reduction of the values of these parameters, the efficiency of the electrolytic process was evaluated. Next, four cells were constructed to treat the effluent (PE), which differed by the arrangement and total area of the plates. The effluent EF was used to compare the efficiency of the electrolytic process. The results showed that the electrolytic process obtained efficiency, with a reduction percentage of 93.8% for the color parameter, 94.5% for turbidity. With respect to operating cost, there was a reduction of up to 77% of expenditure compared to the conventional method. It is concluded that electroflocculation is a very viable methodology for the treatment of effluents resulting from the washing of clothes with regard to water recovery and reduction of operating cost.

Keyword: Electroflocculation, Effluent treatment, Washer

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	16
2.1. Geral	16
2.2 Específico	16
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	17
3.1 Águas residuais.....	17
3.1.2 Características das águas residuais	17
3.1.3 Disponibilidade das águas	18
3.1.4 Destino das águas residuais	19
3.1.5 Tratamentos convencionais de águas residuais	20
3.2 Etapas do tratamento convencional	20
3.2.1 Pré-Tratamento	20
3.2.2 Tratamento primário	20
3.2.3 Tratamento secundário	21
3.2.4 Tratamento do lodo.....	21
3.3 Tratamento por Agentes Químicos.....	22
3.3.1 Coagulação	23
3.3.2 Floculação.....	23
3.3.3 Decantação ou Flotação.....	23
3.3.4 Filtração	23
3.3.5 Desinfecção	24
3.3.6 Fluoretação	24
3.3.7 Neutralização ou correção do pH	24
3.4 Eletrofloculação.....	25
3.4.1 Reações envolvidas na eletrofloculação	25
3.4.2 Principais estudos e aplicações da eletrofloculação no tratamento de águas residuais.	26
4. METODOLOGIA.....	28
4.1 Local da pesquisa.....	28
4.2 Planejamento experimental.....	28
4.3 Agentes químicos usados na lavagem de roupas.....	28
4.4 Coleta e caracterização do efluente	29

4.5 Célula de Eletrofloculação.....	29
4.6 Procedimento Experimental	31
4.7 Análises de custo operacional.....	32
4.8 Caracterização Físico-Química do Material Eletrofloculado	34
4.8.1 Cor	34
4.8.2 Turbidez.....	34
4.8.3 Corrente elétrica	34
4.8.4 Desgaste dos Eletrodos	34
4.8.5 pH	34
4.8.6 Condutividade elétrica.....	34
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.1 Eficiência na redução da cor.....	35
5.3 Eficiências na redução de turbidez	36
5.4 Curva de Calibração	38
5.5 Condutividades elétrica	39
5.6 pH dos efluentes	40
5.6.1 Correção do pH dos efluentes.....	40
5.7 Corrente elétrica (I)	41
5.7 Desgaste dos eletrodos	42
5.8 Custo operacional	43
6. CONCLUSÃO.....	46

LISTA DE SIGLAS

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COE – Custo Operacional Elétrico
CE – Custo Do Eletrodo
CT – Custo Total
Ci – Condutividade Inicial
Cf – Condutividade Final
ETEs – Estações De Tratamento De Esgotos
EC – Efluente Corrigido
EF – Efluente Filtrado
EB – Efluente Bruto
FIESP - Federação das Indústrias do Estado de São Paulo
MC – Método Convencional
OMS – Organização Mundial Da Saúde
PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
TOG – Teor de Óleos e Graxas
USEPA – United States Environmental Protection Agency

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Sistema de tratamento de esgotos constituído de lodos ativados.....	22
Figura 2: Interações dentro de uma célula com eletrodos de alumínio.	26
Figura 3: Curva de calibração de uma amostra preparada no laboratório	Erro! Indicador não definido.
Figura 4: Modelos das células de eletrofloculação.....	31
Figura 5: Modelo esquemático do filtro de areia.....	32
Figura 6: Média e Desvio Padrão das amostras.....	Erro! Indicador não definido.
Figura 7: Eficiência na remoção da cor.	36
Figura 8: Desvio padrão e média da turbidez de cada amostra.	Erro! Indicador não definido.
Figura 9: Eficiência na remoção de turbidez.	37
Figura 10: Condutividade final das amostras.	40
Figura 11: Variação do pH das amostras antes e após o processo	41
Figura 12: Variação da corrente (I) ao longo do tempo.	42
Figura 13: Desgaste dos anodos de cada célula ao final do processo.....	43
Figura 14: Custo operacional para tratamento de efluente por eletrofloculação e o método convencional.....	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Identificação das células por suas siglas.....	1
Tabela 2: Eficiência na remoção da cor.....	1
Tabela 3: Eficiência na remoção na turbidez.....	1
Tabela 4 : Condutividade das amostras após a eletrofloculação	1
Tabela 5: Intensidade da corrente em função do tempo	4
Tabela 6: Custo operacional de cada reator.....	4

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Tipos de reuso das águas residuais.....

1. INTRODUÇÃO

A água é uma substância fundamental para a humanidade e de todos os seres vivos existentes no planeta e sua escassez ou poluição, causam transtornos graves e de difícil solução. Embora apenas 10% da população mundial viva sob condições de falta d'água em todo planeta nos anos 2000, estima-se que essa porcentagem aumente para 38% até o ano de 2025 (BAIRD, CANN, 2011).

Diante desta perspectiva cresce a procura por técnicas de recuperação das águas residuais tornando-as apropriada para ser consumida novamente. Vale lembrar, que para que isso seja possível, é necessário compreender os tipos de processos químicos e físicos que acontecem nas águas e como estes conhecimentos podem ser aplicados para a reutilização da mesma (NETO et al, 2011).

Dentre as técnicas de tratamento de efluentes a eletrofloculação tem sido estudada por vários pesquisadores por se apresentar como um processo eficiente e de baixo custo (NETO et al, 2011).

A eletrofloculação é um processo eletrolítico caracterizado pela passagem de uma corrente elétrica através do efluente, tendo como consequência a formação de um coagulante (em geral um hidróxido metálico) que aglutina as impurezas dissolvidas. Além do coagulante, também é produzido o gás hidrogênio (H_2) que carrega o material coagulado para a superfície do efluente (CERQUEIRA, 2011).

A coagulação, tem por objetivo agregar uma porção de material dissolvido que será removida na forma de floculação. Isso se dá essencialmente na inserção no meio líquido de um produto capaz de anular as cargas geralmente eletronegativas dos colóides presentes, de forma a gerar flóculos que irão migrar para a superfície do líquido. Um floculante é, portanto, um estimulante de coagulação que acelera a formação, a coesão e a agregação dos flocos. O método tem-se mostrado bastante promissor na atualidade e está de acordo com as leis ambientais vigentes até o momento (CERQUEIRA, 2011).

Pesquisas mostram que o método de eletrofloculação é uma técnica promissora, pois apresenta resultados bastante satisfatórios, no que se refere a recuperação do efluente, além de apresentar um custo operacional reduzido quando comparado às técnicas tradicionais de tratamento de águas usadas.

Essa pesquisa justifica-se pela utilização de uma técnica bastante promissora na eliminação de resíduos poluentes da água, na qual é dispensado a adição de produtos químicos, mostrando que a ação da corrente elétrica num processo eletrolítico, é capaz de reduzir os poluentes dos efluentes de lavagem de roupas para níveis que propiciam a recuperação da água com possibilidade de ser reutilizada na mesma operação.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

- Verificar a eficiência e a viabilidade do tratamento de água residual com o uso da eletrofloculação em relação ao método convencional.

2.2 Específico

- Realizar coleta das amostras para análise das águas residuais provenientes da lavagem de roupa domestica na cidade de Cajazeiras;
- Fazer uma filtragem com um filtro de areia;
- Fazer o tratamento das amostras por eletrofloculação;
- Analisar fisicamente e quimicamente as amostras tratadas;
- Comparar graficamente a eficiência do tratamento por eletrofloculação e pelo método convencional;
- Avaliar o custo e a viabilidade financeira da eletrofloculação.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Águas residuais

3.1.2 Características das águas residuais

Os efluentes de processos industriais e domésticos apresentam, em geral contaminantes de várias naturezas. Segundo Pereira (2004), os agentes poluidores se classificam em três tipos; poluição química: os agentes são de natureza química e não biodegradáveis, tendendo a se acumular ao longo do tempo na natureza e no organismo dos seres vivos que mantém contato com esses agentes; poluição física: agentes que alteram as características físicas da água, podendo ser poluição térmica (águas aquecidas de atividades industriais lançadas nos rios) e poluição sólida (erosão do solo carregado pela chuva); e pôr fim temos a poluição biológica: ligada a problemas sanitários onde seres patogênicos são lançados em águas fluviais (PEREIRA, 2004).

Uma das características dessas águas são as substâncias de origem ~~matérias~~ orgânica e inorgânica presentes na mesma. Os tamanhos dessas partículas podem variar entre cm, mm e nm. Os processos de retirada dos poluentes do efluente podem ser feita por gradeamento, filtros de areia e agentes floculantes, respectivamente (DEHA, 2009).

As águas residuais provenientes de atividades industriais, passam por um pré-tratamento antes de serem descartadas ao longo de rios e açudes, conforme Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (BRASIL, 2011). Já as águas residuais provenientes das atividades domésticas são lançadas diretamente para a rede de esgoto e seguem para as ETEs (quando as cidades possuem essas estações).

O reuso das águas residuais tem como principal objetivo sua utilização para fins menos exigentes, ou seja, se a água residual é proveniente de uso doméstico/humano sua reutilização será feita para irrigação de lavouras ou outras finalidades. De acordo com a Organização Mundial de Saúde (OMS) o reuso das águas podem ser classificados em direto, indireto (intencional e não intencional) e reciclagem interna (CAVALCANTE, 2015). O Quadro 1 apresenta os principais tipos de reuso das águas residuais.

Quadro 1: Tipos de reuso das águas residuais

Reuso direto	Uso de esgotos tratados para irrigação, industrial e recargas de aquíferos ou similares.
Reuso indireto intencional:	Depois de tratada a água residual é encaminhada para mananciais para que possa ser reutilizada para outros fins;
Reuso indireto não intencional	A água residual é lançada em mananciais subterrâneos ou superficiais sem tratamento e diluído nos mesmo e utilizada novamente;
Reciclagem interna	Tratamento feito por indústrias para que suas águas residuais possam ser reutilizadas ou para amenizar impactos ambientais quando descartada.

Fonte: CAVALCANTE (2015).

De acordo com estudos da ONU em 2017, o reuso das águas residuais tratadas é uma solução economicamente viável, já que os custos da gestão de águas residuais são ultrapassados pelos benefícios para a saúde humana, desenvolvimento e sustentabilidade ambiental. Além disso, o tratamento adequado das águas residuais fornece novas oportunidades de negócios, gera energia e cria mais “trabalhos verdes” (TAE, 2017).

3.1.3 Disponibilidade das águas

Hoje em dia estamos produzindo mais efluentes e capitando cada vez menos águas potáveis. Mais de 80% do esgoto produzido pelos seres humanos volta à natureza sem ser tratado e cerca de 1,8 bilhão de pessoas bebem água de fontes contaminadas por esgoto. A cada ano, 842 mil mortes são causadas por falta de saneamento e higiene, bem como pelo consumo de água imprópria (ONU, 2019).

O Ministério das Cidades e Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura – IICA faz pesquisas e estabelece parâmetros e diretrizes para reutilização das águas residuais após o tratamento. De acordo com a Resolução COEMA nº 2 de 2017 e as definições da EPA, da OMS, do PROSAB, da CETESB e da FIESP, estabelecem os critérios de reutilização de águas que devem seguir ~~que são descritas em forma de~~ padrões e normas que devem ser exigidas ~~aceitas~~ pelos municípios, estados e países (KREUTZBERGER, et al., 2017).

3.1.4 Destino das águas residuais

Os primeiros projetos de coletas dos efluentes em meio urbano de que há registro, datam há mais de 5000 anos, e praticamente durante 4.800 anos, os avanços globais que se verificaram nesse domínio, não foram salvos, raras exceções, significativos (CARVALO, 2012).

Na América do Sul, em especial o Brasil, a coleta das águas residuais nos séculos XVIII e XIX, em casas de famílias com maior poder aquisitivo, era feita pelos escravos. Todas as noites, eles coletavam em vasos as águas provenientes das atividades domésticas e as despejavam no mar, onde também lavavam os urinóis e as escarradeiras. Esse tipo de coleta de águas residuais acontecia antes de a família real chegar ao Brasil em 1808. Depois da chegada da família real, o Brasil passou por muitas transformações significativas (LEONETI et al, 2011).

Em 1857, o então Imperador D.Pedro, II assinou o decreto nº. 1929 que estabelecia um contrato básico de esgotamento sanitário na cidade do Rio de Janeiro. Em 1863 as obras são iniciadas e em 1871 é detectado o funcionamento precário da rede, em face da extrema falta de manutenção e do material de baixa qualidade usado em sua construção, segundo relatório da Companhia City – empresa contratada para construir a rede de esgoto (LEONETI et al, 2011).

Os esgotos originados numa cidade e que se destinam à ETEs são basicamente originados de três fontes distintas: os esgotos domésticos (incluindo residências, instituições e comércio), as águas de infiltração e os despejos industriais (diversas origens e tipos de indústrias) (UNESCO, 2017).

Stefan Uhlenbrook, diretor do Programa Mundial de Avaliação da Água das Nações Unidas, afirma que o tratamento de águas residuais e o reuso dessa água é “*uma situação ganha-ganha*”, pois ao mesmo tempo que se deixa de poluir nascentes, rios e açudes, também se tem a reutilização dessas águas para os mais diversos fins, especialmente porque “os recursos de água doce estão se tornando cada vez mais escassos” (ONU, 2019).

A cobertura do tratamento dos efluentes urbanos, quase dobrou desde o final dos anos 1990 e, agora, estima-se que tenha alcançado o patamar de 20% das águas residuais coletadas nos sistemas urbanos de esgoto. As principais tecnologias usadas – aproximadamente 80%, tanto em termos da quantidade de instalações quanto do volume tratado – são as lagoas de estabilização, o lodo ativado e os reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UNESCO, 2017).

3.1.5 Tratamentos convencionais de águas residuais

Os tipos de processos para tratamento de efluentes de origem, industrial, comercial ou doméstica devem ser empregados para atender padrões de exigência da legislação ou á normas da empresa geradora do efluente. Diversas técnicas e etapas podem ser empregados para alcançar esses padrões, sendo que o tipo de tratamento a ser aplicado para as águas residuais é indicado de acordo com a carga poluidora e a presença de contaminantes (MENEZES, 2005).

Na maioria das vezes, esse tratamento é feito em uma (Estação de Tratamento de Esgotos) ETE cuja função consiste em reproduzir, através de processos físicos, químicos e/ou biológicos, as condições necessárias e suficientes, normalmente encontradas na natureza (em corpos hídricos receptores tais como rios, lagos e banhados), para promover a decomposição da matéria orgânica presente nos esgotos (COMUSA, 2017).

3.2 Etapas do tratamento convencional

As ETEs convencionais aplicam cinco etapas ao efluentes coletados: pré-tratamento, tratamento primário, tratamento secundário, tratamento do lodo e tratamento terciário. Em geral, são utilizados tratamentos físico-químicos ou biológicos.

3.2.1 Pré-Tratamento

O pré-tratamentoto consiste em sujeitar os efluentes à forte separação de sólidos. Em geral, são utilizados dois processos nesta etapa: o gradeamento e a desarenação. O primeiro é realizado por grades metálicas que funcionam como uma barreira para os sólidos. Eles acabam sendo detidos por elas e então, retiram-se os sólidos de maiores dimensões (m e cm). Esse processo garante maior segurança aos equipamentos das estações, já que devido ao tamanho dos resíduos, pode danificar os dispositivos ao longo da unidade. A desarenação conta com o papel de eliminar os flocos de areia por meio da sedimentação. Nessa parte, as partículas de areia vão para o fundo do tanque por serem mais pesados, enquanto as matérias orgânicas vão para a superfície (COMUSA, 2017).

3.2.2 Tratamento primário

Essa etapa consiste de técnicas físico-químicas que tendem a eliminar os sólidos suspensos e sedimentados, materiais flutuantes e matéria orgânica. Esses processos consistem de diferentes momentos. Primeiro são introduzidos produtos químicos nos

efluentes para a neutralização da carga. Em seguida ocorre a floculação do efluente. Após a floculação, tem-se a decantação primária que separa o sólido (lodo) e o líquido (efluente bruto). Os efluentes passam por decantadores que fazem o lodo ficar no fundo do tanque (COMUSA, 2017).

3.2.3 Tratamento secundário

Essa fase é composta por métodos bioquímicos que podem ser aeróbicos ou anaeróbicos, em que no aeróbico é utilizado bactérias que não precisam do oxigênio para respirar. Neste caso, os microorganismos degradam as substâncias orgânicas, que são usadas pelas mesmas como "alimento" e fonte de energia, mediante processos oxidativos, enquanto que no tratamento aeróbio conta com a atividade de bactérias heterótrofas aeróbicas e facultativas, que possibilitam a remoção das substâncias orgânicas com mais agilidade e eficiência. Esse processo visa a eliminação da matéria orgânica que não foi removida nas etapas anteriores. Se for bem-sucedido, o efluente pode ficar de acordo com a legislação ambiental, com até 95% livre de poluentes (COMUSA, 2017).

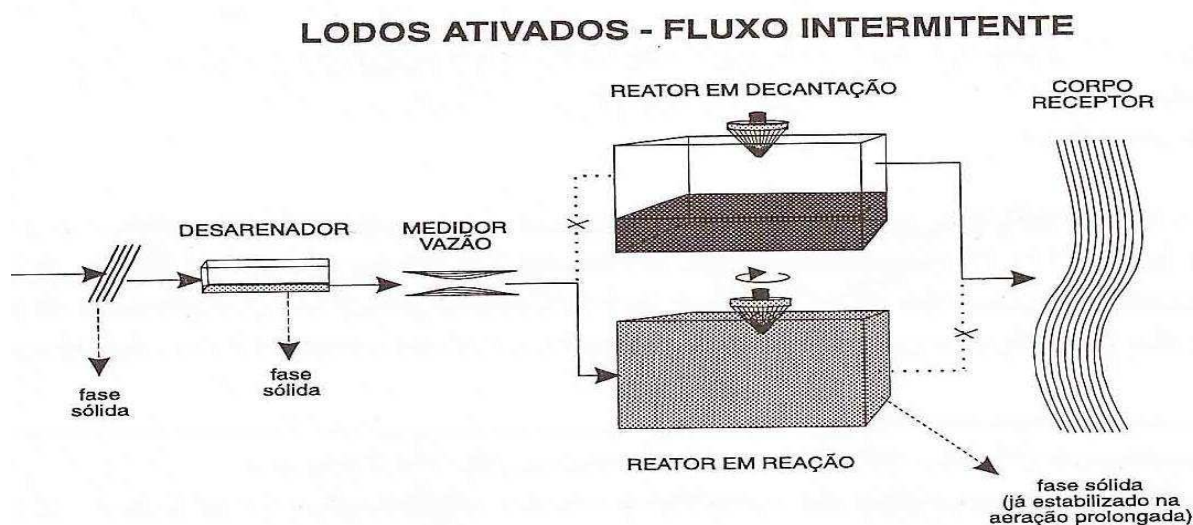
3.2.4 Tratamento do lodo

Em ETE's que utilizam essa tecnologia, a decomposição acelerada da matéria orgânica presente no esgoto é realizada por um conjunto de bactérias aeróbias. A adequada operação da ETE consiste em promover e assegurar as condições propícias para a existência dessas bactérias.

Esse processo denominado lodo ativado é mundialmente utilizado tanto para o tratamento de resíduos sanitários como os de efluentes industriais. É um processo que necessita de uma grande demanda de equipamentos quando comparado com outros processos de tratamento, que resulta em uma eficácia maior no processo, porém aumenta os custos nos seus sistemas operacionais associados ao consumo de energia elétrica, consumo de produtos químicos (alcalinizantes, por exemplo).

Basicamente, os componentes de um sistema de tratamento de lodos ativados são: tanque de aeração ou reator biológico, sistema de aeração, tanque de decantação e sistema para recirculação de lodo (COMUSA, 2017). A Figura 1 apresenta os componentes básicos de um sistema de lodos ativados.

Figura 1: sistema de tratamento de esgotos constituído de lodos ativados



Fonte: COMUSA (2017)

Todo resíduo orgânico removido ao longo do tratamento de qualquer efluente é denominado de lodo. Sua quantidade e natureza varia com o tipo de nascente desses efluentes. Sendo assim, o tratamento do lodo tem a finalidade de reduzir o teor de matéria orgânica, primeiro pelo adensamento. Nessa fase o objetivo é diminuir a água existente ~~que temos~~ no lodo para reduzir o volume do mesmo. A fase seguinte compreende na digestão anaeróbica para reduzir organismos patogênicos, reduzir o volume e proporcionar a utilização do lodo para fins agrícolas (COMUSA, 2017).

A terceira etapa submete o lodo a processos químicos e desidratação, permitindo a coagulação dos sólidos e remoção da umidade. O produto final é rico em matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e nutriente, possibilitando seu uso na agricultura ou em reflorestamento. Entretanto, é possível descartar o lodo em aterros sanitários, junto com o lixo urbano, ou em incineradores (COMUSA, 2017).

3.3 Tratamento por Agentes Químicos

O tratamento de água acontece em etapas e envolve processos químicos e físicos. A adição de produtos químicos contribui para tornar a água potável. A seguir, são descritas as etapas do tratamento e os produtos adicionados em cada uma delas:

3.3.1 Coagulação

Nesta Etapa é adicionado Sulfato de Alumínio ou o Cloreto de Polialumínio (PAC). Seu objetivo é aglomerar as partículas para que, aderindo umas às outras, formem flocos.

3.3.2 Flocculação

Após a coagulação, a água é direcionada ao flocculador, onde é adicionado um polímero, que é um auxiliar da flocculação. É um composto químico de grande cadeia molecular que aumenta o tamanho dos flocos, aumentando sua massa. Dependendo da característica química da água, escolhe-se qual polímero será usado (catiônico, aniônico ou neutro) para neutralizar as cargas das partículas presentes caso seja necessário. Para algumas águas não é necessária sua adição no flocculador (CESAN, 2013).

3.3.3 Decantação ou Flotação

Esta etapa promove a remoção dos flocos formados. A água flocculada passa para um tanque onde ocorrerá o processo decantação. Uma outra alternativa para a decantação é a flotação. Ao contrário da decantação, onde os flocos migram para o fundo do tanque pela força da gravidade, na flotação os flocos são arrastados para a superfície do tanque devido a adição de água com microbolhas de ar que fazem os flocos flutuarem para depois serem removidos. A utilização de um decantador ou de um flotador em uma ETE, depende das características da água bruta a ser tratada (CESAN, 2013).

3.3.4 Filtração

Os filtros são tanques compostos por camadas de seixos (pedras), areia, e carvão antracito. Na filtração, o restante dos flocos que não foram removidos na etapa de decantação (ou flotação) será retirado. Essa etapa é importante não só para remover a cor e turbidez da água, mas nela também inicia a remoção de microrganismos patogênicos. A filtração é uma barreira sanitária do tratamento, pois não se pode garantir uma adequada segurança da água com relação à presença de patogênicos, se ela não passar pelo filtro. Após a filtração a água seguirá para o tanque de contato, onde se processa a desinfecção e ocorrerão as etapas finais do processo (CESAN, 2013).

3.3.5 Desinfecção

Após a filtração, alguns microrganismos patogênicos podem ainda estar presentes na água. Para removê-los, utiliza-se cloro como desinfetante. Dessa forma, se mostra necessária à adoção de técnicas de desinfecção acopladas ao tratamento convencional para adequar os esgotos aos níveis estipulados pela CONAMA nº 393 (2007), com a remoção ou inativação de organismos potencialmente patogênicos.

3.3.6 Fluoretação

O ácido fluossilícico (H_2SiF_6) libera na água o fluoreto, forma iônica do elemento químico flúor, um dos responsáveis pelo declínio da cárie dentária no Brasil. O trabalho de adição de fluoreto nas águas de abastecimento público no Brasil, iniciou-se em 1953 no Espírito Santo, na cidade de Baixo Guandu e tornou-se lei federal em 1974. Expandiu-se pelo país na década de 1980 (FUNASA, 2012). Em 2006 já beneficiava mais de 100 milhões de pessoas. As bactérias presentes na placa dental produzem ácidos que removem os minerais dos dentes (desmineralização) deixando-os vulneráveis à cárie. Porém, quando ingerimos água fluoretada desde a infância, esse fluoreto passa a fazer parte do organismo e aumenta sua concentração no sangue e na saliva, participando do processo de recomposição dos minerais dos dentes (remineralização) tornando-os resistentes à cárie. Na maior parte do Brasil o teor de flúor utilizado na água é de 0,6 a 0,8 mg/L (FUNASA, 2012).

3.3.7 Neutralização ou correção do pH

A Cal hidratada ou hidróxido de cálcio ($Ca(OH)_2$) é um produto químico utilizado no tratamento de água para correção do pH (potencial de hidrogênio). Durante o tratamento, a água entra em contato com produtos químicos que conferem característica de acidez à água e isso precisa ser corrigido. O pH é uma escala que varia de 0 a 14 sendo 7 o ponto neutro que indica que uma substância não é ácida nem alcalina, amenizando qualquer risco a saúde humana. Números acima de 7 indicam alcalinidade e abaixo de 7 indicam acidez e os padrões aceitos para lançamentos de efluentes pela CONAMA 397 são entre 6 e 9 (CESAN, 2013).

3.4 Eletrofloculação

Ao final do século XIX essa técnica surgia como uma ~~técnica~~ metodologia promissora para o tratamento das águas residuais. No início do século seguinte, alguns projetos sobre esse tipo de tratamento foram explorados, ~~os mesmos eram~~ sendo denominados de eletroflotação. Estes estudos não tiveram avanços devido a ser considerados técnicas complexas, que envolviam sofisticados processos hidrodinâmicos e eletroquímicos (EWERLING; DOMINGUÊS, 2014).

A eletrofloculação desempenha papel importante nas técnicas não convencionais. O processo apesar de não ser utilizado convencionalmente, vem se mostrando promissor no tratamento de águas residuais. Sua maior característica é versatilidade, isso se tratando no modo como se opera, e em sua eficácia na remoção de agentes contaminantes. Mesmo apresentando várias vantagens tais como a dispensa de adicionar agentes químicos e evitar a formação de lodo residual, poucos estudos foram conduzidos na aplicação de métodos pela técnica de processo eletroquímico (CRESPILHO e REZENDE, 2004).

3.4.1 Reações envolvidas na eletrofloculação

Na eletrofloculação não ocorre à adição de floculantes, apenas do Cloreto de Sódio (NaCl) se necessário para aumentar a condutividade elétrica do efluente. Trata-se de um processo eletroquímico baseado na geração de bolhas de gás hidrogênio (H_2), cátions de alumínio (Al^{3+}) e hidroxilas (OH) que substituem os aditivos floculantes. Esse processo é dividido em cinco etapas básicas: (1) geração de pequenas bolhas de gás; (2) contato entre as bolhas e as partículas em suspensão; (3) adsorção das pequenas bolhas de gás na superfície das partículas e (4) ascensão do conjunto partículas/bolhas para a superfície; (5) e a coagulação pelo $Al(OH)_3$ (PASCHOAL; TREMILIOSI-FILHO, 2005).

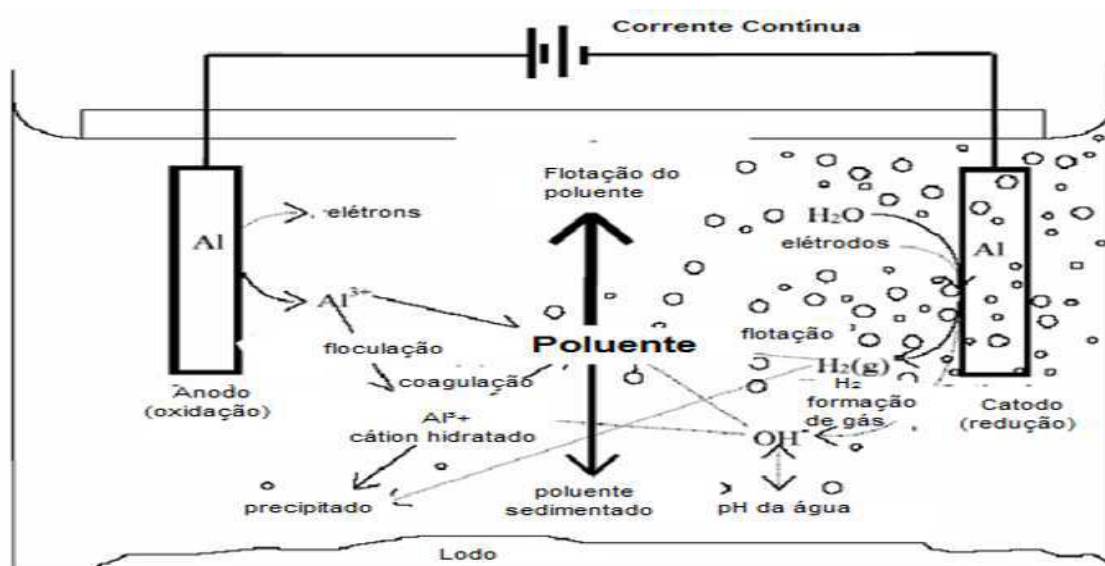
O processo ocorre através da passagem da corrente elétrica entre os eletrodos que devem estar submersos no efluente, distribuídos paralelamente no interior do reator, desenvolvendo assim diversas reações como coagulação, floculação, oxidação, flotação dos contaminantes em suspensão (PASCHOAL; TREMILIOSI-FILHO, 2005).

Sendo assim, a química desse mecanismo só pode ser realizada em meio aquoso para que ocorra a interação das cargas eletrolítica entre anodo e catodo. Sua eficácia depende de várias características da solução, tais como o pH do efluente, a dimensão

das partículas, a distância entre os eletrodos, a área dos eletrodos, entre outras. Além disso, o tipo de metal utilizado como anodos e catodos é de suma importância para que se obtenha um bom resultado, pois cada um pode apresentar valores diferentes de corrente elétrica para o mesmo tipo de efluente (CERQUEIRA, 2006).

A eletrofloculação é um processo que envolve a geração de coagulantes "in situ" pela dissolução de íons provenientes de alumínio e/ou ferro pela ação de corrente elétrica aplicada. A geração de íons metálicos ocorre no ânodo, enquanto o gás hidrogênio surge no cátodo (FLECK, 2013). A Figura 2 ilustra o processo de interações dentro de uma célula de eletrofloculação.

Figura 2: Interações dentro de uma célula com eletrodos de alumínio.



Fonte: Holt et al (2002)

3.4.2 Principais estudos e aplicações da eletrofloculação no tratamento de águas residuais.

Estudos ligados com eletrofloculação estão sendo desenvolvidos principalmente focados no setor industrial, que geram uma grande vazão de águas residuais. GOBBI (2013) verificou a eficácia desse método para o tratamento de águas oleosas. Para avaliar a sua viabilidade, foram determinados a demanda química de oxigênio (DQO), óleos e graxas totais (TOG), a concentração de sólidos totais, voláteis e fixos, a condutividade elétrica, o pH, a acidez e a alcalinidade total das amostras do efluente oleoso ao longo do tratamento. Estimou-se, também, o custo energético e operacional para o desenvolvimento da técnica.

Nos resultados foram verificados o aumento do pH. A condutividade elétrica e a concentração de sólidos não apresentaram variações significativas em seus valores durante o tratamento. A média de redução de TOG foi de 96%, enquanto que a de DQO foi de 81%. No fim da eletrólise, o efluente resultante ficou qualitativamente transparente. Quanto ao custo energético, a técnica teve em média R\$ 2,51/m³, um consumo do eletrodo de 0,90 g e um custo operacional total de R\$ 3,41/m³ (EWERLING; DOMINGUÊS, 2014).

CERQUEIRA (2006) verificou o processo eletrolítico no tratamento de efluentes da indústria têxtil. Devido ao tratamento tradicional desse tipo de efluente apresentar altos custos, a eletrofloculação aparece como um recurso alternativo por sua eficiência seguida de reuso da água. Todo o processo foi realizado em um reator com eletrodos de alumínio e ferro. Os resultados obtidos indicaram que o processo de eletrofloculação nas condições operacionais estudadas é uma alternativa tecnicamente viável para a redução de cor e turbidez, a qual apresentou valores de 95% e 100%, respectivamente.

4. METODOLOGIA

4.1 Local da pesquisa

A pesquisa foi realizada na cidade de Cajazeiras no alto sertão da Paraíba, cidade de pequeno porte, possuindo extensão territorial de 565,9 km². A cidade apresenta 54.8% de domicílios com esgotamento sanitário adequado, 94.4% dos domicílios urbanos em vias públicas com arborização e 8.3% de domicílios urbanos em vias públicas com urbanização adequada (presença de bueiro, calçada, pavimentação e meio-fio) (IBGE, 2010).

4.2 Planejamento experimental

A matriz experimental foi desenvolvida aplicando o planejamento prático completo dos testes realizados no laboratório da UFCG entre junho e agosto do ano vigente. Antes do início do processo de eletrofloculação, foi avaliado e corrigido o pH do efluente para valores abaixo 7, valor considerado ideal para o desenvolvimento do processo. Durante a eletrofloculação, foram avaliadas a eficiência do processo com respeito aos seguintes parâmetros: variação da corrente elétrica (i), disposição, área e distância das placas na célula eletrolítica. Para todos os ensaios, foi usado o tempo de processamento de 40 minutos.

4.3 Agentes químicos usados na lavagem de roupas

O sabão em pó é um sal derivado do ácido carboxílico. As reações para se obter esses sais de ácidos carboxílicos são denominadas de saponificação, caracterizando-se pela reação entre uma gordura ou óleo com uma base forte (hidróxido de potássio KOH

para sabões moles) (ROCHA, 2019). Devido ao uso do hidróxido de potássio na fabricação do sabão, os efluentes de tal processo, geralmente apresentam valores de pH na faixa entre 9,5 e 10,5.

4.4 Coleta e caracterização do efluente

O efluente utilizado neste trabalho foi coletado de uma máquina de lavar roupa com capacidade de 80L por ciclo de lavagem (240L no total) de uso residencial localizada em Cajazeiras-PB. A cada lavagem é usado uma média de 150g de sabão em pó para 8kg de roupas sujas. Em geral, no ciclo de lavagem as máquinas de lavar roupas utilizam três cargas d'água (cada uma de 80l). Para as análises do trabalho, foi coletado 5L do efluente da primeira descarga da máquina pois este é o efluente de maior carga de contaminantes. O efluente foi dividido e armazenado em 6 garrafas de 600mL e colocado em geladeira para análises posteriores.

Em consequência ao uso desse sabão para a lavagem das roupas, ocorre um aumento no pH das águas residuais provenientes de tais processos, o que dificulta o processo de eletrofloculação. Com isto se faz necessário uma correção do pH do efluente usando soluções ácidas (HCl a 6%, por exemplo) a fim de deixar o pH em valores próximo ao neutro (pH = 7), pois o processo de eletrofloculação ocorre de maneira mais eficiente nestes valores de concentração hidrogeniônica.

Com o intuito de avaliar a eficiência do processo com respeito a remoção do sabão do efluente foi produzida uma de calibração com amostra de concentração conhecida de sabão. Para tanto foi preparado sete soluções de água e sabão com concentração conhecida e verificado a condutividade da mesma. Foram preparadas 100mL de cada solução. A primeira (solução padrão) foi preparada com a concentração de sabão usada na lavagem de roupa (150g para 80L). A partir da solução padrão foi feito o acréscimo de +15%, +30% e +45% de massa de sabão para outras três soluções. O mesmo foi feito na forma de decréscimo, -15%, -30% e -45% de massa de sabão para outras três soluções. As condutividades das sete soluções foram medidas para montar a curva de calibração.

4.5 Célula de Eletrofloculação

Para o processo de tratamento do efluente foram utilizados quatro tipos de células eletrolíticas, sendo a primeira com duas placas paralelas medindo 9 cm de

largura por 7 cm altura cada; a segunda com duas placas paralelas medindo 6cm largura por 7 cm altura cada; a terceira com quatro placas em série medindo 3 cm largura por 7 cm altura cada; e a quarta com seis placas em série medindo 3 cm largura por 7 cm altura cada. Todas as placas foram de alumínio (Al) e produzidas a partir de latas de cervejas. A tinta externa e a resina interna foram removidas com o auxílio de palha de aço e água, para melhorar a condutividade nas placas.

O critério para escolha do tipo de eletrodo foi feito a partir de uma análise comparativa entre alumínio, ferro e grafite pois em estudos bibliográficos verificou-se que todos possuem boa condutividade elétrica e são de baixo custo. Porém, verificou-se que o grafite e ferro apesar de possuírem uma boa condutividade, ao sofrer desgaste durante o processo, libera partículas no efluente interferindo na qualidade final. Sendo assim, se optou apenas pelos eletrodos compostos de alumínio.

Para facilitar a identificação de cada célula criou-se uma codificação para cada uma, como descrito na Tabela 1.

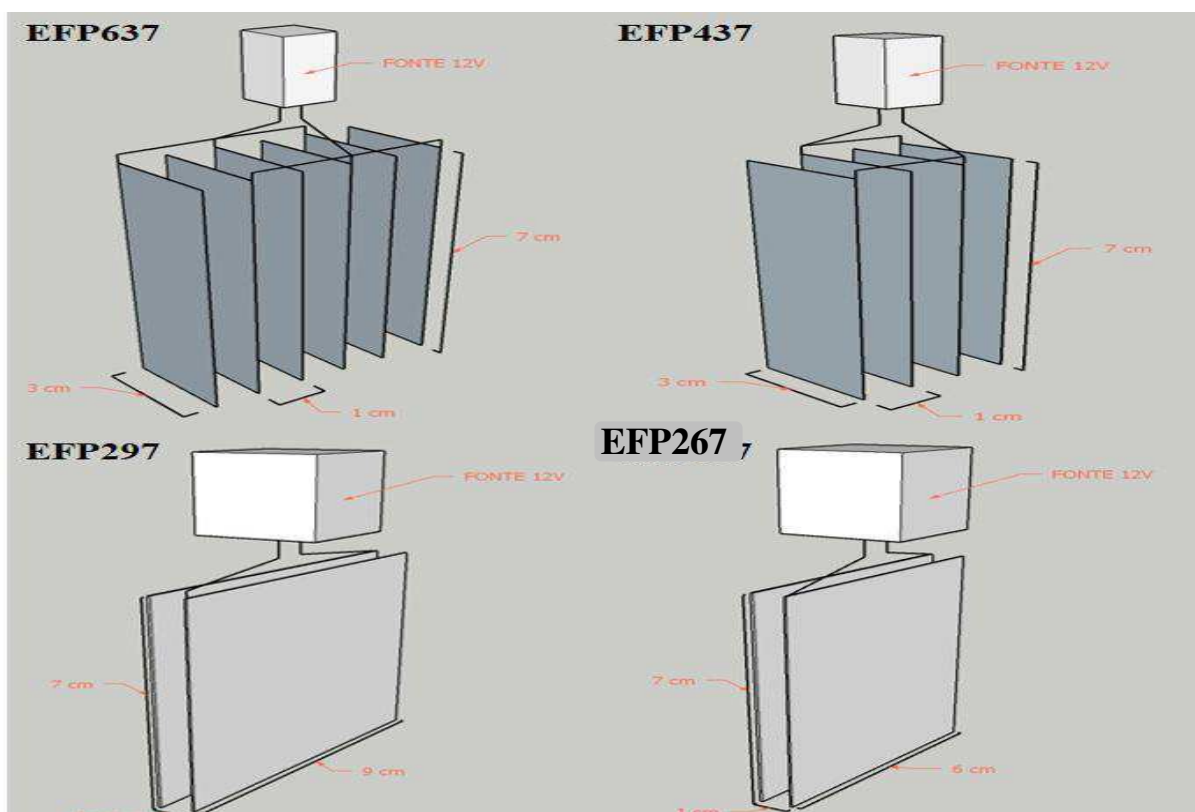
Tabela 1: Identificação das células por suas siglas

Célula	Sigla
Célula c/ 2 placas paralelas (9cm x 7cm)	EFP297
Célula c/ 2 placas paralelas (6cm x 7cm)	EFP267
Célula c/ 4 placas em série (3cm x 7cm)	EFP437
Célula c/ 6 placas em série (3cm x 7cm)	EFP637

Fonte: Autoria Própria (2019).

Apesar de terem uma diferença em número de placas, as células EFP297 e EFP637 possuem a mesma área total de placas (126 cm²). O mesmo acontece com as células EFP267 e EFP437 com 84 cm² de placa cada. O objetivo é verificar se uma mudança na disposição da área aumenta a eficiência do processo. Os modelos de cada célula são ilustrados na Figura 3.

Figura 3: Modelos das células de eletrofloculação.



Fonte: Autoria Própria (2019).

4.6 Procedimento Experimental

Antes de iniciar o processo eletrolítico, o efluente bruto passou por um processo de filtragem simples para a retirada de pequenos corpos (linhas, plásticos e etc) que se despreendem das roupas durante a lavagem. O filtro é composto por 3 compartimentos com três tipos de areias lavadas em cada compartimento. Segundo PINTO 2014 (areia grossa ϕ 1,2 mm a 4,8 mm, média ϕ 0,3 mm a 1,20 mm e areia fina ϕ 0,05 mm a 0,3 mm).

Figura 4: modelo esquemático do filtro de areia.



Fonte: Aatoria Própria (2019).

Iniciou-se o tratamento eletrolítico, onde para cada ensaio foi utilizado 500 mL de efluente filtrado com a aplicação de uma potência elétrica de 12V durante todo o processo. O tempo foi de 40 minutos aplicados a todos os processos independentemente do tipo de célula utilizada, onde a cada 5 minutos foram verificados a variação da corrente (I) e a condutividade do efluente (mS/cm). Após a eletrofloculação, a amostra ficou em repouso por 10 minutos, para flotação dos poluentes. Para a realização das análises, foi retirada do fundo do bécher com auxílio de uma pipeta volumétrica de 25mL. Cada amostra foi rotulada e armazenada em refrigeração para o prosseguimento das análises.

4.7 Análises de custo operacional

O custo operacional de qualquer tratamento de efluentes é um critério muito importante para a avaliação da aplicabilidade do método em escala industrial em relação ao método tradicional. Além das comparações químicas, físicas e biológicas entre os dois métodos de tratamento dos efluentes, é preciso efetuar a análise de custos operacionais, onde dois parâmetros são de grande relevância: a quantidade de energia consumida e a quantidade de material utilizado na fabricação do eletrodo (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

O custo operacional elétrico (COE) é calculado com base na quantidade de energia elétrica consumida (kWh/m³ do efluente tratado) e no preço da energia elétrica

(PEE em R\$/kWh). Para o custo operacional elétrico temos a Equação 1, conforme descrito por MÓDENES (2017).

$$\text{COE} = (V \cdot i \cdot t \cdot \text{PEE}) / \text{Vol} \quad (1)$$

Onde:

- V = tensão (V);
- i = média da intensidade da corrente (I);
- t = tempo da eletrofloculação (h);
- PEE = preço da energia elétrica (R\$/kWh);
- Vol = Volume = metros cúbicos (m³).

O custo dos materiais utilizados (CE), dado em R\$/m³, leva em conta a massa dos eletrodos de sacrifício dissolvida pelo ânodo no efluente. Para o custo dos eletrodos temos a Equação 2, conforme descrito por MÓDENES (2017).

$$\text{CE} = ((M_i - M_f) \cdot \text{PME}) / \text{Vol} \quad (2)$$

Onde:

- M_i = massa inicial do eletrodo (g);
- M_f = massa final do eletrodo (g);
- PME = preço de massa do eletrodo (R\$/g).
- Vol = Volume = metros cúbicos (m³).

O custo total (CT) é calculado realizando a soma do COE mais CE. Isso é dado na Equação 3, conforme descrito por MÓDENES (2013).

$$\text{CT} = \text{COE} + \text{CE} \quad (3)$$

Comparou-se também os custos do efluente tratado por eletrofloculação e o tratamento convencional utilizado na clarificação dos efluentes pela adição de agentes coagulantes, seguido de decantação. As avaliações desses custos foram realizadas mediante a caracterização do efluente bruto antes e após tratamento por eletrofloculação, efluente clarificado pelo tratamento físico-químico convencional (FORNARI, 2007).

4.8 Caracterização Físico-Química do Material Eletrofloculado

4.8.1 Cor

O parâmetro cor foi determinada por medida de absorvância, realizada em espectrofotômetro marca Lavibond, modelo PCcheckit-Hazen.

4.8.2 Turbidez

Para as determinações de turbidez utilizou-se o aparelho turbidímetro, marca PoliControl modelo AP 200, e os resultados foram expressos em uT (Unidade de Turbidez).

4.8.3 Corrente elétrica

As medidas de corrente foram realizadas utilizando o aparelho Multímetro Digital Dt830b Amarelo Portátil Profissional – Linglong.

4.8.4 Desgaste dos Eletrodos

Para verificar o desgaste dos eletrodos, foi pesado cada eletrodo numa balança eletrônica marca EVEN e modelo FA2204B, onde a referida pesagem foi realizada antes e após o processo eletrolítico.

4.8.5 pH

As medidas de pH foram realizadas por PHmetro digital portátil para soluções aquosas marca TecnoPON modelo Mpa – 210.

4.8.6 Condutividade elétrica

As medidas de condutividade foram realizadas utilizando o aparelho condutivímetro digital de bancada marca SHOTT modelo CG.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados foram divididos em tópicos nos quais foi avaliada a eficiência do processo de eletrofloculação considerando alguns parâmetros medidos antes e depois do processo.

5.1 Eficiência na redução da cor

Grande parte dos resíduos que dão esse aspecto escuro para as águas provenientes da lavagem de roupas são tintas, linhas e fragmentos desprendidos das roupas. Os mesmos interferem diretamente na incidência de luz solar nas águas residuais impedindo a ação fotossintética (CERQUEIRA, 2006). Os resultados registrados na Tabela 2 mostram as médias das análises de cor em duplicata para todos os efluentes, tratados ou não. As amostras codificadas com iniciais “EPF” referem-se aos efluentes ao final do tratamento em cada tipo de célula eletrolítica utilizada, enquanto que a amostra “EB” refere-se ao efluente bruto e a amostra “EF” refere-se ao efluente filtrado.

Tabela 2: Eficiência na remoção da cor

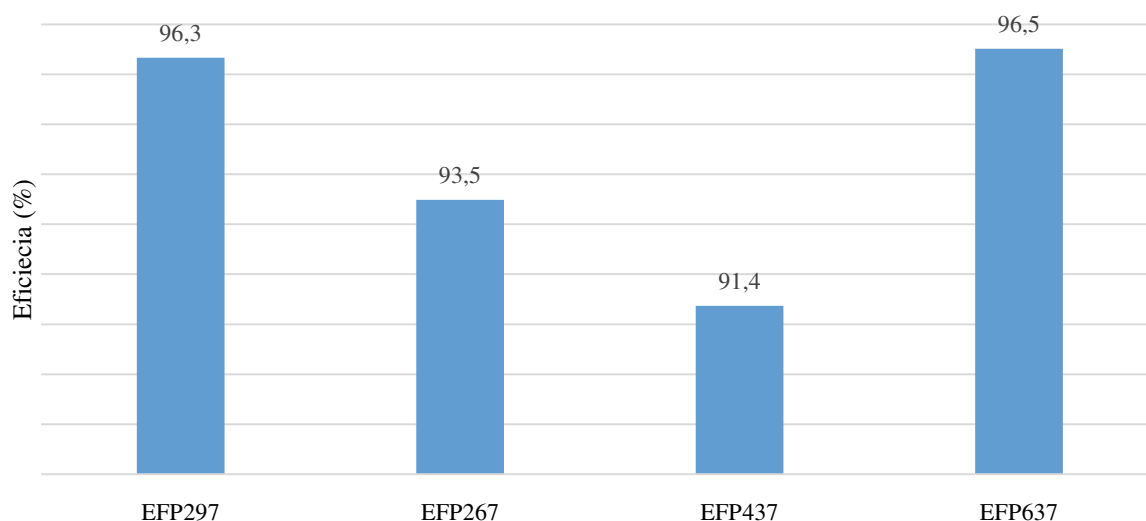
Amostras	Eficiência do Processo (%)	Média (uH)	Desvio padrão	Desvio padrão (%)
EB	****	3255	91,9	2,9
EF	43,2	1950	42,4	2,3
EFP297	96,3	104,5	9,2	8,8
EFP267	93,5	212	12,7	5,9
EFP437	91,4	281	8,5	3,0
EFP637	96,5	113,5	7,8	6,9

Fonte: Autoria Própria (2019).

A eficiência do processo foi verificada tomando como referência a medida da cor da amostra EF (efluente apenas filtrada). Antes do processo de eletrofloculação, todas as amostras apresentavam uma medida de cor da amostra EF, ou seja, valor de 1950 uH. Comparando os resultados de cor das duas amostras, EB e EF (não eletrofloculadas), observa-se que apenas o processo de filtração, já é capaz de apresentar uma melhoria de 43,2% nesta propriedade. Esse fato se deve que a amostra EB conter diversos agentes poluentes particulados, tintas e pelos provenientes das roupas sujas.

As células eletrolíticas apresentaram uma boa eficiência na redução cor, como é ilustrado na Figura 5.

Figura 5: Eficiência na remoção da cor.



Fonte: Autoria Própria (2019).

Observa-se na Figura 5 que o processo se mostrou eficaz para os quatro tipos de células. As células EFP297 e EFP637, apresentam resultados um tanto destacado em relação as células EFP267 e EFP437. Tal comportamento pode ser justificado considerando que as células EFP297 e EFP637 apresentam uma maior área de placas (126 cm^2) conforme pode ser visualizado na Figura 3 (na metodologia). As células EFP297 e EFP637 apresentam a mesma área, porém, com diferença em sua disposição (ver Figura 3 na metodologia), evidenciando assim que essa diferente disposição da área não gera diferença significativa de eficiência.

5.3 Eficiências na redução de turbidez

Na Tabela 3, pode-se observar os resultados obtidos na redução da Turbidez do efluente tratado pelo processo eletrolítico. As médias e desvio padrão são referentes aos ensaios em duplicata. A Taxa de Remoção de Turbidez (TRT), apresentados na Tabela 3, foram obtidas tomando como base o valor de turbidez da amostra EF (604,5 uT) obtida da filtração da água oriunda da lavadora de roupas e os submetidos ao processo de eletrofloculação (EFP297, EFP267, EFP437 e EFP637).

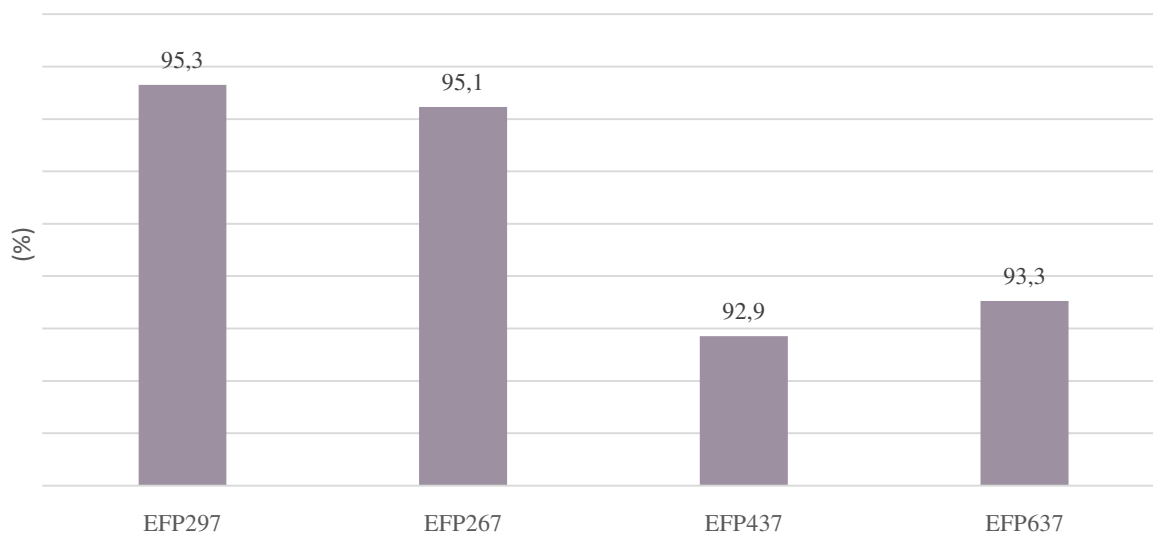
Tabela 3: eficiência na remoção na turbidez

Amostras	Média (uT)	Eficiência do Processo (%)	Desvio padrão	Desvio padrão (%)
EB	712,5	****	0,7	0,1
EF	604,5	15,2	3,5	0,6
EFP297	33,3	95,3	1,8	5,4
EFP267	34,8	95,1	2,5	7,2
EFP437	50,4	92,9	0,4	0,8
EFP637	48,8	93,3	1,1	2,3

Fonte: Autoria Própria (2019).

A Figura 6 apresenta os dados em porcentagem de redução, das amostras submetidas a 40 min de processo de eletrofloculação.

Figura 6: eficiência na redução de turbidez.



Fonte: Autoria Própria (2019).

Comparando-se o resultado de eficiência do processo de filtração (amostra EF) com respeito à cor, na Tabela 2 e da turbidez, na Tabela 3, observa-se que tal processo apresenta uma melhoria de 43,2% na cor e apenas 15,2% na turbidez. Isto mostra que as medidas de cor estão mais relacionadas materiais particulados (mais facilmente retirados em filtração simples) enquanto que a turbidez pode estar mais relacionada a substância dissolvidas na água de lavagem de roupas.

Observa-se na Tabela 3 que os valores de eficiência nos processos feitos pelas células EFP297, EFP267, EFP437 e EFP637 apresentaram boa remoção da turbidez comparados com a amostra EF. Todos os valores foram bem próximos, apresentando apenas uma pequena diferença superior para as células com duas placas (EFP297 e EFP267). Esses melhores resultados estão relacionados com o desgaste dos eletrodos, pois os reatores EFP297 e EFP267 tiveram uma maior perda percentual de massa ao final do processo, como pode ser observado na Figura 10 da seção 5.7. O desgaste do eletrodo esta relaciona com a produção do agente coagulante $\text{Al}(\text{OH})_3$ produzido durante o processo de eletrofloculação.

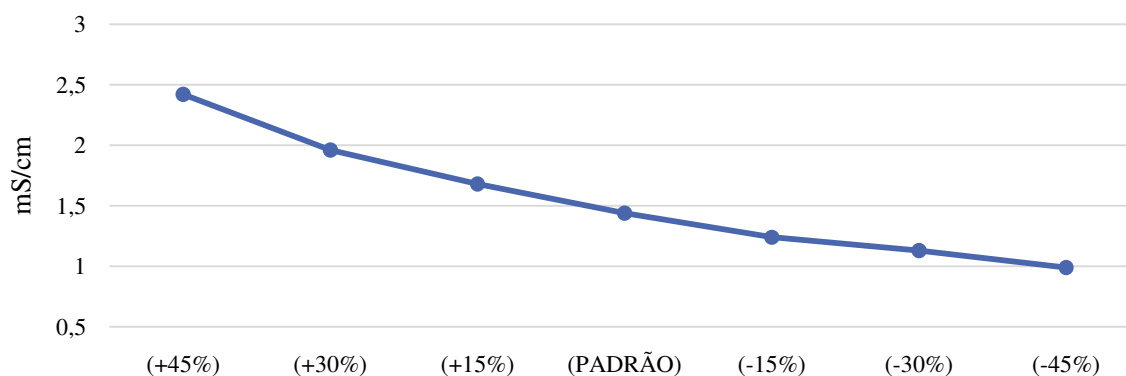
5.4 Curva de Calibração

A fim de se acompanhar a eficiência do processo com respeito à redução do teor de sabão no processo, foi montada uma curva de calibração.

Observa-se na Figura 7 que a curva de calibração mostrou uma relação bastante coerente entre a concentração de sabão na solução e a condutividade da mesma. A princípio esperava-se que fosse possível avaliar a eficiência do processo de recuperação da água residual da lavagem de roupa através de medidas de condutividade, considerando que a redução do teor de sabão do efluente, através da eletrofloculação, afetaria de maneira linear a condutividade da solução. Porém, observou-se que, diferentemente das soluções preparadas em laboratório para produzir a curva de calibração, os efluentes tratados não apresentavam comportamento da condutividade linear que pudessem se encaixar na curva de calibração.

Pode-se justificar este comportamento de não correlacionamento linear entre a condutividade e a eficiência do processo na redução do teor de sabão pela eletrofloculação, considerando que em tal processo ocorre uma reação de oxirredução em que é produzido íons OH^- e H^+ . Tal reação é responsável pela produção do agente floculante $\text{Al}(\text{OH})_3$ em que o alumínio é oriundo do desgaste do eletrodo da célula e os íons OH^- e H^+ oriundo da eletrólise da água. Desta forma, se por um lado a condutividade deve diminuir pela redução do teor de sabão, conforme mostra a curva de calibração, por outro lado a condutividade cresce no processo pela produção de íons H^+ e OH^- . Com isto a curva de calibração construída não se mostrou adequada para avaliar a eficiência do processo.

Figura 7: Curva de calibração



Fonte: Autoria Própria (2019).

5.5 Condutividades elétrica

A condutividade do efluente, ou seja, a capacidade de conduzir corrente elétrica é, diretamente proporcional à quantidade de íons condutores presentes no líquido. Estes íons são os responsáveis pela condução da corrente elétrica. Os valores de condutividade para a os efluentes eletrofloculados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 : Condutividade das amostras após a eletrofloculação

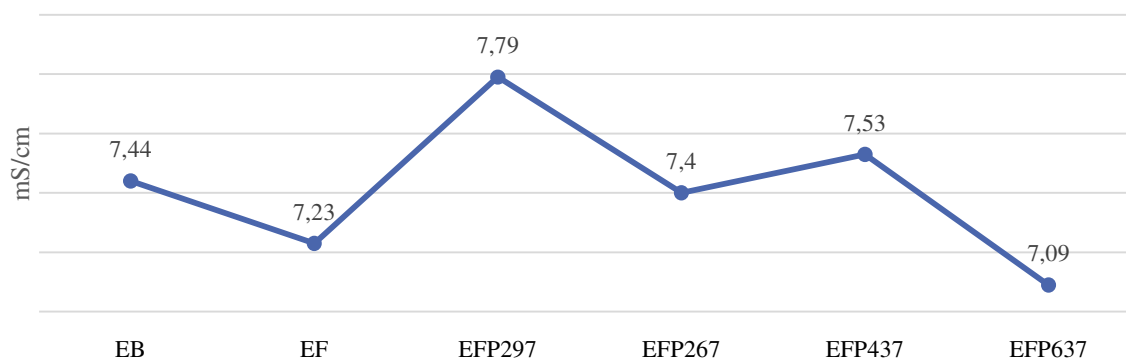
Amostras	Condutividade Final (mS/cm)	Varição – Ci e Cf (%)	Desvio padrão (%)
EB	7,44	*****	0,27
EF	7,23	*****	0,97
EFP297	7,79	+7,7%	0,70
EFP267	7,40	+2,4%	8,98
EFP437	7,53	+4,1%	12,48
EFP637	7,09	-1,9%	10,01

Fonte: Autoria Própria (2019).

Nota-se uma variação da condutividade final dos efluentes eletrofloculados tomando os valores de EF como ponto inicial. Nas células onde se tinham apenas duas placas, ocorreu um aumento da condutividade, mostrando que íons OH^- tiveram uma maior concentração seguido da produção de Hidróxido de Alumínio ($\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$), que se juntam aos agentes poluentes contidos no efluente e são carregados pelas bolhas de hidrogênio (H_2) para a superfície. Esse aumento na condutividade se mostra um fator positivo na redução de cor e turbidez.

Para uma melhor interpretação, a partir dos dados da Tabela 4, foi construído o gráfico apresentado na Figura 8.

Figura 8: condutividade final das amostras.



Fonte: Autoria Própria (2019).

Apesar da célula EFP637 possuir a mesma área de placas das célula EFP297, a primeira contém apenas duas placas enquanto a segunda é composta por seis placas. Este resultado mostra que a condutividade da célula está relacionada não apenas com a área total das placas mas também com a disposição das mesmas na célula eletrolítica, visto que a célula EFP637 apresenta a menor condutividade enquanto a EFP297 apresenta a maior condutividade elétrica, fato esse justificado pela diferença na disposição da área das placas.

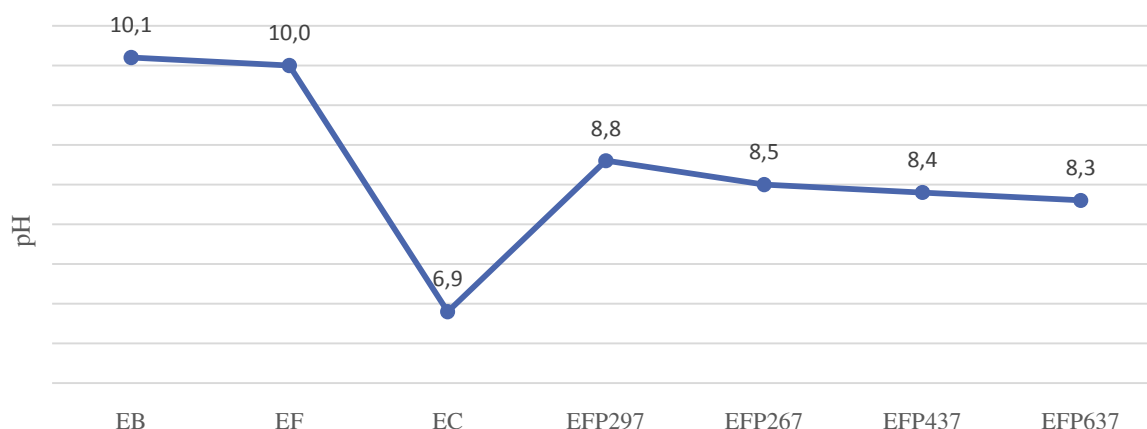
5.6 pH dos efluentes

5.6.1 Correção do pH dos efluentes

Pela Figura 9, pode-se verificar que em todas as amostras houve um aumento significativo nos valores do pH ao final do processo. Em testes preliminares foi verificado que o processo de eletrofloculação não é eficiente quando o pH do efluente se apresenta alcalino. O pH do efluente EF que inicialmente apresentava valor de 10,1 (ver Figura 9) precisou ser corrigido pela adição de solução de HCl. Desta forma o pH de todas as amostras no início do processo (EC) foi corrigido para o valor de 6,9.

O efeito do pH do efluente na eletrofloculação está relacionado com eficiência da corrente, bem como a solubilidade de hidróxidos metálicos. A potência consumida é mais alta a pH neutro, do que em condições ácidas ou alcalinas devido à variação da condutividade (CHEN, 2004). O pH final foi avaliado através da análise de variação entre efluente com pH corrigido (EC) e o pH após 40 min de eletrofloculação. A Figura 9 demonstra essa variação ao final do processo.

Figura 9: variação do pH das amostras antes e após o processo



Fonte: Autoria Própria (2019).

Esse aumento gradativo do pH ao final todo o processo de eletrofloculação em relação a EC está ligado diretamente ao consumo do H^+ pelo catodo, resultando na formação de gás hidrogênio oriundo da eletrólise da água, tendo como produto secundário desse processo os íons OH^- , que dá a característica básica ao efluente tratado (CERQUEIRA, 2006).

5.7 Corrente elétrica (I)

A intensidade de corrente elétrica (I) é uma das variáveis mais importantes no processo de eletrofloculação, já que está diretamente relacionada com a massa de alumínio que é liberada dos eletrodos no meio aquoso na forma de Al^{3+} , com a quantidade de bolhas de gás hidrogênio geradas na eletrofloculação e com o consumo energético que resultam, conseqüentemente, no custo operacional (FERNANDES, 2016). Na Tabela 5 é apresentado o valor médio da corrente durante o processo.

Tabela 5: intensidade da corrente em função do tempo

	Média (A)	Desvio Padrão (%)
EFP297	0,52	0,01
EFP267	0,54	0,08
EFP437	0,59	0,03
EFP637	0,38	0,02

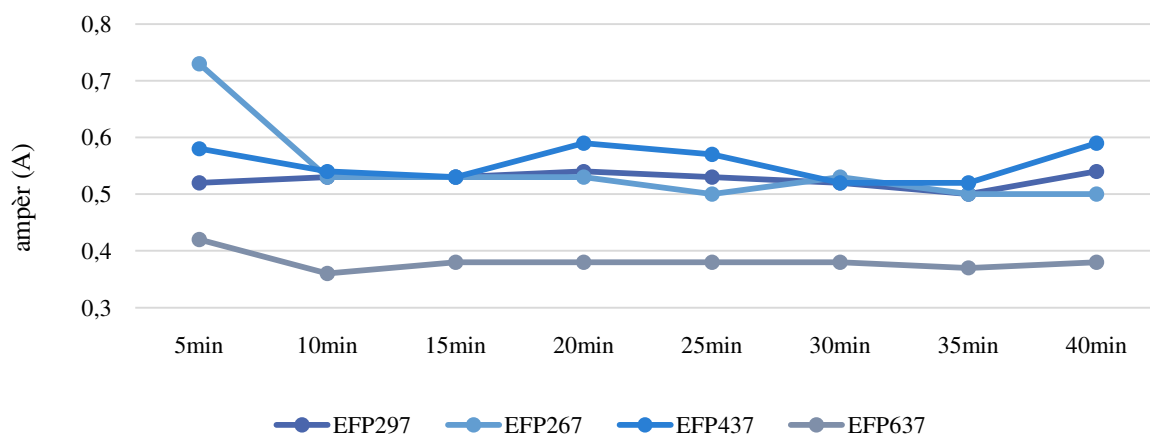
Fonte: Autoria Própria (2019).

Observa-se que, excetuando-se a célula EFP637, a corrente média apresenta valores aproximados. O consumo de corrente apresentado pela célula EFP637 diferencia-se um pouco dos demais. Este comportamento pode ser justificado

considerando que neste caso a célula apresenta a maior quantidade de placas enfileiradas o que se reflete num maior comprimento da célula como pode ser conferido na Figura 3 (Metodologia).

Na Figura 10 é apresentado o comportamento da intensidade da corrente no efluente ao longo do tempo (40min) de tratamento.

Figura 10: Variação da corrente (I) ao longo do tempo.



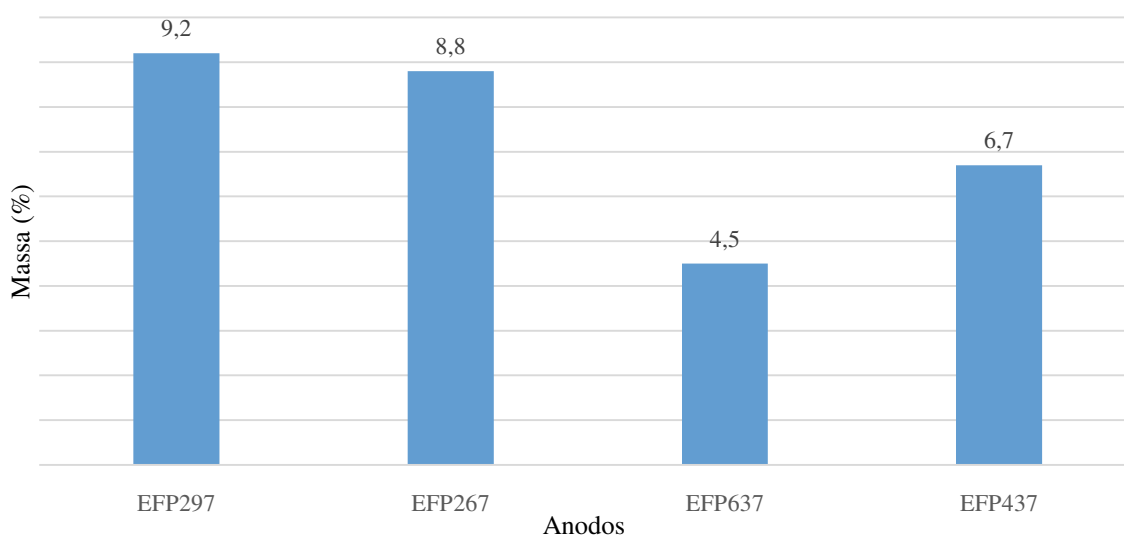
Fonte: Autoria Própria (2019).

Observa-se pela Figura 10 um decaimento na corrente entre 5 e 10 min, que possivelmente é justificado pela remoção dos agentes poluidores, com ênfase para o sabão, mas que logo é estabilizada pela produção de OH^- , produto da eletrólise de H_2O .

5.7 Desgaste dos eletrodos

Ao aplicar uma diferença de potencial (ddp – 12V) entre dois eletrodos imersos soluções eletrolíticas, reações eletroquímicas de oxidação e redução começam a ocorrer no ânodo e no cátodo. Esse fenômeno, em eletrocoagulação, está relacionado ao desgaste do eletrodo (corrosão) no processo de geração do agente coagulante (FORNARI, 2007). Desta forma a produção dos agentes floculantes, está diretamente relacionada ao desgaste dos eletrodos de alumínio. A Figura 11 apresenta o desgaste dos eletrodos (anodos) para cada célula utilizada no processo.

Figura 11: Desgaste dos anodos de cada célula ao final do processo.



Fonte: Autoria Própria (2019).

Observa-se pela Figura 11 que em cada célula todos os anodos sofreram desgastes. Observa-se também que as células EFP297 e EFP267, compostas por apenas duas placas, apresentaram desgastes maior que as demais, o que aponta para uma maior eficiência no processo. Esta análise é corroborada pelos resultados apresentados na Figuras 6, em que estas células mostraram as maiores eficiências na remoção da turbidez. Mais uma vez a célula EFP637 apresenta comportamento destacado dos demais. Neste caso tal célula apresenta o menor desgaste entre os sistemas estudados. Tal comportamento está em acordo com os resultados apresentados com respeito ao consumo de corrente. Observou-se que esta célula apresentou o menor consumo de corrente elétrica e como consequência direta deveria apresentar o menor desgaste dos eletrodos e é exatamente isto que mostra a Figura 11.

5.8 Custo operacional

O custo operacional elétrico (COE) para cada reator é calculado com base na quantidade de energia elétrica consumida (kWh/m^3 do efluente tratado) e no preço da energia elétrica (PEE em $\text{R\$/kWh}$). O custo dos eletrodos utilizados, (CE), dado em $\text{R\$/m}^3$, leva-se em conta a massa de alumínio consumido no eletrodo de sacrifício (anodo) em ($\text{R\$/g}$). O custo total (CT) é calculado realizando a soma do COE mais CE.

Tabela 6: Custo operacional de cada reator.

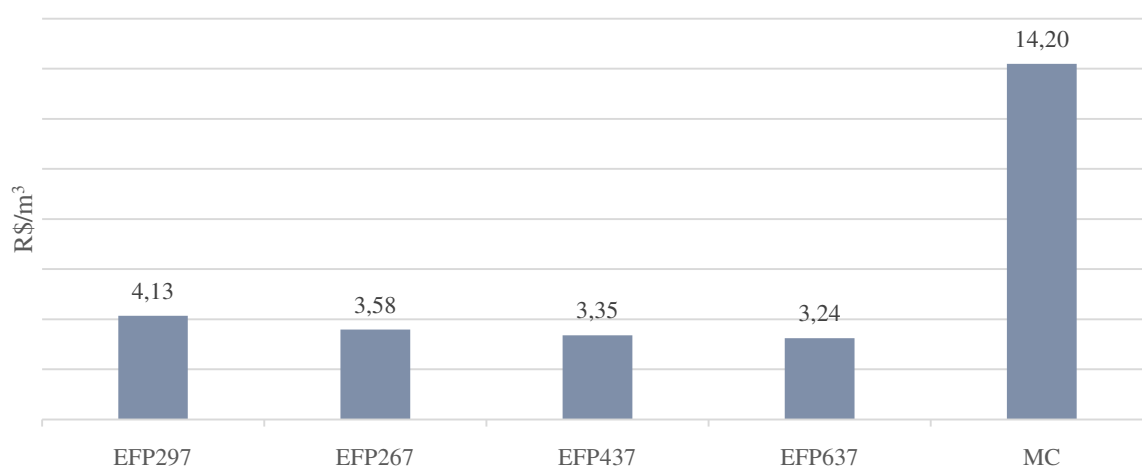
Reator	COE (R\$/m ³)	CE (R\$/m ³)	CT (R\$)
EFP297	2,39	1,74	4,13
EFP267	2,48	1,10	3,58
EFP437	2,71	0,64	3,35
EFP637	1,74	1,50	3,24

Fonte: Autoria Própria (2019).

Os valores apresentados na Tabela 6 nos mostram que todos os reatores tiveram um CT relativamente baixo, com uma economia maior para o reator EFP437. O que gerou uma maior redução de CT para EFP437 foi o desgaste dos anodos que foi inferior a todos, até mesmo em relação a EFP267, que possui a mesma área de placas, se diferenciando apenas na disposição da mesma (ver Figura 4), pois o desgaste dos anodos tem um grande peso nos cálculos de custo total (CE). Isso mostra que diferença na disposição das placas reduziu bastante os custos operacionais.

Segundo FORNARI 2007, que trabalhou com eletrofloculação de efluentes da indústria de curtumes, o tratamento de efluente pelo método convencional (MC) apresenta um custo operacional de cerca de USD\$ 3,55 por metro cúbico. Ao preço médio atual da cotação do dólar (cerca de R\$ 4,00 por USD\$) este custo ficaria em R\$ 14,20.

Figura 12: custo operacional para tratamento de efluente por eletrofloculação e o método convencional.



Fonte: Autoria Própria (2019).

A Figura 12 mostra que, mesmo a célula de menor eficiência (EFP297) que apresenta um custo de R\$ 4,13 / m³ se mostra bem mais econômico quando comparado ao método tradicional descrito em FORNARI 2007. Comparando com a célula EFP637,

que apresentou o menor custo, a redução no custo operacional chega a um percentual aproximadamente 77%, representando uma economia real de R\$ 10,96 por m³ de efluente tratado

Estes resultados mostram que o processo de eletrofloculação, além de se mostrar eficiente do ponto de vista da redução significativa das impurezas em águas residuais de lavadoras de roupa, ainda é uma forma mais econômica de se promover o tratamento de águas residuais pela redução dos seus custos operacionais.

6. CONCLUSÃO

A qualidade dos efluentes provenientes da lavagem de roupas podem variar de acordo com nível de sujeira das roupas lavadas, assim como a carga de poluição dos efluentes lançados nas estações de tratamento. O processo de recuperação de efluentes de máquinas lavadoras de roupa, deve começar por uma filtragem em filtro de areia, a fim de retirar os poluentes macroscópicos em suspensão na solução.

Analisando os parâmetros avaliados, para cor e turbidez, em todas as células se mostraram bastantes satisfatórios, com uma eficiência superior para cor no reator EFP637, em 96,5% e turbidez para o reator EFP297, em 95,3%. As células EFP437 e EFP267 também se mostraram bastante satisfatório no processo. Vale destacar que a célula EFP637 além de obter menor custo operacional teve uma maior eficiência em relação as demais células quando se comparada sua eficiência de um modo geral para os parâmetros avaliados. Observou-se que a distribuição da área das placas não influencia muito na eficiência do processo, mas influência acentuada nos custos operacionais.

O método eletrolítico é mais vantajoso que o convencional, já que seu custo final se mostra até 77% mais econômico para o reator EFP637. Os reatores EFP297, EFP267 e EFP637 também apresentaram redução de custo no mínimo de 70% quando comparados ao método tradicional. Os custos totais para o tratamento por eletrofloculação podem ser ainda reduzidos pela utilização de fontes alternativas de energia elétrica, como energia solar, pois o kW/h é o que tem maior peso no custo total.

Os materiais utilizados para fabricação dos eletrodos das células, em especial o Al, pode ser obtido da reciclagem de latas de cerveja estimulando ainda mais o reaproveitamento desse material, resultando na redução dos custos para aplicação do processo eletrolítico.

Com isto, pode-se concluir que o método de eletrofloculação é uma alternativa vantajosa para o processo de tratamento de efluentes oriundo de lavadoras de roupa, pois mostrou-se eficiente na recuperação da qualidade da água, além de apresenta custo financeiro inferior (até 78%) quando comparado ao método convencional.

REFERENCIAS

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 4.ed., 2011. 844p.

BRASIL. Congresso Nacional. Projeto de Lei PL 199/2011.. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=948642> . Acesso em: 15 de agosto de 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Regulamenta a NOB SUS 01/96 no que se refere às competências da União, estados, municípios e Distrito Federal, na área de epidemiologia e controle de doenças, define a sistemática de financiamento e dá providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 set. 2017. Art. 34.

CARVALHO, Clarisse. **Estudo para a concepção de sistema de tratamento de resíduos de redes de drenagem de águas residuais urbanas**, p. 122. Tese de Doutorado. Instituto Politécnico De Viseu – Ispv, Viseu, Portugal, 2012.

CAVALCANTE, B. D. K. **O uso das águas residuais e as vantagens da sua aplicação na agricultura**. 2015. 42f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso Superior de Licenciatura em Biologia), Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande, 2015.

CERQUEIRA, A. A., **Aplicação da técnica de eletrofloculação no tratamento de efluentes têxteis**. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2006. 111 p. Dissertação de Mestrado.

CHEN, G., **Electrochemical technologies in wastewater treatment. Separation and purification Technology**, n. 38, p. 11-41, 2004.

CRESPILHO, F. N., REZENDE, M.O.O., **Eletroflotação: Princípios e Aplicações**, Editora Rima, São Carlos, 1ª Ed., 96 p, 2004.

CESAN. **Apostilha de tratamento de águas**. 2013. Disponível em: <https://www.cesan.com.br/wp-content/uploads/2013/08/APOSTILA_DE_TRATAMENTO_DE_AGUA-.pdf> Acesso em: 20 de setembro de 2019

COMUSA. **Tratamento de Esgoto**. 2017. Disponível em: <<http://www.comusa.rs.gov.br/index.php/saneamento/tratamentoesgoto>> Acesso em: 16 de agosto de 2019

DEHA – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Disponível em: <http://www.deha.ufc.br/login/usuarios/td945a/Tratamento_de_esgotos_graduacao_Tratamento_preliminar.pdf> Acesso em: 20 de agosto de 2019.

EWERLING, A; DOMINGUÊS. A. D. M. **Eficiência do Processo de Eletrofloculação no Tratamento do Efluente de Lavanderia Industrial**. 2014. 56f. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia em Gestão Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2014.

FERNANDES, F. T. **Avaliação de um reator de fluxo contínuo para eletrofloculação de afluente da purificação do biodiesel.** 2016. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal da Campina Grande, Campina Grande, 2016.

FLECK, Leandro; TAVARES, Maria; EYNG, Eduardo. **Utilização da técnica de eletrofloculação para tratamento de efluentes têxteis:** uma revisão. Revista EIXO, Brasília, DF, v. 2, n. 2, p. 51-65, jul./dez. 2013.

FORNARI, M. M. T. **Aplicação da técnica de eletrofloculação no tratamento de efluentes de curtume.** 2007. 112 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Toledo, 2007.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de fluoretação da água para consumo humano.** 1ª ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde. 2012. Disponível em: < http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files/mf/mnl_fluoretacao_2.pdf> Acesso em: 19 de setembro de 2019

GOBBI, A. C. L. **Tratamento de água oleosa por eletrofloculação.** 2013. 112 f. Dissertação (Mestrado em Energia) – Centro Universitário Norte do Espírito Santo da Universidade Federal do Espírito Santo, 2013.

HOLT, P. K.; BARTON, G. W. WARK, M. MITCHELL, C. A., A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical Engineering Aspects.** N 211, p. 233-248, 2002.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios:** censo demográfico 2010. Rio de Janeiro, 2010.

KREUTZBERGER, Bill et al. **Elaboração de Proposta do Plano de Ações para Instituir uma Política de Reúso de Efluente Sanitário Tratado no Brasil:** INTERÁGUAS. Brasília, 2017. p. 64.

LEONETI, B. A; PADRO, L. E; OLIVEIRA, B. W. V. S. **Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI.** RAP — Rio de Janeiro 45(2): 331-48, mar./abr. 2011

MENEZES, P.A.V. **Tensoativos na indústria têxtil.** Revista Química Têxtil, São Paulo, n.80, set.2005.

MÓDENES, Nivaldo *et al.* **Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves.** Toledo, PR. v.22 n.3. p. 573. Maio, 2017. Disponível em < file:///E:/TCC/Projetos%20de%20eletrofloculacao/1809-4457-esa-22-03-00571.pdf > Acesso em 14/08/19.

NETO, S. A. et al. **Tratamento de resíduos de corante por eletrofloculação:** um experimento para cursos de graduação em Química. Quim. Nova, Vol. 34, No. 8, p. 1468-1471, 2011

ONU. **O Divisor de Águas**. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/artigo-o-divisor-de-aguas/>> Acesso em: 16 de agosto de 2019

PASCHOAL, F. M. M. e TREMILIOSI-FILHO, G. **Aplicação da tecnologia de eletrofloculação na recuperação do indicador de corante azul a partir de efluentes industriais**. *Quím. Nova* [online]. 2005, vol.28, n.5, pp.766-772.

PEREIRA, R, S, **Identificação e Caracterização das Fontes de Poluição dos sistemas Hídricos**. *Revista Eletrônica de Recursos Hídricos*. IPH-UFRGS. V.1, n.1. p. 20—36. 2004.

PINTO, Marcio. **Granulometria: materiais de construção**. IFRN, RN. p. 6. 2014. Disponível em < <https://docente.ifrn.edu.br/marciovarela/disciplinas/materiais-de-construcao/granulometria-1/granulometria> > Acesso em 01/10/2019.

ROCHA, Jennifer. **Composição química do sabão**. Manual da química. Disponível em <<https://www.manualdaquimica.com/curiosidades-quimica/composicao-quimica-sabao.htm>> Acesso em 01/10/2019.

TAE. Revista. **Águas de Reuso**. 2017. Disponível em: <<http://revistatae.com.br/11814-noticias>> Acesso em: 16 de agosto de 2019.

UNESCO. **Relatório Mundial Das Nações Unidas Sobre Desenvolvimento Dos Recursos Hídricos**. Disponível em: <<http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/FIELD/Brasilia/pdf/brz-sc-WWDR-Chap13-pt-2017-final.pdf>> Acesso em: 18 de agosto de 2019.