



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

FÁBIO ERLAN FEITOSA MAIA

**ESTUDO DA CLARIFICAÇÃO DE ÁGUA DE AÇUDE POR
ELETROCOAGULAÇÃO/FLOTAÇÃO E REÚSO DO LODO GERADO NA
REMOÇÃO DE ÍONS METÁLICOS**

FORTALEZA

2016

FÁBIO ERLAN FEITOSA MAIA

ESTUDO DA CLARIFICAÇÃO DE ÁGUA DE AÇUDE POR
ELETROCOAGULAÇÃO/FLOTAÇÃO E REÚSO DO LODO GERADO NA REMOÇÃO
DE ÍONS METÁLICOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química, do Departamento de Química da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Química. Área de Concentração: Química Analítica.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Ferreira do Nascimento.

FORTALEZA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- M186e Maia, Fábio Erlan Feitosa.
Estudo da clarificação de água de açude por eletrocoagulação/flotação e reúso do lodo gerado na remoção de íons metálicos / Fábio Erlan Feitosa Maia. – 2016.
89 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Química, Fortaleza, 2016.
Orientação: Prof. Dr. Ronaldo Ferreira do Nascimento.
1. Santo Anastácio. 2. Clarificação. 3. Eletrocoagulação/flotação. 4. Adsorção. 5. Cobre. I. Título.
CDD 540
-

FÁBIO ERLAN FEITOSA MAIA

ESTUDO DA CLARIFICAÇÃO DE ÁGUA DE AÇUDE POR
ELETROCOAGULAÇÃO/FLOTAÇÃO E REÚSO DO LODO GERADO NA REMOÇÃO
DE ÍONS METÁLICOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química, do Departamento de Química da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Química. Área de Concentração: Química Analítica.

Aprovada em: 15/01/2016.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ronaldo Ferreira do Nascimento
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Adonay Loiola
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Eliezer Fares Abdala Neto
Fanor Devry

A Deus, aos meus pais Edson Alves Maia Filho e Antônia Sônia Feitosa Maia e aos meus irmãos André Feitosa Maia e Fabiana Feitosa maia.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por mais uma conquista alcançada. Por ser meu suporte nos momentos fáceis e difíceis da minha vida. Sem Jesus nada posso fazer!

Ao CNPQ pela bolsa de estudos.

A minha família que desde cedo me ensinou o grande valor da educação e principalmente minha mãe Antônia Sônia Feitosa Maia que tanto se esmerou nessa tarefa de cuidar e dar atenção aos seus filhos André Feitosa Maia, Fábio Erlan Feitosa Maia e Fabiana Feitosa Maia.

A meu grande presente minha namorada e meu amor Camila Alves de Moura pelos incentivos, paciência, tanto carinho, amizade e conselhos.

Aos meus amigos de graduação Anderson, Ingrid, Marcos, Laíz, Leonaldo, Priscila Marques, Stefânia, Vitor e outros que juntos sonhávamos com o mestrado e um nível melhor de aprendizado e vida.

Ao meu amigo de UECE e doutorado na UFC Wallison que prontamente se dispôs a realizar análises de infravermelho.

A professora da UECE de Quixadá Edite Bezerra pelo incentivo, amizade e por ter proporcionado a mim a apresentação de minicursos na semana universitária desta estimada instituição de ensino.

Aos meus amigos da disciplina química analítica avançada em especial André, Afrânio Cunha, Evânia, Luana e outros que tornaram a convivência durante as aulas muito mais agradável e fácil. Também pelas muitas horas de estudo em grupo.

Aos amigos da disciplina de cromatografia Fátima Itana, Jonyson Guedes e Tatiana por terem suportado tantos problemas pessoais que passei naquela ocasião.

Aos amigos do laboratório de Físico-Química Langmuir e GQMAT pelas horas de almoço no RU e tantos momentos de descontração.

Ao pessoal do laboratório de raios-X pelas análises realizadas.

Aos pesquisadores do LMA-UFC na pessoa da professora Evânia pelas análises microbiológicas.

Aos professores, Adonay Loiola, Antoninho Valentini e Luiz Constantino pela análise e orientações nos trabalhos iniciais.

Aos companheiros do LAT, laboratório de análise de traços, Carla e Gisele por ensinamentos em adsorção e absorção atômica, Pablo pelo companheirismo, conversas e exemplo de químico analítico, bem como, Jonyson Guedes, Fátima Itana, Rouse, Daniel,

Cláudio, Nonato, Leila, Juliene, Vitor e Edmilson, pelos momentos de descontração e recepção no laboratório.

Aos amigos do LANÁGUA Nataniela, Crisiana, Mayza, Lucas e Gabriella.

A grande amiga de mestrado e participante do grupo de estudos LAT professora do IFPI Evânia Carvalho que com muita devoção e alegria faz não só o trabalho de laboratório, mas também o de ajudar ao próximo em suas atividades, conhecimento cotidiano, conhecimento espiritual, uma pessoa de gentileza inigualável e mestra do bem. Por grande ajuda nos experimentos de isotermas que teria sido impossível realizá-los, além de seus ensinamentos e descontração.

Aos companheiros de todos os momentos do LPOA Dr. Eliezer Abdala que tornou este projeto possível de ser realizado, pelos ensinamentos planejamentos de experimentos, explicações, exortações, advertências e montagens de eletrodos e circuitos. Jefferson Pereira pela descontração, exortações, ensinamentos e principalmente por grande força no transporte de águas do açude santo Anastácio ao laboratório. A mestra Jéssica por aprendizado na disciplina tratamento de água, descontração e exemplos de cientista e escritora. Raquel Bessa que faz com grande carisma de Iguatú o trabalho do dia a dia de pesquisadora, também por ensinamentos cotidianos e exemplo de devoção.

Aos pesquisadores da iniciação científica do LPOA Thaís, Ana Thaís, Beatriz, Thiago, Igor e Andressa que sem dúvida alguma tornam muito mais fácil e agradável as discussões e o trabalho diário do laboratório.

Ao Dr. Ari Clecius, também participante da equipe LPOA, que pacientemente ensinou, exortou, analisou dados e resultados experimentais, realizou experimentos de bancada pela sugestão de artigos, pelas explicações e ajuda na leitura do livro de adsorção do grupo de estudo LAT.

Ao meu orientador professor Dr. Ronaldo Ferreira do Nascimento, que me fez ver com outros olhos o ensino e a compreensão da Química Analítica e ambiental bem como a cromatografia. Pelos carões que me tornou um professor e uma pessoa melhor, a grande paciência em diversos momentos das disciplinas química ambiental e cromatografia além das discursões em equipe durante as reuniões de grupo de estudo e pela oportunidade de fazer parte do complexo LAT/ LANÁGUA/LPOA.

RESUMO

A crise hídrica no estado do Ceará, localizado na região nordeste do Brasil, chegou ao terceiro ano consecutivo no ano de 2016 com dados fluviométricos da COGERH que mostravam que mais de 90% das bacias hidrográficas do estado se encontravam com menos de 30% das suas capacidades máximas de reserva de água. As previsões de chuva da FUNCEME indicavam para os próximos anos (2017, 2018 e 2019) quantidades escassas de chuvas enquanto a companhia de águas e esgoto do estado do Ceará (CAGECE) ressaltava a necessidade de um plano de contingência envolvendo açudes da cidade de Fortaleza os quais poderiam ser utilizados como medida alternativa no abastecimento público. Como consequência, métodos de captação e tratamento alternativo de água são extremamente necessários para viabilizar o abastecimento de populações de áreas impactadas pela escassez de água. Assim a água do açude Santo Anastácio que fica localizado no interior da Universidade Federal do Ceará eventualmente também poderia ser utilizada como recurso hídrico de Fortaleza, após um tratamento adequado que assegurasse os padrões de potabilidade exigidos pela norma brasileira. Este trabalho propõe estudar a aplicação do processo eletrocoagulação/flotação, um processo oxidativo avançado (POA), na clarificação das águas do açude Santo Anastácio (ASA) bem como utilizar o lodo gerado contendo microalgas durante o processo eletrocoagulação/flotação como método alternativo para a remoção de íons tóxicos. O processo eletrocoagulação/flotação envolveu o uso de corrente contínua pulsada utilizando eletrodos de alumínio conectados em série. As amostras com elevada turbidez (1,5 NTU) geraram cerca de 8g de biomassa seca a cada 60L de água tratada. O lodo flotado foi separado, seco e posteriormente utilizado como adsorvente na remoção de íons cobre em soluções aquosa com concentrações variando de 5,0 mg.L⁻¹ até 400 mg.L⁻¹. Estudos de adsorção em batelada foram realizados utilizando as isotermas de Langmuir e Freundlich como modelos adsorptivos. A capacidade de adsorção do lodo foi de 18,5 mg.g⁻¹ ao passo o tempo para remoção de 50% de cobre ocorreu nos 10 min iniciais. A caracterização do lodo seco foi realizada pelas análises de carga superficial pH_{pzc}, fluorescência de raios X e infravermelho.

Palavras-chave: Santo Anastácio. Clarificação. Turbidez. Eletrocoagulação/flotação. Microalgas. Adsorção. Cobre.

ABSTRACT

The water crisis in the state of Ceará, located in the northeastern region of Brazil, reached the third consecutive year in 2016 with COGERH fluviometric data that showed that more than 90% of the state's hydrographic basins were with less than 30% of their maximum water reserve capacities. FUNCEME's rain forecasts indicated scarce amounts of rain for the next years (2017, 2018 and 2019) while the water and sewage company of the state of Ceará (CAGECE) highlighted the need for a contingency plan involving dams in the city of Fortaleza which could be used as an alternative measure in public supply. As a consequence, alternative water collection and treatment methods are extremely necessary to make it possible to supply populations in areas impacted by water scarcity. Thus, the water from the Santo Anastácio reservoir, which is located inside the Federal University of Ceará, could eventually also be used as a water resource in Fortaleza, after an adequate treatment that would ensure the drinking standards required by the Brazilian standard. This work proposes to study the application of the electrocoagulation / flotation process, an advanced oxidative process (POA), to clarify the waters of the Santo Anastácio weir (ASA) as well as to use the generated sludge containing microalgae during the electrocoagulation / flotation process as an alternative method for removal of toxic ions. The electrocoagulation / flotation process involved the use of pulsed direct current using aluminum electrodes connected in series. The samples with high turbidity (1.5 NTU) generated about 8g of dry biomass for every 60L of treated water. The flotated sludge was separated, dried and later used as an adsorbent to remove copper ions in aqueous solutions with concentrations ranging from 5.0 mg.L⁻¹ to 400 mg.L⁻¹. Batch adsorption studies were performed using the Langmuir and Freundlich isotherms as adsorptive models. The sludge adsorption capacity was 18.5 mg.g⁻¹ while the time to remove 50% copper occurred in the initial 10 min. The characterization of dry sludge was carried out by the analysis of pH_{pzc} surface load, X-ray fluorescence and infrared.

Keywords: Santo Anastácio. Clarification. Turbidity. Electrocoagulation / flotation. Microalgae. Adsorption. Copper.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Bacias hidrográficas do estado do Ceará	20
Figura 2 - Mapa hidrovolumétrico do estado do Ceará	21
Figura 3 - nundação na engenharia de pesca	23
Figura 4 - Pequena região mostrando parte do lixo acumulado na margem do açude Santo Anastácio	24
Figura 5 - Design interno do turbidímetro	28
Figura 6 - Conexões dos eletrodos monopolar e bipolar no reator de eletrocoagulação	30
Figura 7 - Diagrama de Pourbaix do alumínio.....	31
Figura 8 - Diagrama de Pourbaix para o ferro em meio aquoso montado no EXCEL utilizando as equações de equilíbrio químico	32
Figura 9 - Diagrama de distribuição das espécies do cobre em tampão acetato	33
Figura 10 - Imagens de microscopia de luz de <i>Arthrospira máxima</i> (A) e <i>Arthrospira platensis</i> (B)	34
Figura 11 - Local de coleta indicado com um círculo vermelho e tratamento com um quadrado vermelho	42
Figura 12 - Local de coleta assoreado na margem do açude santo Anastácio	42
Figura 13 - Fonte de corrente contínua, gerador de pulsos e reator utilizado nos experimentos em batelada	43
Figura 14 – Reator acrílico utilizado no tratamento em batelada contendo água a ser tratada	44
Figura 15 - Reator de 60 L em plástico com eletrodo de alumínio submerso e lodo flotando. A barra de alumínio superior é utilizada apenas como suporte e não entra no procedimento eletroquímico	44
Figura 16 - Padronização da frequência de trabalho em osciloscópio digital	45
Figura 17 - Esquema de ligação dos eletrodos ao circuito eletrônico de geração de pulsos	45
Figura 18 - Microscópio BRESSER NV com iluminação a led de alto brilho inferior e superior a lâmina	49
Figura 19 - Análise do resíduo com ampliação 160X em luz branca e luz ultravioleta	50
Figura 20 - Análise com ampliação 160X em luz branca e luz ultravioleta	50
Figura 21 - Observação visual da perda de coloração da água com decorrer do tempo.....	53
Figura 22 - Diagrama de Pourbaix para o alumínio	54

Figura 23 - Cianófito mais predominante na amostragem sem tratamento eletrolítico de água	63
Figura 24 - Microalga do gênero Cianófito mais predominante nas amostras de água do ASA, <i>Afanocapsa cf. incerta</i>	63
Figura 25 - <i>Senedesmus sp.</i> visualizada em microscopia óptica 640X	63
Figura 26 - Biomassa seca	65
Figura 27 - Potencial de carga zero, pH _{pzc} , obtido por titulação potenciométrica	66
Figura 28 - Espectro de infravermelho de amostras do lodo seco	67
Figura 29 - Tempo de contato do adsorvente em solução de cobre 100 ppm	68
Figura 30 - Isoterma de Langmuir não linearizada	70
Figura 31 - Isoterma de adsorção de Freundlich	74
Figura 32 - Redução da turbidez com o passar do tempo	79
Figura 33 - Redução da cor da água durante o processo de eletroflotação	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais trabalhos publicados utilizando a <i>Spirulina platensis</i> na remoção de metais tóxicos de efluentes	35
Tabela 2 - Danos causados no homem através da ingestão de íons de metais tóxicos	36
Tabela 3 - Biosorventes utilizados e os seus materiais de remoção	37
Tabela 4 - Materiais e condições dos ensaios em batelada	47
Tabela 5 - Condições experimentais durante o processo eletrolítico	48
Tabela 6 - Autores, metais removidos, e fungos utilizados	51
Tabela 7 - Valores de turbidez e pH durante e após o tratamento eletrolítico	54
Tabela 8 - Microalgas identificadas no início das análises	57
Tabela 9 - Gêneros de microalgas mais predominantes encontrados na água sem tratamento eletrolítico	58
Tabela 10 - Teste quali-quantitativo de microalgas pós eletroflotação	59
Tabela 11 - Teste semi-qualitativo com os organismos localizados na primeira análise, segunda análise e no teste de remoção de microalgas	61
Tabela 12 - Resultado da análise microbiológica-LMA/UFC	64
Tabela 13 - Valores de q estimado por regressões não lineares.....	70
Tabela 14 - Valores e parâmetros de erros de adsorção obtidos por regressões não lineares	71
Tabela 15 - Fator de separação, R_L , para as concentrações de trabalho	72
Tabela 16 - Dados experimentais e teóricos obtidos no estudo da isoterma de adsorção de Freundlich	73
Tabela 17 - Valores experimentais ajustados ao modelo de adsorção não linear de Freundlich	74
Tabela 18 - Composição dos lodos produzidos no estudo de eletrocoagulação/flotação obtidos por fluorescência de raios-X	76
Tabela 19 - Dados relacionados aos custos operacionais do processo eletroquímico	78

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANS	Agencia Nacional de Saúde
AOP	Processos Oxidativos Avançados
ASA	Açude Santo Anastácio
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
COGERH	Compahia de Gestão dos Recursos Hídricos
EDX	Energia Dispersiva de Raios-X
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FTIR	Infravermelho com Transformada de Fourier
I	Corrente elétrica em amperes
LMA	Laboratório de Microbiologia de Alimentos
LPOA	Laboratório de Processos Oxidativos Avançados
IQA	Índice de Qualidade da Água
IR	Espectro de Infravermelho
MEV	Microscópio Eletrônico de Varredura
NE	Não Encontrado na amostra
NJU	Unidade Nefelométrica
NS	Número não Satisfatório
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
ORP	Potencial de Oxirredução
PEC	Proposta de Emenda à Constituição
POA	Processo Oxidativo Avançado
POT	Potência elétrica em Watts
PZC	Potencial de Carga Zero
RL	Fator de separação de Langmuir
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SEUMA	Secretaria Municipal do Urbanismo e Meio Ambiente
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
WHO	Organização Mundial da Saúde

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	Aspectos gerais	14
<i>1.1.2</i>	<i>O caso dos fabricantes de joias do estado do Ceará</i>	15
2	OBJETIVOS	18
2.1	Objetivo geral	18
2.2	Objetivos específicos	18
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1	A escassez de água na região nordeste	19
3.2	As bacias hidrográficas do estado do Ceará	20
3.3	Microalgas de água doce	25
3.4	Processos de captação de microalgas de água doce	26
3.5	Turbidez da água	26
<i>3.5.1</i>	<i>O turbidímetro por dentro</i>	27
3.6	O processo de eletrocoagulação/flotação	29
3.8	Diagrama de Pourbaix	31
3.9	O diagrama de espécies pH para o sistema cobre acetato	32
3.10	Biosorção	33
<i>3.10.1</i>	<i>Microalgas utilizadas na adsorção de íons</i>	33
<i>3.10.2</i>	<i>Toxicologia e principais íons metálicos encontrados nos efluentes de indústria galvânica do setor de produção de joias</i>	35
3.11	Estudo de adsorção em batelada	38
<i>3.11.1</i>	<i>Cinética de adsorção</i>	38
<i>3.11.2</i>	<i>Modelos de isotermas de adsorção</i>	38
<i>3.11.3</i>	<i>Funções de Erro estatístico</i>	40
4	MATERIAIS E MÉTODOS	41
<i>4.1</i>	<i>Local de Realização da Pesquisa</i>	41
4.2	Análises das amostras de água coletadas	41
<i>4.2.1</i>	<i>Análise de microalgas</i>	42
<i>4.2.2</i>	<i>Exames microbiológicos</i>	43
4.3	Aparato experimental para o estudo da clarificação em batelada das águas do Açude Santo Anastácio (ASA)	43

4.4	Estudos de superfície do biosorvente	46
4.5	Estudos de adsorção em batelada	47
4.6	Estudo microscópico do lodo (biomassa) eletrolítico	49
4.7	Estudo planctônico laboratorial	51
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1	Estudo de clarificação das águas do Santo Anastácio	45
5.5	Estudo microbiológico	64
6	ESTUDOS DE BIOMASSA SECA	65
6.1	Caracterização do adsorvente	65
6.1.1	<i>Estudo do potencial de carga Zero pH_{PZC} da superfície do material do material adsorvente</i>	65
6.1.2	<i>Estudo espectroscópico do lodo utilizado utilizado como adsorvente</i>	67
7	ESTUDOS DE ADSORÇÃO COM A BIOMASSA SECA	67
7.1	Tempo de contato	68
7.2	Isoterma de adsorção	69
7.3	Isoterma de Freundlich	73
8	ESTUDO DE FLUORESCÊNCIA DE RAIOS X DAS AMOSTRAS	75
9	ESTUDO DE CUSTOS E EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO	77
10	CONCLUSÕES	81
11	SUGESTÃO PARA TRABALHOS FUTUROS	82
	REFERÊNCIAS	83

1. INTRODUÇÃO

1.1 ASPECTOS GERAIS

A água, bem mais precioso da humanidade tem limites de potabilidade estabelecidos mundialmente para que possa ser utilizada para fins de dessedentação humana. Para isso, após passar por rígido controle de qualidade exigido por órgãos especializados no controle da saúde humana como a Organização Mundial da Saúde (OMS/WHO), ANS (Agência Nacional de Saúde Suplementar (ANS) parâmetros nacionais da portaria 2914/11 (BRASIL, 2011) e até mesmo medidas adicionais das empresas de abastecimento de águas como o manual da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP).

No sertão nordestino programas de apoio ao combate à seca tem sido implementados desde os anos 1909 com a implantação da inspetoria de obras contra as secas IOCS que posteriormente foi transformada em DNOCS, Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. Essas Agências foram criadas devido a grande frequência de períodos de secas com o intuito de tentar minimizar os graves problemas do nordestino.

De lá para cá muitos açudes foram construídos, barragens criadas, porém geralmente de cinco em cinco anos o Nordeste sofre com os graves problemas gerados pela seca que é causada por intensa evaporação, diminuindo drasticamente os níveis de água nos rios e açudes. Como consequência o gado morre e as famílias acabam migrando para grandes cidades onde as companhias de abastecimento direcionam a maior parte do que resta da água dos municípios.

Uma das alternativas atuais no tratamento da água dos poços desses municípios é a dessalinização por osmose reversa, um tratamento relativamente caro que associado a outros processos poderá gradativamente se tornar menos oneroso. Além disso, as companhias de abastecimento devem manter o controle de qualidade eficiente (EPA).

O controle rigoroso da qualidade do tratamento da água garante não só a higiene necessária da água para consumo, mas também a saúde da população que a ingere evitando assim que muitas bactérias e outros seres microscópicos invadam o seu sistema digestório podendo causar muitas complicações ao organismo humano e doenças de fácil tratamento como a diarreia na qual muitas crianças já foram a óbito por falta de tratamento adequado da água que ingeriram.

Se por um lado muitos buscam a melhoria da qualidade da água no abastecimento populacional, infelizmente pelo outro, muitas vezes o tratamento ineficiente dos efluentes nas

indústrias, faz com que a água bruta reduza drasticamente sua qualidade dificultando em muito o tratamento da mesma antes de ser lançada nas redes fluviais que possivelmente retornarão a unidade básica de tratamento, ETA, e assim serão necessário quantidades cada vez maiores de compostos químicos para conseguir a mesma qualidade que ela envia diariamente para a população aumento cada vez mais os valores do tratamento da água bruta.

Dos muitos casos citam-se principalmente as indústrias de produção de peças metálicas ou os pequenos investidores no ramo, como no setor de produção de joias em Juazeiro do Norte no estado do Ceará.

1.1.2 O CASO DOS FABRICANTES DE JOIAS DO ESTADO DO CEARÁ

A fabricação de joias no estado do Ceará que iniciou de forma bastante empírica em meados de 1900 na cidade de Juazeiro do Norte hoje ocupa o terceiro lugar no “ranking” entre os polos produtores de joias do país. Isso significa que ao longo do tempo essa atividade passou de simples empirismo para investimentos em empresas produtoras de prestígio nacional e uma quantidade muito grande de pequenos empreendedores que lucram bastante com o negócio (COSTA, 2008).

A produção das peças folheadas ocorre em várias etapas como indicado por Vincenzi e Mallmann, Infojoia e Giannete (2008) polimento, desengraxante eletrolítico, cobre alcalino, cobre ácido, bronze antialérgico, folheado de prata, pré-ouro, folheado de ouro, cor final do ouro e peça acabada. Entre cada etapa descrita ocorre a lavagem da peça em água.

Grandes indústrias tentam se adequar as normas reguladoras de descarte de efluentes fazendo o tratamento prévio dessas águas de lavagem antes de injetar seus efluentes na rede doméstica de esgoto (SOUZA, 2012), porém, muitos microempreendedores têm liberado em seus efluentes resíduos contendo íons metálicos e ânions tóxicos em pequenas concentrações, mesmo após tratamento, que são lançados diariamente em suas redes de esgoto, canais, rios e riachos de forma desordenada (COSTA, 2008).

Esse lançamento na rede doméstica gera uma maior contaminação de águas subterrâneas, rios, e peixes que são pescados pela população ribeirinha e através da bioacumulação nos organismos vivos chega aos consumidores quaternários através bioacumulação nas cadeias tróficas. Por exemplo, em um rio de grande importância para a cidade de Juazeiro do Norte, o rio Salgadinho, que corta o município citado (COSTA, 2008; NASCIMENTO, 2012), aumenta ainda mais o tamanho do problema de descarte de resíduos

em vista a grande quantidade de lixo que a população tem lançado nas proximidades desses locais.

Com isso, muitas atitudes têm sido tomadas no intuito de tentar minimizar o impacto gerado. Uma das medidas utilizadas pela indústria do setor joalheiro é a precipitação de íons metálicos e a remoção da borra coletada em filtros de camisa que gera outro problema, a grande quantidade de massa seca que precisa ser estocada diariamente nessas indústrias deixando os trabalhadores expostos a tais produtos (SOUZA, 2012).

Com o decorrer do tempo muitas técnicas têm sido empregadas para tal finalidade como a precipitação por íons seletivos, a flotação por ar dissolvido, a eletroflotação, a eletrocoagulação, entre outras (AWAUL et al, 2014).

A técnica da eletrocoagulação aliada a eletroflotação tem sido utilizada em conjunto com eletrodos de alumínio, aço inox ou misto por décadas como método alternativo no tratamento de efluentes, mas deixada de lado por um longo tempo pelo alto consumo de energia durante o processo (MOLLAH et al, 2004).

Atualmente, essa problemática vem sendo resolvida através da melhoria dos tipos de aço, aumento da pureza dos eletrodos de alumínio, aperfeiçoamento dos eletrodos utilizados, desenvolvimento de circuitos eletrônicos que estão possibilitando reduzir os custos gerados, utilização de energias alternativas como a solar, eólica e o conhecimento mais abrangente das teorias que envolvem os processos eletrolíticos (SANDBANK, 1974, ANEEL, 2015).

O processo da eletrocoagulação/flotação ocorre normalmente reduzindo várias etapas no tratamento de um efluente ou servindo como elemento de polimento final no tratamento do mesmo, pois primeiro ocorre a coagulação através da adição de íons $\text{Fe}^{2+}_{(aq)}$ ou $\text{Al}^{3+}_{(aq)}$ gerando hidróxidos liberados através da oxidação de eletrodos submersos no efluente e ligados em série ou paralelo na saída de uma fonte de corrente contínua em uma cela eletrolítica que produz gases e os íons utilizados na técnica como coagulante, seguindo a flotação e a sedimentação (CHELLAM e SARI, 2016).

A coagulação é a primeira parte do processo de tratamento de águas ou efluentes. Ela ocorre por um mecanismo de rompimento de cargas negativas existentes na camada externa de um coloide. Nesse caso a coagulação ocorre apenas na etapa rápida de agitação da água e dura em torno de 2 até 5 minutos. Esses choques entre as partículas causados pela agitação durante o tratamento aceleram o processo de rompimento dessas cargas (DI BERNARDO, 1993).

A flotação é o fenômeno no qual partículas muito pequenas são arrastadas para a superfície de uma solução qualquer por injeção de ar na mesma. As bolhas de ar muito pequenas, por adesão a essas partículas, farão que o composto a ser removido, geralmente um coágulo, fique com menor densidade que a solução e assim ele torne a fazer parte de uma espuma concentrada na superfície da solução (FRANÇA & SILVA, 2003).

A sedimentação é a parte do tratamento que pode demorar mais tempo. Dependendo do peso das partículas essa parte do tratamento ocorrerá de forma lenta ou rápida e sempre precisa de um tanque com dimensões apropriadas para que a deposição de partículas e a coleta da água sejam eficientes.

Já a corrente contínua pulsada é aquela reconhecida por possuir variações entre mínimos (corrente de base) e máximos (corrente de pulso) em uma determinada frequência (Díaz, Dutra e Junior, 2002). É gerada pelos retificadores e circuitos geradores de sinais eletrônicos pulsantes (FÍSICA, 2014).

Os processos da eletrocoagulação/flotação podem ser empregados para separar microalgas e resíduos em águas de abastecimento tornando-a mais clarificada e preparando-a para as etapas seguintes do tratamento da água, minimizando os custos operacionais com eventuais etapas de pré-oxidação e possíveis aparecimentos de compostos organoclorados persistentes no tratamento de água. (ABDALA NETO, 2012)

É de conhecimento que após o processo de eletroflotação um lodo espesso é gerado, e que, na maioria dos casos é descartado através de prensagem e disposto nos aterros sanitários locais (SABESP). Entretanto, trabalhos recentes vêm demonstrando possíveis formas de recuperação e reutilização do lodo gerado, principalmente na lavoura e em recuperação de solos degradados (BITTENCOURT et al, 2012).

O estudo sobre o uso concomitante de processos de adsorção e eletroflotação-coagulação, aparece como uma nova alternativa na descontaminação de águas residuais contaminadas por metais pesados. No entanto, poucos trabalhos investigaram sistemas híbridos eletrocoagulação em tratamento de águas residuais. Por outro lado, os resultados encontrados com sistema híbrido combinado são muito promissores.

Neste contexto este trabalho investigou a aplicação do processo de eletrocoagulação/flotação na clarificação das águas do açude Santo Anastácio (ASA) e a reutilização do lodo gerado na remoção de íons metálicos de amostras de águas

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo geral realizar a clarificação e redução da turbidez da água do açude Santo Anastácio utilizando o método da eletrocoagulação/flotação em corrente contínua pulsada bem como a utilização do lodo (biomassa) gerado para remover íons tóxicos de efluentes galvanoplástico sintéticos através da adsorção.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Extrair microalgas das águas do açude Santo Anastácio para promover a clarificação de água de açude e produzir material adsortivo.
- Produzir efluentes sintéticos galvanoplástico de concentrações conhecidas do íon $\text{Cu}^{2+}_{(\text{aq})}$ para ensaios de remoção através da biorremoção.
- Aplicar a biomassa seca do lodo em estudos de adsorção de íons $\text{Cu}^{2+}_{(\text{aq})}$.
- Caracterizar o resíduo sólido oriundo do lodo por microscopia óptica convencional e invertida, FIT-IR e fluorescência.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 A escassez de água na região nordeste

O nordeste brasileiro sofre há muitos anos com a seca sendo objeto inclusive de obras literais nacionais como Os sertões de Euclides da Cunha, Vidas secas de Graciliano Ramos, O quinze de Raquel de Queiroz, entre outras retratando as peripécias e misérias dessa região.

Nesse âmbito de idas e vindas das chuvas, o estado do Ceará tem sempre sido inserido nas questões sócio políticas de proteção ao morador do sertão onde novamente no ano de 2012 reiniciam-se os graves problemas sociais e ambientais em decorrência das secas.

Segundo a confederação nacional de municípios das localidades nordestinas as cidades que se encontravam em estado crítico de situação relacionado à seca ou a deficiência no abastecimento público de água podia-se contabilizar mais de 1400 municípios somente durante esse período de escassez (CNM, 2013).

Dentre os estados mais afetados pela seca foi citado o estado de Pernambuco que detinha o maior número de cidades afetadas com déficit no abastecimento público em 151 municípios, seguido do estado da Bahia, Alagoas, Rio Grande do Norte, Ceará, Paraíba, Piauí e Sergipe (CNM, 2013).

Salienta-se ainda que a falta de água ocasione a morte do gado, a elevação nos preços dos produtos básicos como milho e feijão, fazendo com que pessoas portadoras de carros pipa venham distribuir a água, muitas vezes contaminada, por valores absurdos chegando a aumentos superiores a 100% dos valores que inicialmente eram cobrados gerando o que muitas vezes é chamado de indústria da seca (CNM, 2013).

Com relação ao estado do Ceará, no ano de 2013 foi publicado o relatório de combate às secas, relacionado aos anos 2012 e 2013, (LANDIM, 2013). Este relata a situação emergencial e informa que as providências tomadas pelo governo estadual e federal, até aquele momento da publicação, eram incipientes. Das medidas que eventualmente reduziriam os problemas extremos da seca na região nordeste, destaca-se a votação favorável da PEC 504/2010, que inclui a região da caatinga como patrimônio da humanidade (CÂMARA DOS DEPUTADOS, 2015). Dentre as principais medidas informadas nesse relatório estão às medidas de urgência: o aumento do número de carros pipa auxiliando no combate à seca e o uso de máquinas perfuratrizes pelos municípios para a perfuração de poços artesianos.

No ano de 2014 o deputado Landim continua à frente dos trabalhos na comissão de combate as secas informando que seria necessária a criação de um colegiado que batalhasse

em prol da causa, mas infelizmente em junho de 2015 o deputado adquire uma pneumonia bacteriana e vem a óbito na manhã de terça-feira no dia 9 de junho deixando um valioso trabalho para a sociedade cearense incompleto.

3.2. Bacias hidrográficas do estado do Ceará

Segundo a COGERH (2015), o estado do Ceará está dividido em 12 bacias hidrográficas de acordo com o plano estadual dos recursos hídricos. As bacias são subdivididas por linhas denominadas de divisor de águas e são elas, bacia do alto Jaguaribe, bacia do Acaraú, bacia do baixo Jaguaribe, bacia do Coreaú, bacia do Curu, bacia do litoral, bacia do Médio Jaguaribe, bacia metropolitana, bacia dos sertões de Crateús, bacia do Salgado, bacia do Banabuiú e bacia da Serra do Ibiapaba que podem ser visualizadas na figura 1.

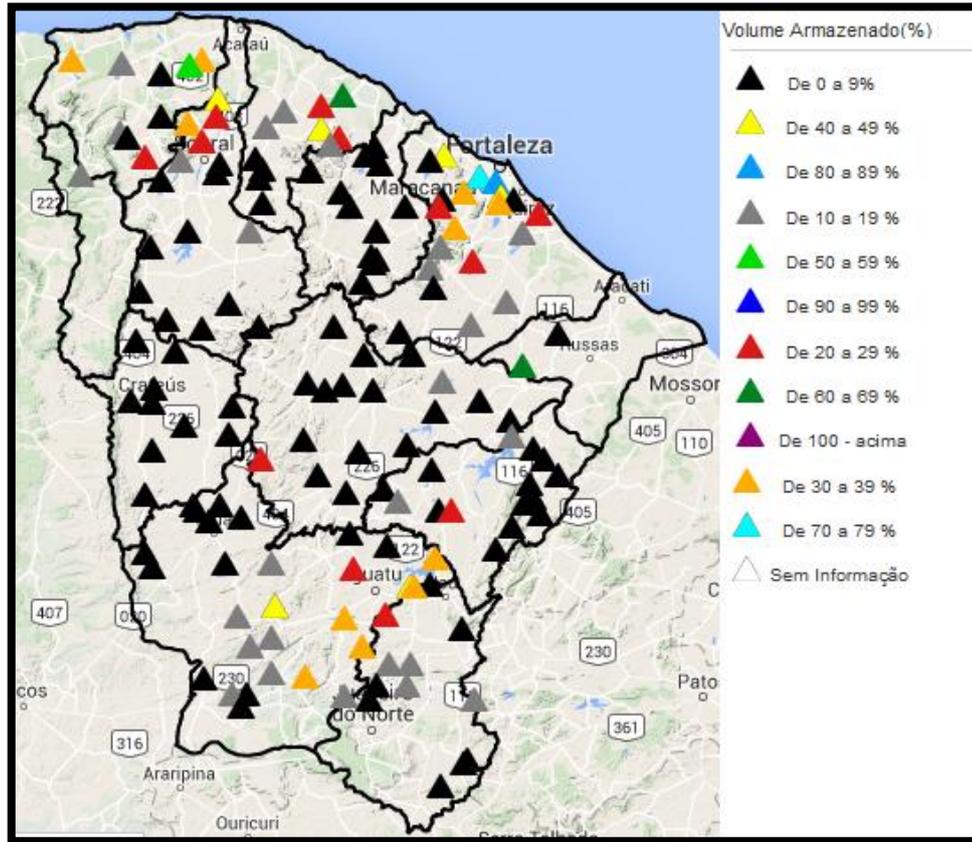
Figura 1- Bacias hidrográficas do estado do Ceará.



Fonte: progestao.gov.br

Durante o período de 2012 a 2015 o estado do Ceará tem enfrentado grave crise em seu sistema hídrico devido à ausência de chuvas na maioria das regiões. Com isso o volume de água em seus reservatórios está sendo reduzido continuamente por evaporação intensa o que acarreta no baixo volume de águas em todo estado do Ceará (FIGURA 2).

Figura 2 - Mapa hidrovolumétrico do estado do Ceará.



Fonte: adaptado de portal hidrológico do Ceará, 2015.

Em um boletim expedido pelo Portal Hidrológico do Ceará em 2015 foram contabilizados em 131 açudes os volumes atuais das águas. Em cada bacia hidrográfica os volumes não chegavam a 30%. A localidade que estava mais próxima a esse valor ocorreu apenas na bacia do alto Jaguaribe com volume de 765.790,0 m³ no qual a sua capacidade máxima é de 2.782.020,0 m³. Em situação calamitosa encontra-se a bacia do baixo Jaguaribe com apenas 0,25% do seu volume máximo de armazenamento com 600,0 m³ de 2.400,0 m³ possíveis.

A bacia metropolitana se encontrava apenas com 22,58% de sua capacidade máxima que é de 1.369.500,0 m³ mantendo o volume de 309.240,0 m³, dos quais apenas 18 açudes são monitorados oficialmente pela COGERH (2015) o que não inclui a cidade de Fortaleza.

Segundo a Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente SEUMA (2015) até o ano de 2013 a cidade de Fortaleza não tinha uma política ambiental o que levava a cidade a vários problemas ambientais relacionados às grandes cidades. Somente após a implantação desse plano e a incorporação do programa “águas da cidade” foi possível Fortaleza organizar suas bacias hidrográficas, conhecendo, assim, a totalidade dos rios, riachos, lagoas e açudes de acordo com a localização das regionais.

Nesse contexto o açude Santo Anastácio, ainda hoje conhecido como açude da agronomia, localizado na Universidade Federal do Ceará, no campus do pici, na cidade de Fortaleza, faz parte da regional III que engloba os seguintes bairros Quintino Cunha, Olavo Oliveira, Antônio Bezerra, Padre Andrade, Presidente Kennedy, Parquelândia, Parque Araxá, Rodolfo Teófilo, Amadeu Furtado, Bela Vista, Pici, Dom Lustosa, Autran Nunes, Henrique Jorge, Jóquei Club e o bairro João XXIII, (SEUMA, 2015).

O pequeno reservatório Santo Anastácio assim como é conhecido, já foi palco de muitos momentos marcantes na vida de muitos estudantes e pesquisadores que maneжaram muito bem suas águas em prol do benefício científico e da comunidade acadêmica gerando uma boa quantidade de trabalhos publicados.

Este pequeno açude foi construído em 1918 sendo parte da bacia do rio Maranguapinho (FAUSTO FILHO, 1988; OLIVEIRA, 2013;). De épocas em épocas ele enche causando muitos danos a propriedades da UFC que ficam localizadas próximas as margens de suas barragens e sangradouro (FIGURA 3) como ocorreu nas fortes chuvas do ano de 2012.

Figura 3 - Inundação na engenharia de pesca.



Fonte: Portal ternura fm, 2015.

No mesmo ano, ainda segundo Fausto Filho (1998), faz um grande levantamento de espécies vivendo neste açude e nas suas redondezas. Já naquela época o estudo revelou águas com alto valor de turbidez e contaminação microbológica, principalmente de coliformes do tipo E. coli e Aerobacter aerogenes. Mesmo assim muitas espécies de peixes eram retiradas por pescadores locais como tilápia, cará, caratilápia, beta, piaba, entre outros e o açude Santo Anastácio foi considerado rico em biodiversidade e próprio para a criação de peixes.

Ainda hoje seus peixes servem como fonte de renda à população que reside às vizinhanças da UFC, porém com o passar do tempo, devido à falta de cuidado da própria população, a qualidade das águas do santo Anastácio vem se degradando a cada dia e com maior intensidade (FAUSTO FILHO, 1988).

Mesmo com a limpeza constante realizada por trabalhadores contratados pela universidade (UFC), os quais removem o mato, aguapés e lixo, que se acumulam rapidamente nas margens deste açude (FIGURA 4) devido à descarga inapropriada de lixo doméstico e efluente doméstico pela vizinhança (OLIVEIRA, 2013).

Figura 4 - Pequena região mostrando parte do lixo acumulado na margem do açude Santo Anastácio.



Fonte: o autor, 2015.

De acordo com o trabalho de Oliveira et. al (2013) onde pesquisam a qualidade química das águas do Santo Anastácio e chegaram a várias conclusões importantes. Entre elas pode-se citar que o açude está num estado hipereutrófico, o que pode significar a perda de oxigênio dissolvido, o grande crescimento microbiano, o que poderá causar a morte de peixes.

Com a redução muito rápida da qualidade da água desse açude devido aos despejos de resíduos pela população que reside às margens do canal que chega ao açude, o estado de crescimento de bactérias termotolerantes permanece sempre acima dos valores exigidos pela legislação. Esse mostra que água do açude se torne inapropriada para atividades de contato primário como a pesca ou dessedentação de animais. Conclui ainda que se as autoridades não trabalharem rapidamente para assegurar a qualidade mínima das águas desse pequeno reservatório o mesmo seguirá continuamente para um assoreamento total em 2024 ou 2025 (OLIVEIRA, 2013).

Como previsto em anos anteriores em 2016 uma grande mortandade de peixes foi observada no açude Santo Anastácio noticiado pela mídia televisiva local e publicado em texto da semana universitária da instituição. Segundo o texto ocorreu um grande aporte de matéria orgânica próxima ao açude, o que acarretou na mortandade devido à ausência de oxigênio dissolvido e grandes concentrações de nutrientes na forma de matéria orgânica (Moreira; Medeiros ee Becker, H. 2016).

3.5 Microalgas de água doce

A *E.coli* é uma bactéria presente no intestino humano e de vários animais. Presente na alimentação ou na ingestão de água contaminada ela pode provocar casos severos de diarreia podendo levar o indivíduo a morte. Quando presente na água a mesma deve ser fervida por no mínimo cinco minutos ou ter a adição garantida de hipoclorito de sódio como agente de desinfecção e esperar um tempo de contato mínimo de 30 min. Esse agente de desinfecção muitas vezes é fornecido pela rede de saúde pública de vários estados brasileiros (CENTRO ESTADUAL DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE, 2015)

As microalgas de acordo com Coelho *et al.* (2019) são seres microscópicos encontrados em águas doces e também em ambientes marinhos. Podem ser encontradas de formas isoladas ou agrupadas e possuem formatos muito diversificados. Muitas delas por fazerem fotossíntese, as microalgas são seres que podem ser cultivadas com finalidades diversas, desde a produção de alimentos até a produção de lipídios que dará origem ao biodiesel.

Segundo Bicudo e Rezende (2006), o termo alga, formulado inicialmente por Carl Von Lineé como uma categoria taxonômica e seu clássico *Species plantarum*. A principal forma de produção de alimento pelas algas é a fotossíntese que converte CO₂ e energia luminosa em metabólitos essenciais e oxigênio. Existem atualmente aproximadamente 584 gêneros de algas de águas continentais no Brasil. Os estudos realizados pela ficologia no país datam desde os anos 1833 e tem expandido consideravelmente com o aumento da quantidade de gêneros de algas identificadas que faz muitas com que trabalhos que tinham sido realizados em uma determinada época praticamente necessitem ser remodelado e reformulado devido a novas características dos estudos dessas algas.

Muitas cepas de microalgas, de acordo com Torzillo e Masojídek (2014) são mantidas em grandes coleções devido a grande necessidade de uso desses seres. Entre eles citamos as cianobactérias procarióticas e algas eucarióticas das famílias *Arthrospira* (*Spirulina*), *Chlorella* que são algas verdes, *Dunalliella* que são organismos bifilamentados e *Haematococcus* que são microalgas unicelulares verdes.

O uso de microalgas é relatado em vários estudos para biorremediação de íons metálicos de águas poluídas a um custo mais baixo, então cepas específicas de microalgas foram cultivadas com o objetivo de estudar a melhoria na remoção de íons metálicos sendo relatado como atraentes no âmbito da obtenção de baixos níveis de concentração de íons (Wilde & Benemann, 2002).

Já Chellappa, Câmara e Rocha (2009) informam que a composição do fitoplancton quando em ambientes muito eutrofizados pode levar a superpopulação de cianobactérias e a produção de toxinas.

3.6 Processos de captação de microalgas de água doce

Geralmente a captação de microalgas é realizada com o uso de uma rede de plânctons de porosidade específica para estudos em laboratório (BICUDO e RESENDE, 2010), mas recentemente um trabalho publicado por Silva (2013) mostra que um processo chamado de eletroflotação pode ser utilizado para a separação de microalgas bem como romper a membrana delas dependendo da corrente elétrica aplicada causando o rompimento das membranas das microalgas fazendo com que os lipídeos sejam liberados de suas células e assim possam ser utilizados como método alternativo para a produção de biodiesel.

Misra et al.,(2014) informam que a técnica de eletrocoagulação é bastante promissora na extração de lipídios das microalgas *Chlorella sorokiniana* e *Scenedesmus* oblíquos com a finalidade de produção em larga escala de biodiesel. Os autores conseguiram uma recuperação de até 94,52% para a primeira microalga e a incrementação do eletrólito cloreto de sódio que facilitou esse processo pelo rompimento da membrana celular da microalga.

Neto et al. (2014) observaram que através da aplicação de uma tensão de 12V e uma corrente máxima de 5A, o processo de eletroflotação produzido com eletrodos de aço inoxidável é capaz de extrair ácidos graxos de microalgas de lagoa de estabilização enquanto o processo promove a clarificação do efluente da ETE reduzindo a turbidez das amostras bem como a taxa de clorofila a.

3.7.1 Turbidez de água.

A turbidez ou turvação é um antigo índice que era medido em unidades Jackson de turbidez, NJU, em unidades nefelométricas. Atualmente é medido em NTU ou unidades nefelométrica de formazina de NFU (La GUIA METAS, 2010).

O aumento da turbidez nas águas pode ser causado por sólidos suspensos como lodo, areia, lama, compostos químicos precipitados, bactérias e fitoplâncton (WHO, FACT SHEET 2.33, 2015).

Para medir essas quantidades de sólidos suspensos laboratórios utilizam da técnica da nefelometria que é a medição da luz dispersa por sólidos suspensos e é medida de forma

perpendicular ao eixo incidente da luz sobre a amostra em comprimento de onda que varia entre a região vermelha e laranja do espectro visível devendo ser medida com um espectrofotômetro utilizando um filtro azul (INTERNATIONAL PHARMACOPEIA, 1979; LA GUIA METAS, 2010).

Uma possibilidade de medição virtual da turbidez e dos sólidos suspensos totais é a utilização do app “HydroColor: Water Quality App” o qual utiliza calibração com fundo cinza e imagem aérea para obtenção das medidas como realizado no trabalho publicado pelo biólogo Mark Whiting (2017). O app necessita de três fotos, uma da escala de cinza para calibrar a exposição, uma segunda para analisar aspectos de luz ambiente como temperatura de cor e uma terceira para analisar turbidez e sólidos totais suspensos. Esses dados são combinados através do software do app e analisados em curvas de regressão para tratamento dos dados analíticos.

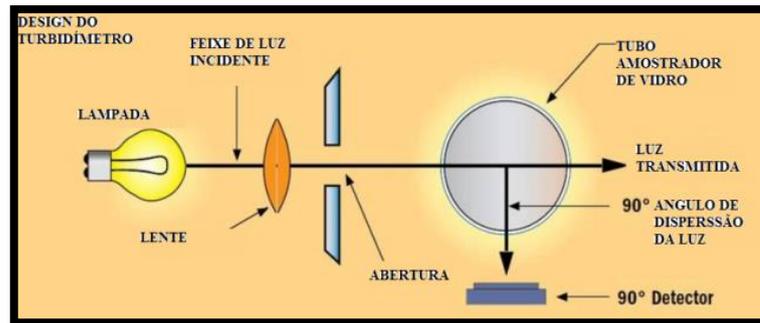
Vale ainda ressaltar que em locais onde a prática da desinfecção por cloro é contínua, águas com elevados valores de turbidez devem ser evitados, pois torna a cloração ineficiente sendo necessária a redução da turbidez da água pela passagem da mesma em filtros específicos, pois águas com elevados valores de turbidez podem causar entupimento nos sistemas de tratamento de água (WHO, 2015)

3.7.2 O turbidímetro por dentro

O desenho dos turbidímetros ou nefelômetros atuais são projetados para que ocorra o mínimo possível de perdas da luz com o objetivo de manter a máxima estabilização possível do equipamento (LA GUÍA METAS, 2010).

Para isso, uma fonte luminosa é colocada dentro de uma cuba contendo um fotodetector com ângulo de 45°, 95° ou 180° relativos à fonte de emissão como indicado na figura 5 (APHA, 1992; HANNA, 2015,).

Figura 5 – Design interno do turbidímetro.



Fonte: adaptado de La Guía Metas, 2010.

Os valores aceitos atualmente de turbidez para águas tratadas e efluentes estão entre 0,5 e 5 NTU, respectivamente, mas os últimos guias de normalização de água potável estão procurando reduzir ainda mais esse valor pelo motivo já mencionado anteriormente.

Os valores de turbidez para lançamentos de efluentes segundo a resolução 430/2011 CONAMA não foram alterados, portanto a resolução 357/2005 para o parâmetro turbidez ainda são válidos e define que o valor da turbidez seja até 100 UNT para águas de classe 1, 2 e 3.

A Portaria 2914 (BRASIL, 2011) define o valor máximo para água potável em 0,5 UNT no caso de apenas desinfecção em águas subterrâneas para 95% das amostras. Para unidades de tratamento com filtração rápida e filtração lenta esses valores passam a 0,5 UNT e 1,0 UNT, respectivamente. Esses valores foram aceitos paulatinamente durante o período de quatro anos sendo que para unidades de filtração lenta esse valor era de até 2,0 UNT.

Segundo a agência de proteção ambiental dos Estados Unidos, EPA (2015) as amostras de água para consumo em nenhum momento podem ultrapassar 5 UNT.

Para realizar as medições da turbidez em amostras de água usa-se geralmente turbidímetros calibrados com solução de formazina a partir de uma solução mãe de 4000 NTU (HANNA, 2015), mas em locais onde a prática da desinfecção por cloro é contínua, águas com elevados valores de turbidez devem ser evitados, pois torna a cloração ineficiente sendo necessária a redução da turbidez da água pela passagem da mesma em filtros específicos, pois águas com elevados valores de turbidez podem causar entupimento nos sistemas de tratamento de água (WHO, 2015).

A calibração do equipamento para realização das medidas de turbidez devem ser idealizadas de acordo com o protocolo indicado pela EPA, “Method 180.1

DETERMINATION OF TURBIDITY BY NEPHELOMETRY” (1993) o qual explica como dever ser produzido o padrão primário a base de formazina para a curva de calibração. Este método é validado para análises na faixa de turbidez entre 0 até 40 NTU. Para valores mais elevados de turbidez procede-se fazendo diluição das amostras.

3.8 Processo de eletrocoagulação/flotação

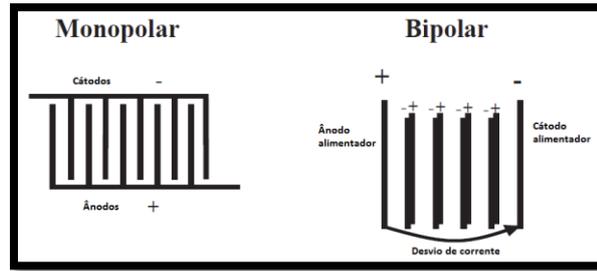
Eletrocoagulação/flotação é um processo baseado na eletrodissolução de íons metálicos de ânodos (ex. alumínio, ferro, outros) respectivamente, por oxidação eletrolítica. Neste processo, ocorre em eletrogeração de coagulantes *in situ* de íons (ex.: Al^{3+} , Fe^{2+}) e a formação de micro-bolhas de gases de oxigênio e hidrogênio no ânodo e no cátodo, respectivamente. Os coagulantes reagem com os poluentes metálicos que formam flocos de hidróxido de flocos, os quais são removidos por flotação pelo efeito criado pelas microbolhas (CHENIK et. al, 2013).

O mecanismo da eletrocoagulação/flotação tem desempenhado um papel importante entre as técnicas não convencionais de tratamento de água e de efluentes industriais. E isto é devido à sua versatilidade, tanto no modo de funcionamento como a eficiência de remoção de contaminantes.

Considerando que a eletrocoagulação/flotação é capaz de agregar todos estes mecanismos de processamento: oxidação, coagulação e flotação, ou agente de coagulação, que gera, por sua vez, os flocos e material em partículas, enquanto a flotação ocorre à retenção de sólidos suspensos floculados. Assim, o processo parece ser bastante interessante do ponto de vista da simplicidade e custo relativamente baixo de automação.

O processo de eletrocoagulação/flotação é conhecido há muitos anos no tratamento de águas de abastecimento humano (MOLLAH et. al, 2001) e as possibilidades de ligação elétrica nos eletrodos chamados eletrodos de sacrifício são muitas e todas dependem da necessidade e utilização. As principais formas são monopolar e bipolar (JIANG et. al, 2002), mostradas na figura 6.

Figura 6 - Conexões dos eletrodos monopolar e bipolar no reator de eletrocoagulação.



Fonte: Jiang et. al, 2002

Ultimamente, muitos pesquisadores vêm procurando justificar as reações químicas ocorridas nos processos de eletrocoagulação/flotação. As reações químicas mais aceitas são as reações químicas geradas pelos eletrodos de sacrifício de alumínio e ferro mostradas a seguir segundo Gao et al. (2010) e Matterson et al. (1995) para os eletrodos de alumínio e eletrodos a base de ferro como aço carbono e o aço inox, respectivamente indicados de 1 até 7.

Ânodo:



Em solução:



Cátodo:



Para eletrodos que utilizam o metal ferro em sua composição

Ânodo:



Cátodo:



A análise dos prováveis compostos gerados *in situ* deve ser realizada constantemente e deve seguir regras pré-definidas que mostrem com precisão as variações ocorridas em determinadas condições como a concentração do elemento em análise, o potencial que será

aplicado e o pH da solução. Nesse intuito entram os diagramas concentração e os diagramas de Pourbaix.

3.8 DIAGRAMA DE POURBAIX

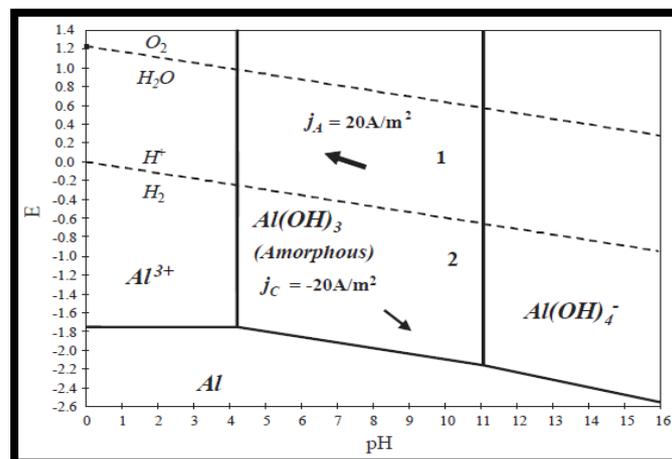
Os diagramas de Pourbaix (PANNONI, 2015) são importantes para a tomada de decisões de eletrodos a serem utilizados visto que indicam as principais zonas de transição dos elementos químicos e suas espécies geradas que são dependentes dos parâmetros potencial elétrico (E) e pH (DIAS, 2011). A figura 7 mostra um diagrama - potencial versus pH para o alumínio. Nesta observa-se que a produção de hidróxido de alumínio, um importante agente utilizado na coagulação, ocorre numa faixa de pH 4 a 11.

O diagrama de Pourbaix torna-se útil quando bem interpretado, e deve ser analisado de acordo com os equilíbrios químicos existentes em cada etapa da montagem desse diagrama.

Em uma primeira análise devem-se reconhecer as zonas de corrosão, estabilidade e passividade do metal a ser trabalhado indicando se possível à zona de estabilidade da água que fica situada entre os potenciais 0 V e 1,2 V indicado pelo tracejado na figura 6.

Para o alumínio, figura 7, observa-se apenas duas dessas zonas, a de estabilidade e de corrosão, as quais correspondem ao setor indicado por alumínio metálico e de produção de hidróxido gelatinoso branco e o setor de corrosão que corresponde ao setor do diagrama no qual o alumínio metálico se oxida a $Al^{3+}_{(aq)}$ e a região de equilíbrio no qual ele passa do estado gelatinoso $Al(OH)_3$ para o estado aquoso $Al(OH)_4^-$. (TR-10-69, 2010)

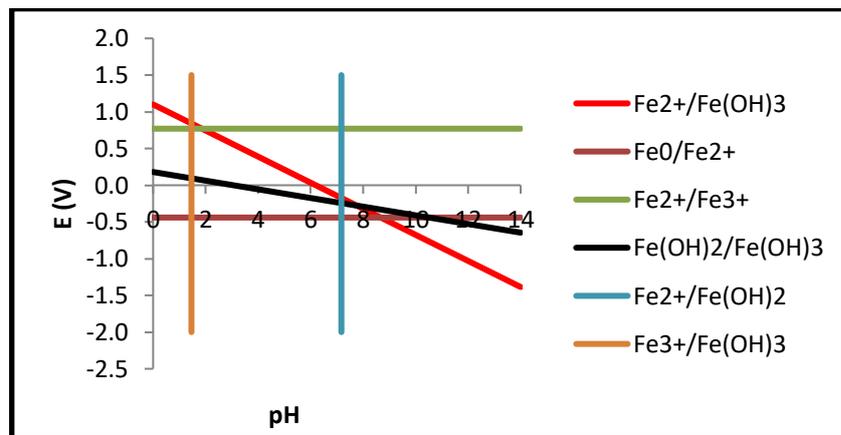
Figura 7 - Diagrama de Pourbaix do alumínio.



Fonte: Jiang et al.(2002)

A montagem desse diagrama segue muitas vezes grande quantidade de etapas, pois além das etapas mencionadas anteriormente, deve-se analisar também o que cada linha significa, seja ela reta ou inclinada, que são equações termodinâmicas. Quando construídos no software Excel esses diagramas não tem essa aparência visualizada na figura 8 e o diagrama necessita de uma análise mais criteriosa como exemplo do diagrama do ferro.

Figura 8. Diagrama de Pourbaix para o ferro em meio aquoso montado no software EXCEL utilizando as equações de equilíbrio químico.



Fonte: o autor, 2014.

3.9 Diagrama de espécies-pH para o sistema cobre acetato

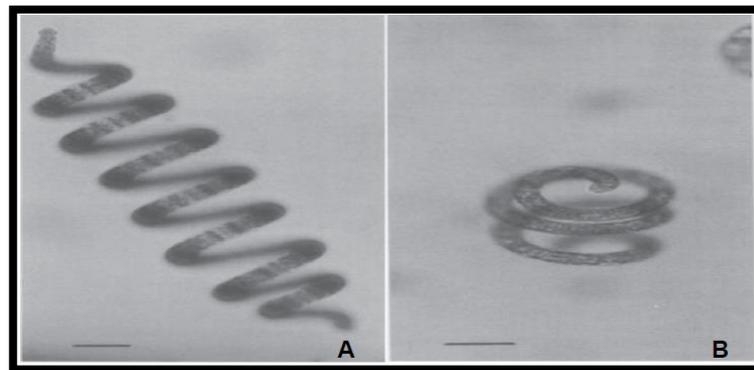
O diagrama das espécies-pH de um metal fornece dados sobre a qualidade química do composto analisado quanto a suas formas iônicas. Através dele é possível analisar concentração do soluto contra o pH, e observa-se possíveis formas existentes da espécie de interesse. Nesse tipo de gráfico (Figura 9) podem-se localizar todas as espécies presentes na condição de equilíbrio estudada (GUENTHER, 1972).

Entre esses podemos citar as microalgas presentes na terceira etapa das estações de tratamento de esgoto das estações de tratamento da CAGECE que realizam a decomposição bioquímica da matéria orgânica e a *Spirulina* que em muitas localidades é utilizada como alimento orgânico, mas quando devidamente isoladas podem ser utilizados na remoção de íons tóxicos.

As principais microalgas encontradas nas estações de tratamento de esgoto da CAGECE, ETE foram caracterizadas através de microscopia óptica em cinco lâminas por efluente no trabalho realizado por Silva (2013). Segundo a autora, as espécies mais representativas pertencem aos gêneros, *Aphanocapsa*, *Planktothrix*, *Chlorella* e *Euglena*.

Já a *Spirulina platensis* é uma microalga (MAGRO *et. al.*, 2013) de características marcantes, utilizada há bastante tempo por diversos povos para a suplementação alimentar devido sua composição bioquímica não ser tóxica e possuir vasta gama de sais minerais e lipídeos (ALI S. K. e SALEH A. M., 2012). Esse nome deriva de sua estrutura física em forma de espiral (FIGURA 10).

Figura 10 - Imagens de microscopia de luz de *Arthrospira máxima* (A) e *Arthrospira platensis* (B).



Fonte: Vonshak, 2002.

A tabela 1 mostra alguns trabalhos já publicados bem como os íons metálicos removidos por essa microalga.

Tabela 1 – Principais trabalhos publicados utilizando a *Spirulina platensis* na remoção de metais tóxicos de efluentes.

Característica	Metais	Autores	Ano de publicação
Biosorção	Pb ²⁺ , Cd ²⁺ e Ni ²⁺	Seker et al.	2007
Biosorção	Pb ²⁺ e Zn ²⁺	Aneja et al.	2010
Biosorção	Zn ²⁺	Zinicovscaia et al.	2013
Biosorção	Cr ³⁺	Magro et al.	2013
Ficorremediação	Pb ²⁺ , Cd ²⁺ , Cu ²⁺ e Cr ³⁺	Soeprbowati e Hariyati	2014
Biosorção	Cu ²⁺	Markou et al.	2015

Fonte: O autor (2014)

Dos trabalhos mais recentes Dal Magro et al, (2013) informam que a *Spirulina platensis* chega a remover até 100mg.g⁻¹ de íons Cr³⁺. Soeprbowati e Hariyati (2014) informam que *S. platensis* apresenta alta tolerância a íons Pb²⁺, Cd²⁺, Cu²⁺ e Cr³⁺ em baixa concentração sendo então melhor utilizada em águas contaminadas com baixas concentrações de metais pesados por um período de quinze dias para que as microalgas possam absorver essa carga de metais, enquanto Markou et al (2015) informam que a remoção de cobre e cromo em *A. platensis*, se dá mais por mecanismos de troca iônica e complexação do que por adsorção na superfície.

3.10.2 TOXICOLOGIA E PRINCIPAIS ÍONS METÁLICOS ENCONTRADOS NOS EFLUENTES DE INDÚSTRIA GALVÂNICA DO SETOR DE PRODUÇÃO DE JOIAS

De acordo com o parecer técnico do ministério da saúde 070CGV AM/SVS/MS2008, alguns metais são essenciais ao organismo, mas outros, quando ingeridos mesmo que em pequena quantidade podem causar efeitos tóxicos devido a sua bioacumulação e biomagnificação na cadeia trófica.

A tabela 2 indica os principais danos causados no ser humano quando da ingestão dos metais indicados.

Tabela 2 - Danos causados no homem através da ingestão de íons de metais tóxicos.

Metal	Problema gerado
Cádmio	Câncer, disfunção renal, disfunções digestivas, problemas pulmonares, pneumonite.
Chumbo	Anemia, disfunção renal, dores abdominais, encefalopatia.
Zinco	Alterações no quadro sanguíneo, particularmente ferritina e hematócrito.
Cobre	Febre, náuseas e diarreia.
Níquel	Doenças respiratórias e alergias.
Cromo	Úlceras, inflamação nasal, câncer de pulmão.

Fonte: adaptado de mundo estranho, 2014.

Segundo Leite et al (2013) o setor de joias da cidade de Juazeiro do Norte no estado do Ceará contribui bastante para o agravamento dos problemas ambientais das águas superficiais naquela região. Esses pesquisadores identificaram no rio Salgado o cátion níquel em concentrações bastante elevada, pontos contaminantes de cobre e cádmio além de prata e cobre que estão se acumulando com o passar do tempo.

Cátions de metais pesados como arsênio são removidos por eletroflotação devido à geração de íons férrico em solução (GOMES et al., 2007).

Emamjomeh e Sivakumar (2009) em uma revisão da bibliografia mostram através de vários trabalhos da literatura que a partir da eletroflotação é possível tratar águas residuais contendo corantes e efetuar a recuperação de compostos fenólicos utilizando baixas tensões. Em outro trabalho no qual se utilizou desse tratamento ocorreu à remoção de DQO, sólidos suspensos e turbidez de esgoto municipal uma localidade da França.

Alexandre (2015) informa que corantes de uma indústria têxtil do estado Ceará são gradativamente removidos pelo mesmo processo.

Teixeira (2015) mostra que em conjunto com alguns tipos de argilas é possível utilizar a eletroflotação como sistema auxiliar na remoção de $\text{Cu}^{2+}_{(aq)}$, $\text{Ni}^{2+}_{(aq)}$, $\text{Cd}^{2+}_{(aq)}$ e $\text{Pb}^{2+}_{(aq)}$.

Além do processo de eletroflotação, muitos tipos de biomassa têm sido testados na tentativa de encontrar melhores resultados na biorremediação de cátions e ânions de efluentes em geral. Entre eles os mais citados estão os efluentes de indústrias geradoras desses resíduos como as produtoras de joias, metalúrgicas, empresas que fazem o polimento de metais, etc

Os tipos de biomassa mais utilizados até agora na remoção desses íons são, o bagaço da cana de açúcar, cascas do coco seco tratado, muitas espécies de microalgas que removem não só esses íons, mas também a carga inorgânica de fósforo e nitrogênio nas águas residuais, entre outros. Na tabela 3 podem ser verificados alguns tipos de biosorvente e os principais materiais de remoção.

Tabela 3 - Biosorventes utilizados e os seus materiais de remoção.

Biosorventes	Materiais de remoção	Autor(es)
Argilas	Cu^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+}	TEIXEIRA, 2015
Casca de coco modificada	Cu^{2+}	SOUSA NETO, 2012
Serragem de madeira teca	Cd^{2+} , Pb^{2+}	NASCIMENTO E OLIVEIRA, 2014
Casca de pequi	Cd^{2+} , Pb^{2+}	NASCIMENTO E OLIVEIRA, 2014
Orelha de pau	Cd^{2+} , Pb^{2+}	NASCIMENTO E OLIVEIRA, 2014
Casca de banana	Cd, Cu, Cr, Pb, Ag e Ni	LIMA E SABIÁ, 2013.
Casca de Laranja	Cd, Cu, Cr, Pb, Ag e Ni	LIMA E SABIÁ, 2013.
Casca de Limão	Cd, Cu, Cr, Pb, Ag e Ni	LIMA E SABIÁ, 2013.
Serragem de madeira de sabiá	Cd, Cu, Cr, Pb, Ag e Ni	LIMA E SABIÁ, 2013.
Carvão ativado de coco de babaçu.	Cd, Cu, Cr, Pb, Ag e Ni	JUNIOR E SABIÁ, 2013.

Fonte o autor, 2015.

3.11. Estudo de adsorção em batelada

A adsorção é um fenômeno de superfície na qual um sólido chamado de adsorvente geralmente remove o adsorvato ou adere-se em sua superfície, o elemento que se quer remover ou armazenar de uma solução seja ela gasosa ou líquida onde na grande maioria das vezes o efluente contém compostos tóxicos e deseja-se a remediação desses problemas (DABROWSKI, 2001; NASCIMENTO et al, 2014).

A adsorção pode ocorrer por meio de ligações fortes entre os átomos nas moléculas quando a chamamos de quimisorção ou por meio de interações eletrostáticas fracas quando a chamamos de fisissorção (NASCIMENTO et al, 2014).

3.11.1 Cinética de adsorção

Os modelos cinéticos de adsorção de pseudo primeira ordem e pseudo segunda ordem foram calculados como indicado por Lagergren (1898) e Ho e Mackey (1998) de acordo com as equações 1 e 2.

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 * t \quad (1)$$

$$\left(\frac{t}{q_e - q_t}\right) = \left(\frac{1}{k_2}\right) + k_2 t \quad (2)$$

Os valores de q_e e q_t na equação 3 representam as quantidades adsorvidas por grama de adsorvente no equilíbrio e no tempo t e o gráfico de $\ln(q_e - q_t)$ versus t e pode ser utilizado para ajudar a determinar os valores de k_1 em min^{-1} que representa a constante da taxa de adsorção de primeira ordem.

Quando o modelo cinético de pseudo-segunda ordem representado pela equação 4 for aplicável observa-se uma relação linear próxima de 1 e o valor de k_2 representa a taxa de segunda ordem em $\text{g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$ podendo ser obtido através do intercepto e da inclinação da curva visualizada através do gráfico t/q_t versus t . (NASCIMENTO et al, 2014).

3.11.2 Modelos de isoterma de adsorção

Durante muitos anos vários modelos de adsorção foram desenvolvidos pelos pesquisadores. Os mais utilizados e representados neste estudo são os modelos de Langmuir

equação 1 de Freundlich, equação 2, que são representados pelas equações não lineares a seguir (DAL PIVA et al., 2011; NASCIMENTO et al., 2014).

$$q_e = \frac{q_{max} * b * C_e}{1 + (b * C_e)} \quad (3)$$

Onde:

q_e é a massa de soluto adsorvido por massa de adsorvente

q_{max} : adsorção máxima possível por monocamada

b : constante de adsorção de Langmuir

C_e : concentração de equilíbrio do soluto na fase fluida (mg L^{-1})

$$q_e = k * C_e^m \quad (4)$$

Os fatores q_e e C_e são semelhantes ao modelo anterior. K e m representam constantes que dependem dos fatores experimentais e estão relacionados com a distribuição dos sítios ativos e a capacidade de adsorção.

3.11.3 Funções de Erro

As funções estatísticas de erros utilizadas em conjunto com o complemento solver do Excel para resolver as regressões não lineares foram:

1. Soma dos quadrados dos erros (ERRSQ)

$$\sum_{i=1}^p (q_{e,meas} - q_{e,calc})_i^2 \cdot$$

2. Função de erro fracionário híbrido (HYBRID)

$$\sum_{i=1}^p \left[\frac{(q_{e,meas} - q_{e,calc})^2}{q_{e,meas}} \right]_i \cdot$$

3. Desvio padrão percentual de Marquardt

$$\sum_{i=1}^P \left(\frac{q_{e,meas} - q_{e,calc}}{q_{e,meas}} \right)_i^2 .$$

4. Erro relativo médio

$$\sum_{i=1}^P \left| \frac{q_{e,meas} - q_{e,calc}}{q_{e,meas}} \right|_i .$$

LIMA (2009) informa que passos devem ser seguidos para obter o cálculo da soma do erro normalizado no cálculo conjunto de isotermas de adsorção.

- (1) Selecionar uma isoterma e uma função erro e determine os parâmetros da isoterma por minimização desta função erro para os parâmetros setados; 2) Determinar o valor para todas as outras funções erros para aquele parâmetro encontrado em (1); Para cada função erro repita as etapas (1) e (2); Para cada erro medido, efetue a normalização por divisão do valor do erro pelo maior valor de erro obtido para aquela função.

(LIMA, 2009, p. 42-43)

Assim o conjunto de todos os resultados levará a identificar a melhor correlação entre os modelos específicos de adsorção.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de Realização da Pesquisa

A coleta da água estudada neste trabalho foi realizada em frascos plásticos, lavados duplamente com detergente neutro, água sanitária, água da torneira e com água destilada, respectivamente. Utilizaram-se inicialmente frascos de água para consumo humano de 5,0 L e 10,0 L. Posteriormente, bombonas de 60,0 L foram utilizadas devido a necessidade do uso de maior quantidade de biomassa nos ensaios de adsorção.

A água do açude foi coletada na lâmina d'água deitando-se lentamente o frasco plástico, e passada por uma peneira para remover galhos, folhas, insetos e pequenos peixes que eram carregados eventualmente na transferência da água. Insetos e pequenos seres vivos foram devolvidos ao seu hábitat.

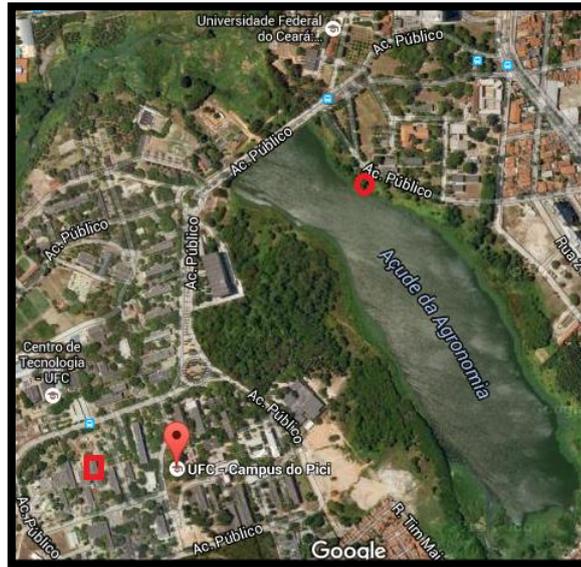
O ponto de coleta está indicado na figura 11 com um círculo vermelho, situado em frente ao bloco nº 857 de engenharia de alimentos da Universidade Federal do Ceará. A escolha foi devido a facilidade de acesso à lâmina de água e transporte desse local ao Laboratório de Processos Oxidativos Avançados (LPOA) situado no departamento de Físico-Química e Química analítica nº 938 indicado por um quadrado vermelho na mesma figura.

A escolha do local de coleta se deu em função da água quase estagnada, fácil acesso e grande quantidade de nutrientes como indicado em estudos que facilitam a afloração de microalgas. Na ocasião da coleta o local encontrava-se bastante assoreado. Nas margens do açude observaram-se também quantidades de lixo lançado pela população residente nos bairros adjacentes a universidade (FIGURAS 4 e 12).

4.2 Análises das amostras de água coletadas

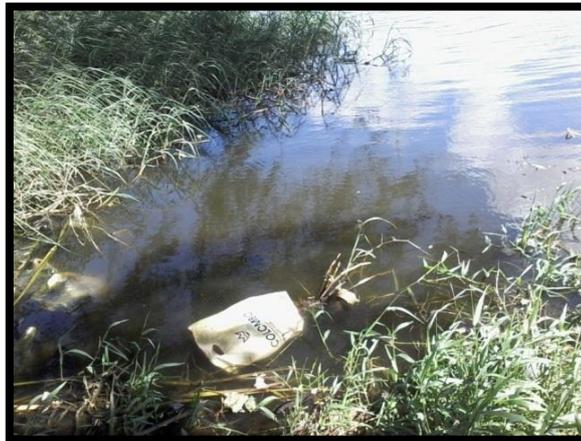
As análises das amostras de água, foram realizadas no laboratório de processos oxidativos avançados-LPOA para a temperatura utilizou-se o termômetro digital minipa MT-455, o pH, pHmetro Tecnal TEC-5 calibrado antes de cada novo grupo de amostra As análises de turbidez foram realizadas no turbidímetro Hanna HI98703, ORP na sonda multiparamétrica Hanna HI 9829. Para as análises de cátions $\text{Cu}^{2+}_{(aq)}$ foi utilizado o espectrofotômetro de chamas AAS VARIAN AA240FS.

Figura 11 - Local de coleta indicado com um círculo vermelho e tratamento com um quadrado vermelho.



Fonte: Imagem adaptada do Google maps, 2015.

Figura 12 - Local de coleta assoreado na margem do açude santo Anastácio



Fonte: o autor, 2015.

4.2.1 Análise de microalgas

Para a realização do estudo planctônico quali-quantitativo, a amostra de água foi coletada como indicada no item 4.1, separada no laboratório para um frasco âmbar de 1L como água bruta e outro frasco de 1L de água tratada após a sedimentação por 1 hora no próprio reator de acrílico indicado na figura 14.

Antes de completar 6 horas de coleta as amostras bruta e tratada foram levadas ao CEBIÁQUA-UFC onde foi adicionada uma solução fixadora nas amostras e analisadas posteriormente por pessoal qualificado.

4.2.2. Exames microbiológicos

Para a realização dos exames presença ou ausência de *E. coli* e de bactérias mesófilas, a água bruta foi coletada diretamente do ponto indicado na figura 9 em frasco de vidro estéril em duplicata e em dias diferentes e encaminhada imediatamente ao laboratório de microbiologia de alimentos - LMA situado no bloco 857 da Universidade Federal do Ceará- para incubação com reagentes específicos, e posterior contagem de mesófilos. Além da indicação de presença ou ausência de *E. coli* por diluições sucessivas.

A análise da água tratada foi efetuada após uma hora de sedimentação no reator da figura 12 seguida de coleta em frasco estéril cedido pelo LMA e encaminhado ao mesmo após duas horas de tratamento total, 45 min coleta, 15 minutos eletroflotação e 1h de sedimentação.

4.3 Aparato experimental para o estudo da clarificação em batelada das águas do açude santo anastácio

A clarificação e remoção do lodo foram efetuadas no laboratório de processos oxidativos avançados – LPOA, utilizando-se reatores em acrílico confeccionados para o tratamento de efluentes conforme mostrado nas figuras 13 e 14, e plástico adquirido no mercado local conforme indicado na figura 15.

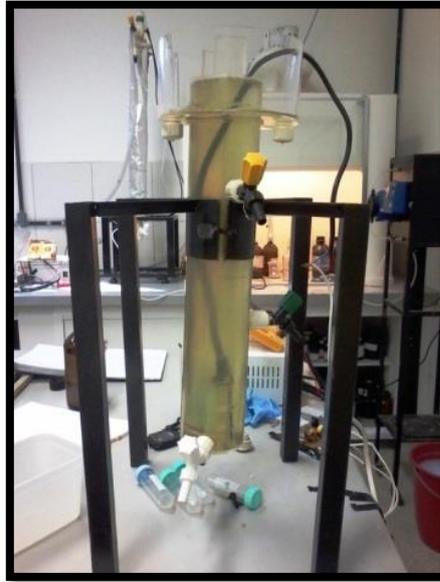
Figura 13- Fonte de corrente contínua (1), circuito gerador de pulsos (2) e reator utilizado nos experimentos em batelada (3).



Fonte: o autor, 2014.

Para o tratamento eletrolítico nos reatores, figuras 13 e 14, foi utilizado um par de eletrodos ligados em série com uma fonte de corrente contínua de 13,8V e um circuito de

Figura 14 - Reator acrílico utilizado no tratamento em batelada contendo água a ser tratada.



Fonte: o autor, 2015.

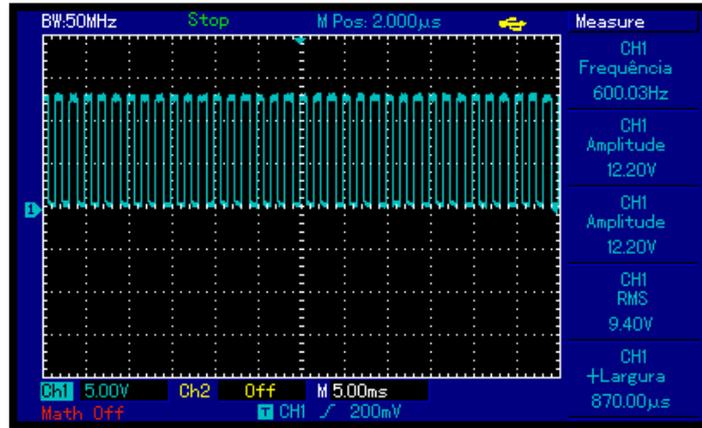
Figura 15 - Reator de 60 L em plástico com eletrodo de alumínio submerso e lodo flotando. A barra de alumínio superior é utilizada apenas como suporte e não entra no procedimento eletroquímico.



Fonte o autor, 2015.

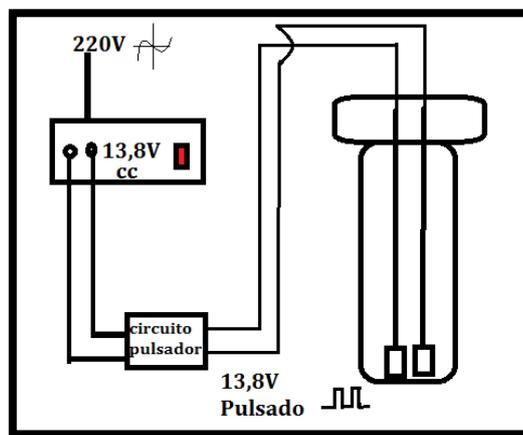
geração de pulsos de frequência conhecida ajustada em 600Hz, figura 16, com osciloscópio digital Minipa MVBDSO series. As dimensões dos eletrodos são 105 mm X 50 mm e espaçamento de 2,0 mm e um par de eletrodos de alumínio de dimensões 414 mm por 6,0 mm e espaçamento 1,5 mm, que foram ligados ao circuito de geração de pulsos como mostrado na figura 15, indicando o esquema da ligação do circuito com os eletrodos.

Figura 16 - Padronização da frequência de trabalho em osciloscópio digital.



Fonte: o autor, 2015.

Figura 17 – Esquema de ligação dos eletrodos ao circuito eletrônico de geração de pulsos.



Fonte o autor, 2015.

O tempo de tratamento eletrolítico foi determinado de acordo com a redução da coloração visual e a redução da turbidez da água tratada. Durante o tratamento eletrolítico foram registrados valores de corrente, tensão e potência de trabalho.

Após o tratamento eletrolítico um lodo espesso foi obtido na parte superior do reator três como visualizados na figura 15. Esse lodo sobrenadante foi coletado, concentrado em

centrífuga da marca Benfer BMC para quatro tubos falcon de 50 mL a 2500 rpm por 10 minutos e levado à secura em estufa por dois dias à temperatura de 35 °C a 45 °C, tornando-se pequenos pedaços duros de coloração verde escura que foram triturados em pilão até se tornar um pó finamente dividido e em seguida foi realizado os ensaios de adsorção utilizando essa matéria orgânica.

O lodo sedimentado, bem como o material triturado anteriormente, foram levados à secura e analisado em FIT-IR e fluorescência de raios X para verificação de grupos funcionais e elementos químicos que compunham a matéria obtida, respectivamente.

4.4. Estudos de superfície do biosorvente

A análise de mudança de carga da superfície, pH_{pzc}, foi realizada conforme indicação de Fiol e Villaescusa (2009). Amostras de massas diferentes do biosorvente foram postas em contato com KNO₃ 0,03M em agitação constante por 24h. No dia seguinte efetuou-se a titulação potenciométrica da solução de KNO₃ e das soluções filtradas que ficaram em agitação no dia anterior. Os gráficos obtidos dessa titulação potenciométrica foram sobrepostos e analisados no ponto de interseção.

As análises de infravermelho foram realizadas no laboratório de bioinorgânica da Universidade Federal do Ceará. Os espectros obtidos foram estudados em software adequado.

As análises de fluorescência de raios X foram efetuadas no laboratório de raios X do Departamento de Física da Universidade Federal do Ceará após a realização de cadastro das amostras em site específico desse laboratório.

4.5. Estudos de adsorção em batelada

Os estudos de remoção de íons Cu²⁺_(aq) por adsorção foram efetuados em duplicata, em agitação contínua de 250 rpm em mesa agitadora orbital da Marconi MA140 CFT e temperatura ambiente (28±2 °C) utilizando-se uma faixa de concentrações de 10 a 400 mg/L para pH variando de 1 até 6 em tampão acetato. As concentrações de equilíbrio das soluções de íons cobre foram determinadas por espectrometria com absorção atômica por chama (EAA).

Os estudos de cinética de adsorção das soluções de Cu²⁺_(aq) em biosorvente obtidos da etapa de tratamento da água do Açude Santo Anastácio (ASA) foram realizados em concentrações diferentes e em duplicata para cada intervalo de tempo e agitação de 250 rpm.

O procedimento envolveu frascos de vidro contendo 0,2g de biosorvente, e coletas foram realizadas nos tempos 1, 2, 3, 4, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60 e 120 min. A alíquota coletada, foi agitada e filtrado e posteriormente diluído e analisada por EAA.

O estudo de isotermas de adsorção foi realizado em batelada com o lodo, previamente seco e triturado. Para tal 0,2 g do pó finamente dividido, foram postos em contato com a solução de íons $\text{Cu}^{2+}_{(\text{aq})}$ de concentração conhecida por tempo pré determinado no estudo de cinética.

Os experimentos foram realizados em duplicata devido a pequena quantidade de material adsorvivo obtido. O volume de solução do íon cobre foi de 25 mL, em concentrações diferentes, em erlenmeyers de 125 mL que foram lacrados com plástico filme pvc durante o período de agitação (250 rpm).

Logo após a agitação dos frascos, filtrou-se a mistura líquida separando-se a biomassa, que foi utilizada como adsorvente da solução de concentração conhecida separando do adsorvato seguindo as análises de absorção atômica em espectrômetro de chamas AAS VARIAN AA240FS utilizando-se uma curva com cinco pontos de calibração em meio ácido para ler o conteúdo resultante de íons cobre no líquido diluído e acidificado com HNO_3 . O resíduo de algumas amostras sólidas resultantes do processo foi encaminhado para análises de FIT-IR e fluorescência de raios-X.

Durante o trabalho foram asseguradas as condições operacionais indicados na tabela 4 nas quais a realização dos testes ocorreu em batelada de acordo com as seguintes situações físicas.

Tabela 4 - Materiais e condições dos ensaios em batelada.

Materiais utilizados	Características
Reator de acrílico ou plástico	1,5L, 3,5 L(acrílico) e 60L (plástico)
Fonte de corrente contínua	Saída de 13,8V
Multímetro digital SC830B	Corrente de funcionamento até 10 A
Frequência de trabalho do circuito eletrônico gerador de pulsos	Ajuste em 600Hz
Continua	

Tabela 4 - Materiais e condições dos ensaios em batelada. Conclusão

Materiais utilizados	Características
Frequência de trabalho do circuito eletrônico gerador de pulsos	Ajuste em 600Hz
Multímetro digital ajustado em medidor de tensão de CC	Até 20 CC
Potência de trabalho	Entre 15W e 150W
Tensão de rede	220V corrente alternada

Fonte: o autor, 2015.

Durante todos os testes e extrações de lodo necessário à etapa de estudos de adsorção foram anotados os valores de corrente, tensão e potência de trabalho para verificação posterior de custos envolvidos na etapa de tratamento eletrolítico.

Esses resultados se mostraram sempre muito próximos quando postos em comparação não sofrendo variações muito significativas que foram suficientes apenas para o cálculo teórico do consumo energético (TABELA 5).

Tabela 5 - Condições experimentais durante o processo eletrolítico.

Experimento	Tensão (V)	Corrente (A)	Potência (W)
E7715 _{60L}	13,75	4,52	116,9
E7730 _{60L}	13,75	4,62	120,1
E7745 _{60L}	13,81	4,32	112,4
E30715 _{60L}	13,64	5,39	130,0
E30730 _{60L}	13,76	5,43	131,3
E30745 _{60L}	13,77	5,31	130,0

Fonte: o autor, 2015.

4.6 Estudo microscópico do lodo (biomassa) eletrolítico.

Os estudos microscópicos foram realizados em microscópio BRESSER Biolux NV indicado na figura 18, aumentos obtidos de 20X até 1280X, monocular com, oculares WF 5 e WF16 e ocular digital. Objetivas próprias do fabricante do equipamento e iluminação inferior e superior com leds brancos de auto brilho e led ultravioleta alto brilho superior em relação à lâmina com comprimentos de onda máximos em 455nm, 390nm, respectivamente. Para obtenção das imagens o microscópio é acoplado diretamente com uma ocular eletrônica fabricada pela empresa GmbH & Co. KG, Bresser PC microcular II e conectada via usb no computador para obtenção das imagens.

Figura 18 - Microscópio BRESSER NV com iluminação a led de alto brilho inferior e superior a lâmina.



Fonte: BRESSER, 2015.

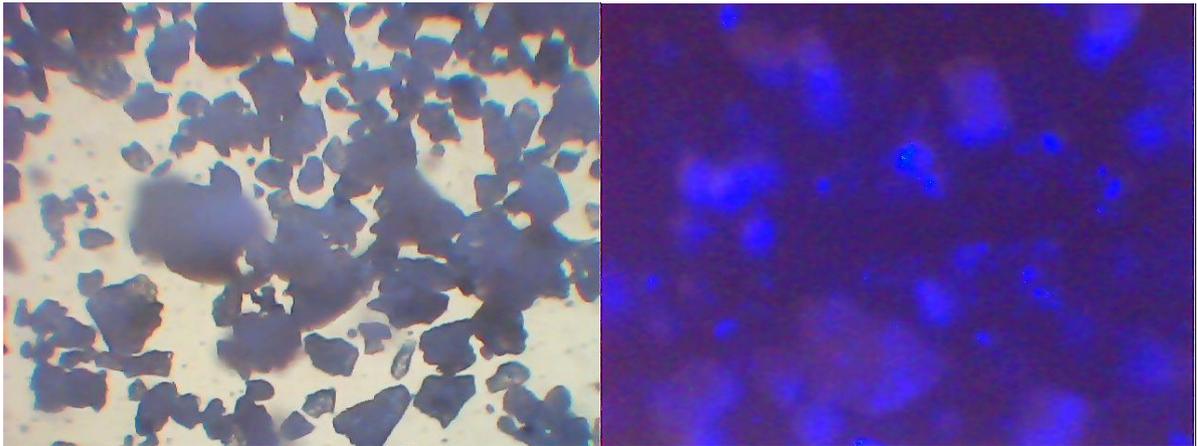
As visualizações das lâminas contendo a biomassa pulverizada foram aumentadas com o uso de objetivas de 40X e oculares 5X, 16X e ocular eletrônica que proporciona aumentos de 16X relativos à objetiva que está sendo utilizada. Estas revelaram superfície heterogênea e os tamanhos variados de partículas do material adsorvente (biomassa).

A análise por luz ultravioleta no comprimento de onda 395nm, luz negra reagente, tornou o material fluorescente, indicando que o mesmo contém a presença de fungos filamentosos (Figuras 19 e 20).

O lodo residual do processo de eletrocoagulação/flotação utilizado no tratamento de águas contém normalmente muitos gêneros de microalgas bem como fungos filamentosos.

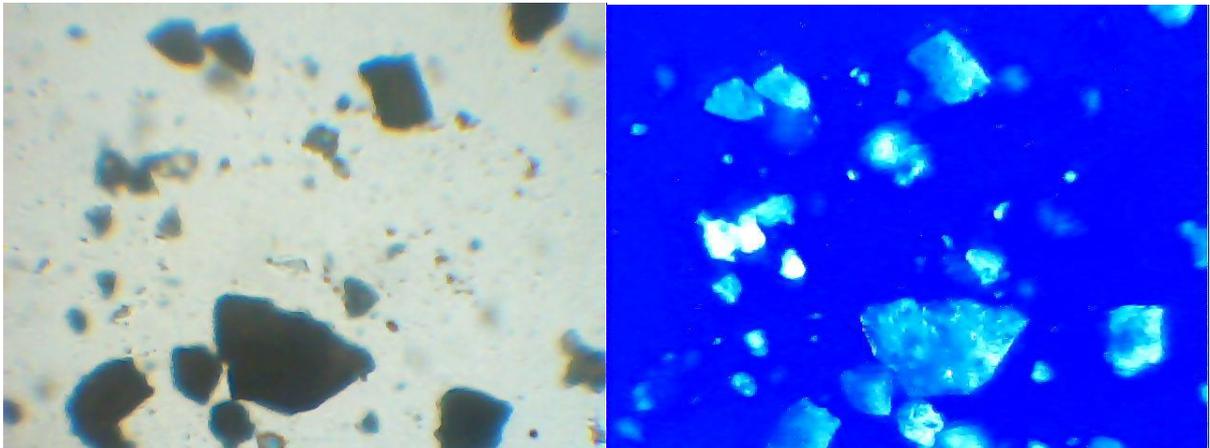
Estudos recentes indicam o uso de vários tipos de culturas de fungos para a adsorção de metais tóxicos. Isso corrobora para o sucesso do processo de adsorção empregando resíduos da eletrocoagulação/flotação.

Figura 19 - Análise do resíduo com ampliação 160X em luz branca e luz ultravioleta.



Fonte: o autor.

Figura 20 - Análise com ampliação 160X em luz branca e luz ultravioleta.



Fonte: o autor.

A tabela 6 reporta alguns trabalhos envolvendo fungos, os quais foram empregados na remoção de íons metálicos de efluentes aquosos.

Tabela 6 - Autores, metais removidos, e fungos utilizados.

AUTOR(ES)	METAIS	FUNGOS	Capacidade
Iram e Abrar (2015)	Cu ²⁺ e Pb ²⁺	A. flavus e A. Niger	20,75-93,65 mg / g; 3,25-172,25 mg / g
Yan G., Viraraghavan T.	Pb ²⁺ , Ni ²⁺ , Cd ²⁺ and Zn ²⁺	Mucor rouxii.	25.22, 16.62, 8.36 e 6.34 mg/g
T. Viraraghavan	Pb ²⁺ e Cd ²⁺	Aspergillus Niger	
Kapoor e Viraraghavan	Cu, Zn, Cd, Pb, Fe, Ni, Ag, Th, Ra e U	Fungos filamentosos	
Krantz-Rülcker ¹ , B. Allard ¹ , J. Schnürer ² (1996)	Zn, Cd and Hg	<i>Trichoderma harzianum</i> , <i>Penicillium spinulosum</i> e <i>Mortierella isabellina</i>	50 mmoles kg-1
Doshi; Ray e Kothari	Cd ²⁺	<i>Spirulina</i>	

Fonte: o autor, 2015.

4.7 Estudo planctônico laboratorial

O estudo planctônico quali-quantitativo foi realizado para verificação do possível estado trófico das amostras de água (OLIVEIRA, 2010), bem como observação da qualidade do tratamento eletroquímico. Ele não pode ser considerado representativo de toda a água do açude santo Anastácio visto que, as coletas foram realizadas apenas em um único ponto do açude devido ao grande volume de água a ser tratado em cada análise.

Dados qualitativos do fitoplâncton servem também como indicativo de estado trófico da água estudada. De acordo com Oliveira (2010), para tal finalidade devem ser calculados os coeficientes biológicos de Nygaard para estimativa do estado trófico do ponto estudado. Os dois coeficientes, simples (Q_S) e compostos (Q_C), utilizados são dados a seguir:

$$Q_s = \text{N}^\circ \text{ de espécies de Chlorococcales} / \text{N}^\circ \text{ de espécies de Desmidiaceae}$$

Se o valor de Q for igual a 1 a água nesse ponto será considerada em estado eutrófico.

Coeficiente Múltiplo ou Composto:

$$Q_c = \text{N}^\circ \text{ de espécies de (Cyanophyceae + Chlorococcales + Centrales + Euglenales)} / \text{N}^\circ \text{ de espécies de Desmidiaceae.}$$

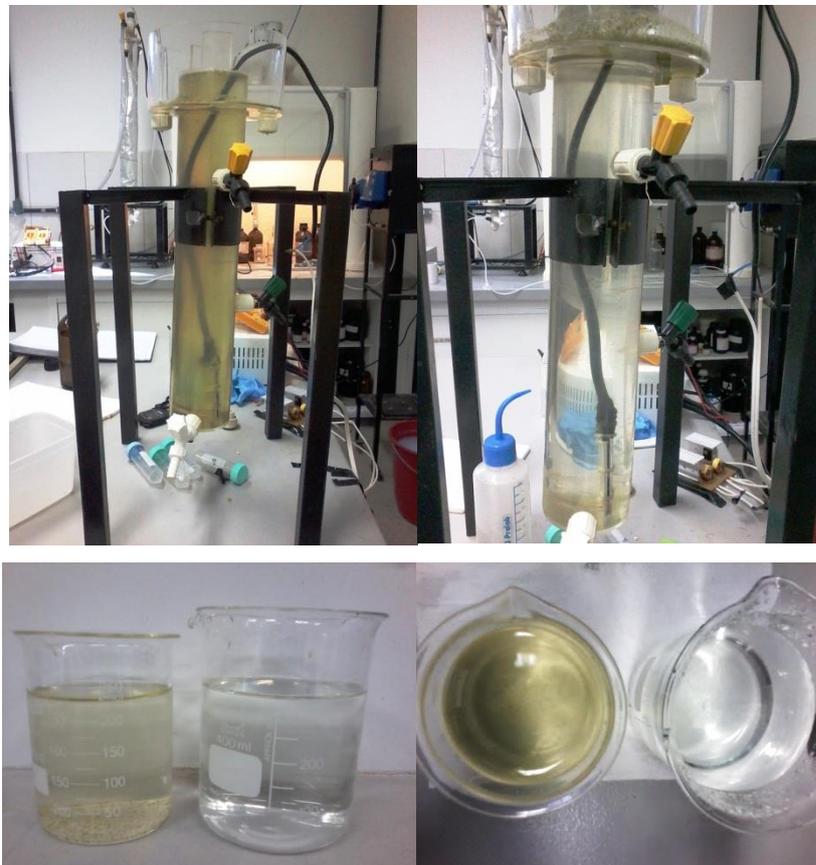
Se o valor de Q estiver abaixo de 2,5 o ponto poderá ser considerado mesotrófico, se o valor de Q estiver acima desse valor a água naquele ponto poderá ser considerada em estado eutrófico.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Estudo da clarificação das águas do santo Anastácio.

Os estudos de clarificação das amostras foram realizados através da perda de turbidez e variação de pH, durante e após o tratamento eletrolítico, bem como a observação visual da perda de cor da água tratada como mostrado na Figura 21.

Figura 21 – Observação visual da perda de coloração da água com decorrer do tempo. Lado esquerdo início, lado direito após 15 minutos. Observar o lodo retido na parte superior do reator.



Fonte: o autor, 2015.

Os valores de turbidez encontrados nas amostras podem ser observados na tabela 7. Esses valores refletem a necessidade de um tempo mais prolongado de tratamento da água, porém observou-se com o decorrer do tempo, a formação de uma grande quantidade de

resíduo branco dentro do reator eletrolítico indicando a perda de massa do eletrodo de alumínio. Isso pode implicar na inadequabilidade da qualidade da água após o tratamento.

Tabela 7 - Valores de turbidez e pH durante e após o tratamento eletrolítico.

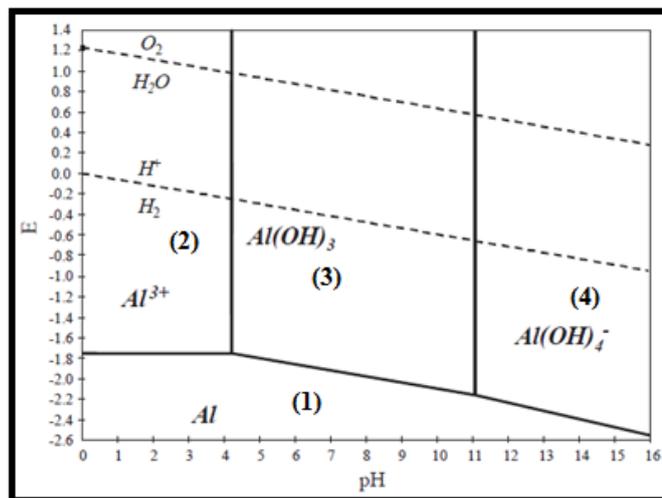
AMOSTRA	TURBIDEZ _{inicial} (NTU)	TURBIDEZ _{final} (NTU)	pH _{inicial}	pH _{final}
B5L1	13,5	1,15	6,90	6,87
B5L2	12,2	1,15	6,75	6,87
B10L1	14,2	1,38	6,81	6,83
B10L2	14,3	1,38	6,79	6,83
B60L	13,0	---	7,06	---
B60T15	13,0	2,54	7,06	7,14
B60T30	2,54	1,38	7,14	7,59
B60T45	1,38	1,1	7,59	7,77

Fonte: o autor, 2015.

Valores de turbidez foram obtidos a partir de 15 minutos de tratamento da água nos reatores até 3,5 L nas amostras B5L1, B5L2, B10L1, B10L2, e nos tempos 15 min, 30 min e 45 min nos reatores de 60 L designados B60L. o pH destas amostras foi avaliado em cada tempo indicado para possível verificação da espécie química presente na água através da análise gráfica do diagrama de Pourbaix mostrado na figura 7.

De acordo com a análise do diagrama de Pourbaix envolvendo pH versus potencial, no tratamento da água (figura 22) foi possível prever quais tipos de espécies de alumínio foram lançados dentro da água tratada.

Figura 22 – Diagrama de Pourbaix para o alumínio



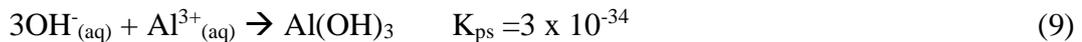
Fonte: modificado de Jiang et al. (2002)

Na figura 22 observa-se inicialmente a linha horizontal situada entre as áreas 1 e 2, de equilíbrio na qual o alumínio passa do estado metálico, zona de imunidade para zona de corrosão, no estado $\text{Al}^{3+}_{(\text{aq})}$. Essa linha horizontal pode ser representada pela semi-reação de redução que ocorre em potencial -1,68 V. O tratamento eletrolítico foi efetuado em potencial até 13,8V gerado por uma fonte de corrente contínua.



A primeira linha vertical, situada entre a região 2 e a região 3 no diagrama representa o equilíbrio de precipitação do $\text{Al}^{3+}_{(\text{aq})}$. Por isso, não pode ser observado um aumento muito significativo nos valores do pH, pois logo que o precipitado é formado, a maior parte dessa composição gelatinosa, que é o coagulante, agrega as partículas que estão em suspensão, as microalgas, na solução e passam a flotar ou parte dele acaba sedimentando o que é registrado posteriormente nas análises de raios-X.

Essa linha pode ser representada pelo equilíbrio de precipitação do alumínio:



As linhas restantes do diagrama de Pourbaix para o alumínio representam os equilíbrios envolvendo transições de elétrons.

Os cálculos utilizando os valores de células representadas nas tabelas 8, 9 e 10 mostraram que as águas estudadas, sem tratamento eletrolítico, no início das coletas indicaram valor 1,55 resultando em água eutrofizada e 1,38, considerado estado mesotrófico pelo coeficiente composto um resultado adimensional.

De acordo com Oliveira (2013), essas águas se encontravam em estado hipereutrófico, o pior índice da tabela de classificação de estado trófico para águas, podendo acarretar no envelhecimento precoce desse sistema aquático.

Para a amostra que sofreu tratamento eletrolítico os valores encontrados de coeficiente simples e composto, para a água inicial, foram 3 e 27, respectivamente. Após tratamento eletrolítico não foi possível calcular os valores de coeficiente por causa da dependência do número de microbiota existente no sistema, o que requer à realização do cálculo a partir de dados do índice de qualidade da água (IQA), ou seja, análises físico-químicos e microbiológicos da amostra de água.

Na primeira coleta de água para análise de microalgas foi possível identificar 5 gêneros e 26 espécies diferentes listados na tabela 9. Destas, 376 cél. mL⁻¹, não foi possível a identificação em nível de espécie enquanto que 939 espécies não puderam ser identificadas pelo seu táxon.

Algumas microalgas foram identificadas apenas com a representação *sp.* após a nomenclatura do gênero indicando que não foi possível a identificação completa da espécie, por dificuldades na visualização microscópica ou deformações nas membranas celulares das espécies.

Nas tabelas 9 e 10 podem ser observados os gêneros e as quantidades de microalgas identificadas bem como as que não identificadas na amostragem quali-quantitativa na água sem tratamento eletrolítico.

Os resultados obtidos após o tratamento eletrolítico, tabela 11, indicam que ao mesmo tempo em que ocorreu a clarificação da água bruta ocorreu uma intensa redução no número de espécies de microalgas. Em alguns casos, foi impossível quantificar muitas espécies como pode ser observado nas tabelas 9 e 10.

As espécies foram localizadas e identificadas via microscopia óptica invertida e microscopia comum e a imagem das espécies mais predominantes podem ser visualizadas nas figuras 23, 24 e 25.

Verificou-se ainda que a espécie *Merismopédia tenuissima* pode ser identificada como a segunda espécie mais predominante na primeira análise. Na análise de remoção esta espécie estava ausente enquanto a microalga mais removida durante o tratamento eletrolítico foi a espécie *Aphanocapsa cf incerta* reduzindo sua quantidade de 103.301 cél.mL⁻¹ para uma quantidade tão baixa que foi impossível sua quantificação.

Tabela 8 - Microalgas identificadas na amostra de água do açude no início das análises.

AMOSTRA BRUTA	Cél.mL⁻¹
CHLOROPHYTA	
<i>Chlamydomonas sp</i>	753
<i>Crucigenia sp</i>	3.012
<i>Desmodesmus sp 1</i>	1.506
<i>Desmodesmus sp 2</i>	753
<i>Desmodesmus sp 3</i>	1.506
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	24.846
<i>Kirchneriella sp</i>	1.882
<i>Monoraphidium sp</i>	2.917
<i>Monoraphidium contortum</i>	1.506
<i>Monoraphidium griffithii</i>	376
<i>Scenedesmus sp</i>	1.506
Scenedesmaceae	2.259
<i>Tetrastrum sp</i>	753
Chlorococcales 1	2.447
Chlorococcales 2	847
Chlorococcales 3	471
Chlorococcales 4	1.506
Chlorococcales 5	565
EUGLENOPHYTA = 0	
CYANOPHYTA	
<i>Aphanocapsa cf annulata</i>	547.169
<i>Aphanocapsa cf incerta</i>	30.869
<i>Merismopedia tenuissima</i>	81.690
BACILARIOPHYTA	
<i>Cyclotella cf meneghiniana</i>	2.259
<i>Nitzschia cf palea</i>	188
<i>Gomphonema parvulum</i>	188
CRYPTOPHYTA	
<i>Cryptomonas sp</i>	376
NÃO IDENTIFICADA	
Táxon não identificado	376

Fonte: o autor, 2015.

Tabela 9 - gêneros de microalgas mais predominantes encontrados na água sem tratamento eletrolítico.

AMOSTRA BRUTA	Cél.mL ⁻¹
CHLOROPHYTA	
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	34.747
<i>Crucigenia sp</i>	23.477
<i>Crucigeniella sp</i>	15.026
<i>Desmodesmus smithii</i>	1.878
<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	3.756
<i>Desmodesmus sp 1</i>	1.878
<i>Didymocystis sp</i>	4.695
<i>Monoraphidium sp</i>	2.348
<i>Monoraphidium griffithii</i>	470
<i>Nephrochlamys sp</i>	1.878
<i>Scenedesmus disciformis</i>	7.513
<i>Scenedesmus sp.1</i>	3.756
<i>Scenedesmus sp.2</i>	1.878
Scenedesmaceae	939
<i>Tetrastrum sp</i>	1.878
<i>Tetraedron muticum</i>	1.409
<i>Tetraedron minimum</i>	470
Chlorococcales 1	6.104
Chlorococcales 2	2.348
Chlorococcales 3	2.817
Chlorococcales 4	4.226
Chlorococcales 5	1.878
Chlorococcales 6	2.817
EUGLENOPHYTA	
<i>Euglena viridis</i>	470
<i>Lepocinclis ovum</i>	470
CYANOPHYTA	
<i>Aphanocapsa cf incerta</i>	103.301
<i>Pseudanabaena sp</i>	60.102
BACILARIOPHYTA	
<i>Cyclotella cf meneghiniana</i>	13.617
CRYPTOPHYTA	
<i>Cryptomonas sp</i>	1.409
Táxon não identificado	83
NÃO IDENTIFICADA	
Táxon não identificado	939

Fonte: o autor, 2015.

Tabela 10- Teste quali-quantitativo de microalgas pós eletroflotação.

AMOSTRA TRATADA	Cél.mL ⁻¹
CHLOROPHYTA	
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	333
<i>Crucigenia sp</i>	2.667
<i>Crucigeniella sp</i>	1.000
<i>Desmodesmus smithii</i>	167
<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	*
<i>Desmodesmus sp 1</i>	*
<i>Didymocystis sp</i>	333
<i>Monoraphidium sp</i>	*
<i>Monoraphidium griffithii</i>	167
<i>Nephrochlamys sp</i>	*
<i>Scenedesmus disciformis</i>	*
<i>Scenedesmus sp.1</i>	333
<i>Scenedesmus sp.2</i>	667
Scenedesmaceae	333
<i>Tetrastrum sp</i>	*
<i>Tetraedron muticum</i>	*
<i>Tetraedron minimum</i>	*
Chlorococales 1	333
Chlorococales 2	750
Chlorococales 3	417
Chlorococales 4	417
Chlorococales 5	333
Chlorococales 6	83
EUGLENOPHYTA	
<i>Euglena viridis</i>	*
<i>Lepocinclis ovum</i>	*
CYANOPHYTA	
<i>Aphanocapsa cf incerta</i>	*
<i>Pseudanabaena sp</i>	*
BACILARIOPHYTA	
<i>Cyclotella cf meneghiniana</i>	833
CRYPTOPHYTA	
<i>Cryptomonas sp</i>	167
Táxon não identificado	*
NÃO IDENTIFICADA	
Táxon não identificado	333

Fonte: o autor

Tabela 11 – Teste semi qualitativo (reator 2) com os organismos localizados na água bruta, na segunda análise e no teste de remoção de microalgas, a eletrocoagulação/flotação. Continua

AMOSTRA BRUTA	1ª ANÁLISE	2ª ANÁLISE	T. ELETRO.	REDUÇÃO
CHLOROPHYTA				
<i>Ankistrodesmus sp</i>	*	NE		
<i>Chlamydomonas sp</i>	753	NE		
<i>Coelastrum microporum</i>	*	NE		
<i>Crucigenia rectangulares</i>	*	NE		
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	*	34.747	333	34.413
<i>Crucigenia sp</i>	3012	23.477	2.667	20.811
<i>Crucigeniella sp</i>	NE	15.026	1.000	14.026
<i>Closterium sp</i>	*	NE		
<i>Desmodesmus smithii</i>	*	1.878	167	1.712
<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	*	3.756	*	
<i>Desmodesmus caudato-acuelato</i>	*	NE		
<i>Desmodesmus sp 1</i>	1506	1.878	*	
<i>Desmodesmus sp 2</i>	753			
<i>Desmodesmus sp 3</i>	1506			
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	24846			
<i>Didymocystis sp</i>	*	4.695	333	4.362
<i>Golenkinea sp</i>	*			
<i>Kirchneriella sp</i>	1882			
<i>Micractinium pusillum</i>	*			
<i>Monoraphidium sp</i>	2917	2.348	*	NS
<i>Monoraphidium contortum</i>	1506	NE		
<i>Monoraphidium griffithii</i>	376	470	167	303
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	*	NE		
<i>Nephrochlamys sp</i>	*	1.878	*	NS
<i>Oocystis borgei</i>	*	NE		
<i>Pediastrum tetras</i>	*	NE		
<i>Quadrigulla sp</i>	*	NE		
<i>Scenedesmus verrucosus</i>	*	NE		
<i>Scenedesmus disciformis</i>	NE	7.513	*	NS
<i>Scenedesmus granulatus</i>	*	NE		
<i>Scenedesmus sp</i>	1506	NE		Continua

Tabela 11 – Teste semi qualitativo (reator 2) com os organismos localizados na água bruta, na segunda análise e no teste de remoção de microalgas, a eletrocoagulação/flotação. Continuação.

AMOSTRA BRUTA	1ª ANÁLISE	2ª ANÁLISE	T. ELETRO.	REDUÇÃO
<i>Scenedesmus sp.1</i>	NE	3.756	333	3.423
<i>Scenedesmus sp.2</i>	NE	1.878	667	1.212
Scenedesmaceae	2259	939	333	606
<i>Tetrastrum punctatum</i>	*	NE		
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	*	NE		
<i>Tetrastrum sp</i>	753	1.878	*	NS
<i>Tetraedron muticum</i>	NE	1.409	*	NS
<i>Tetraedron minimum</i>	NE	470	*	NS
Chlorococcales 1	2447	6.104	333	5.771
Chlorococcales 2	847	2.348	750	1.598
Chlorococcales 3	471	2.817	417	2.401
Chlorococcales 4	1506	4.226	417	3.809
Chlorococcales 5	565	1.878	333	1.545
Chlorococcales 6	NE	2.817	83	2.734
EUGLENOPHYTA				
<i>Euglena cf. geniculata</i>	*	NE		
<i>Euglena sp</i>	NE	NE		
<i>Euglena acus</i>	*	NE		
<i>Euglena viridis</i>	*	470	*	NS
<i>Lepocinclis ovum</i>	*	470	*	NS
<i>Lepocinclis salina</i>	*	NE		
<i>Phacus longicauda</i>	*	NE		
<i>Phacus tortus</i>	*	NE		
CYANOPHYTA				
<i>Aphanocapsa cf annulata</i>	547169	NE		
<i>Aphanocapsa cf incerta</i>	30869	103.301	*	NS
<i>Merismopedia tenuissima</i>	81690	NE		
<i>Pseudanabaena sp</i>	*	60.102	*	NS
<i>Phormidium sp</i>	*	NE		
BACILARIOPHYTA				
<i>Cyclotella cf meneghiniana</i>	2259	13.617	833	12.784

Tabela 11 – Teste semi qualitativo (reator 2) com os organismos localizados na água bruta, na segunda análise e no teste de remoção de microalgas, a eletrocoagulação/flotação. Conclusão.

AMOSTRA BRUTA	1ª ANÁLISE	2ª ANÁLISE	T. ELETRO.	REDUÇÃO
BACILARIOPHYTA				
<i>Nitzschia cf palea</i>	188	NE		
<i>Gomphonema parvulum</i>	188	NE		
CRYPTOPHYTA				
<i>Cryptomonas sp</i>	376	1.409	167	1.242
Táxon não identificado	NE	83	*	NS
NÃO IDENTIFICADA				
Táxon não identificado	376	939	333	606

Fonte: o autor, 2015. (Nota: NE: Não encontrado; NS: Quantidade não significativa).

(*) organismos presentes na análise qualitativa, porém não são representativos quanto à densidade celular.

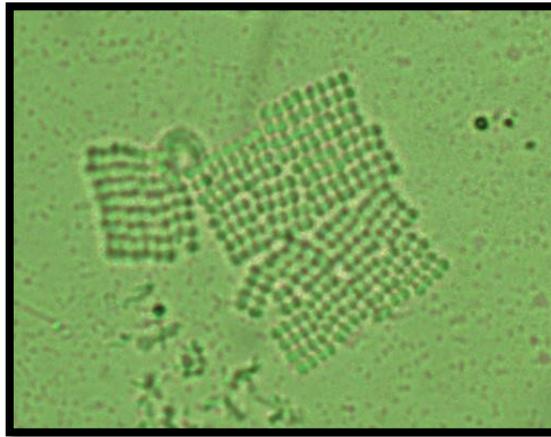
Torna-se interessante o fato de não ter sido encontrado, na segunda e na terceira análise quali quantitativa, muitas microalgas que foram encontradas na tabela 12, como a *Merismopedia tenuissima* (FIGURA 23), bem como outras microalgas que estavam presentes na primeira amostragem. Tal fato não indica que a mesma não esteja presente em todo o açude. Para isso seria necessário que a coleta fosse realizada em diversos pontos do açude principalmente na entrada e na saída do mesmo.

Diversas condições climáticas como a incidência solar, escassez de chuvas ou até mesmo mato elevado que pode ter gerado sombra sobre o ponto de coleta podem ter interferido na reprodução dessa espécie em número suficientemente detectável.

Foi possível também observar que algumas microalgas permaneceram na água mesmo após o tratamento eletrolítico. Isso pode ter ocorrido devido a grande diferença dos tamanhos do fitoplâncton que pode variar de 0,2 nm até 200 nm facilitando ou dificultando a remoção dessas microalgas pelo processo eletroquímico.

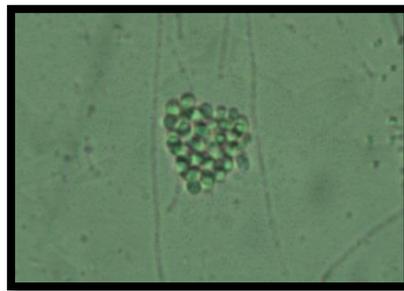
Observa-se também que em períodos de estiagem, de acordo com a tendência das águas se tornarem paradas e a grande taxa de insolação, muitas microalgas deixam de se reproduzir enquanto outras aumentam significativamente o seu número como ocorreu com a microalga vista na figura 24 *Aphanocapsa cf incerta*.

Figura 23 - Cianófito mais predominante na amostragem na amostra bruta. *Merismopedia tenuissima*.



Fonte: o autor

Figura 24 - Microalga do gênero Cianófito mais predominante nas amostras de água do ASA, *Afanocapsa cf. incerta*.



Fonte: o autor, 2015.

Figura 25- *Senedesmus sp.* visualizada em microscopia óptica 640X.



Fonte: o autor

5.5. ESTUDO MICROBIOLÓGICO

O estudo microbiológico realizado no LMA-UFC em duplicata identificou a presença de *E. coli* em ambos os testes. Já a contagem de espécies mesófilas mostrou redução bastante significativa devido à contagem do número destas bactérias e são mostrados na tabela 12.

Tabela 12 - Resultado da análise microbiológica-LMA/UFC.

Espécies de bactérias	Amostra bruta	Amostra tratada
<i>E. coli</i>	Presente	Presente
Mesófilos	$1,5 \cdot 10^6$	$8,6 \cdot 10^3$

Fonte: LMA-UFC, 2015.

Das bactérias mesófilas que pode ser encontrada em água doce pode-se citar o gênero *Clostridium* (CABRAL, 2010), sendo a espécie *Clostridium botulinum* como a bactéria mais conhecida desse gênero e não encontrada no presente estudo.

Então torna-se notório que a água tratada através da eletroflotação utilizando-se o reator de 3,5 L ainda necessita de um pós-tratamento ou um refinamento final para poder ser pensada em ser utilizada para consumo humano, pois nas águas ainda são encontradas bactérias, turbidez alta e resíduos que podem ser removidos com etapas adicionais a esse tratamento. Etapa essa é necessária à manutenção de uma qualidade mínima da água e seguir os testes de potabilidade na mesma. Esse tratamento pode ser verificado de início com a resolução 2914/11 MS, que inviabiliza a água para eventual consumo humano se na mesma for encontrada a presença de *E. coli* em amostras de 100 mL.

Para trabalhos posteriores utilizando-se a eletrocoagulação nas águas do açude santo Anastácio sugere-se as etapas de tratamento eletrolítica, decantação, filtração e desinfecção.

A desinfecção nesse caso removerá ou inativará as quantidades resultantes de bactérias na água e poderá ser realizado um tratamento utilizando luz ultravioleta germicida ou ainda a adição de ozônio, bem como a união dos dois tratamentos, evitando-se a adição de cloro no início do tratamento e no final do mesmo para que essa adição não produza eventualmente compostos cancerígenos via oxidação prévia da matéria orgânica dissolvida devido à adição do cloro (ABDALA NETO, 2012).

6 Estudos de biomassa seca

6.1 Caracterização do adsorvente

O lodo macerado que possui as microalgas, utilizado como adsorvente, e recuperado na etapa de eletrocoagulação/flotação, figura 26, apresenta-se bastante heterogêneo com relação ao tamanho. Suas partículas tem diâmetro que variam desde 0,045mm até 0,84mm. Valores obtidos ao passar o material por peneira de porosidade conhecida.

Figura 26- Biomassa seca.



Fonte: o autor, 2015.

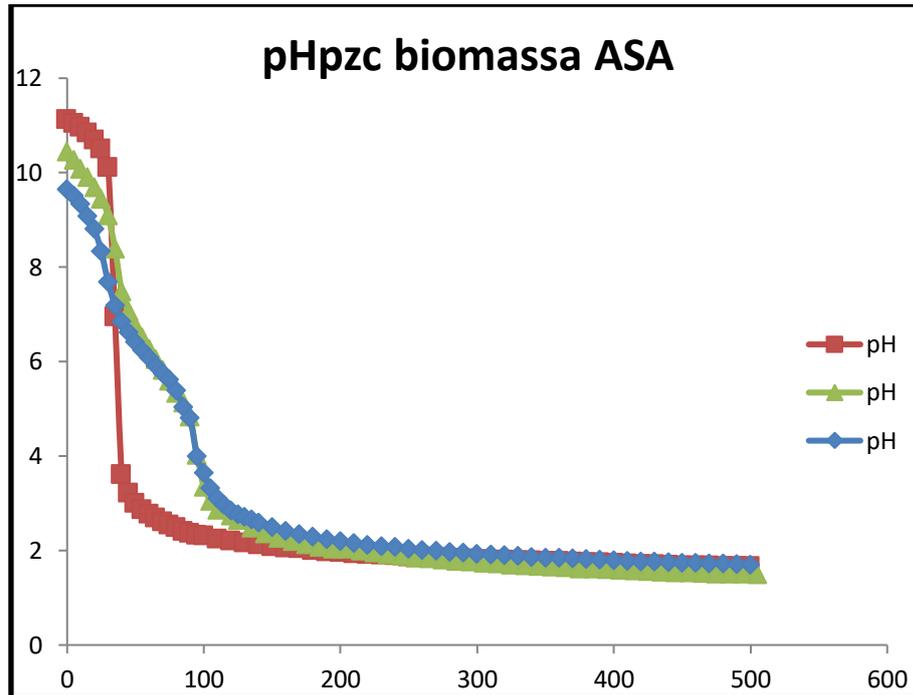
6.1.1 Estudo do potencial de carga zero pH_{pzc} da superfície do material adsorvente

O estudo do potencial de carga zero pH_{PZC} , foi realizado para indicar qual o valor de pH mais provável em que ocorre a variação da carga da superfície do sólido (obtido por maceração).

A figura 27 mostra o resultado das titulações potenciométricas das massas 0,2g e 0,25g contra o branco da solução de KNO_3 0,03M como indicado por Fiol e Villaescusa (2009).

O resultado indica que a carga da superfície do lodo seco varia de positiva para negativa em torno do pH 1,90. Isso implica que se o pH de trabalho for realizado em um valor superior a este, a carga negativa da superfície do material adsorvente é predominante e esse material adsorverá partículas com cargas positivas, no caso deste estudo o $\text{Cu}^{2+}_{(\text{aq})}$. Em contraste, caso o pH da solução seja abaixo do pH_{pzc} (1,89) então a superfície do material é mantida positiva e o material poderá adsorver partículas contendo cargas negativas (FIOL e VILLAESCUSA, 2009)..

Figura 27 - Potencial de carga zero, pH_{pzc} , obtido por titulação potenciométrica.



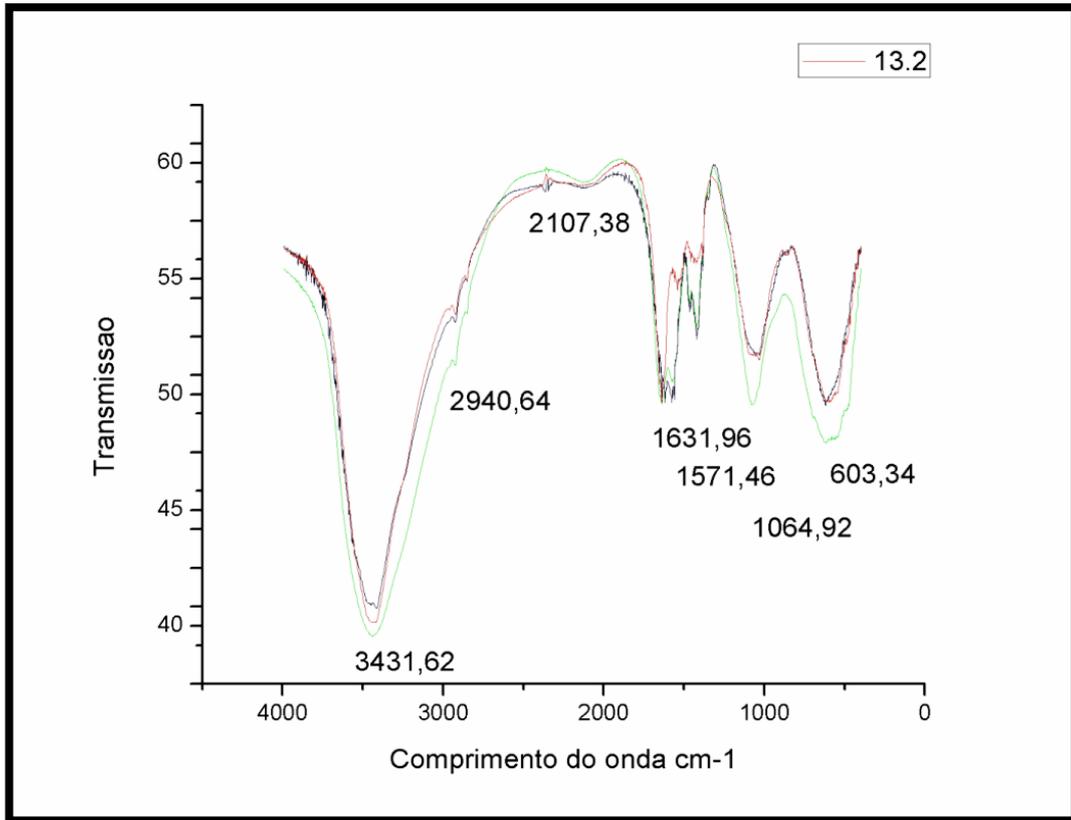
Fonte: o autor, 2015. Vermelho o branco da análise, azul e verde massas 1 e 2 da análise em duplicata conforme Fiol e Villaescusa 2009.

6.1.2 Estudo espectroscópico do lodo utilizado como adsorvente

Os espectros de infravermelho com transformada de Fourier das amostras de lodo seco são apresentados sobrepostos na figura 28. Observa-se que as bandas do espectro sugerem a presença de estiramento de N-H (primário ou secundário) em $3431,62\text{ cm}^{-1}$, estiramento de C≡C em $2107,38\text{ cm}^{-1}$. Logo após encontra-se a banda $1631,96\text{ cm}^{-1}$ que indica o estiramento de C=O de aldeído ou C=C de olefinas, A banda fraca encontrada em $1571,46$ sugere o estiramento de C=C de aromático e a banda média em $1064,32\text{ cm}^{-1}$ pode indicar a presença de estiramento de C—O de álcool secundário (LOPES e FASCIO, 2004). A banda $2940,64\text{ cm}^{-1}$ indica estiramento de CH e CH₂ (MAGALHÃES et al, 2012). Em $603,34\text{ cm}^{-1}$ ocorre a possível presença de grupamento inorgânico fosfato derivado de apatita (CINDINA e BORODAJENKO, 2012).

Esses grupamentos funcionais dotados de elétrons livres bem como elétrons π em ligações duplas e triplas colaboram significativamente com o processo de adsorção intensificando a atração eletrostática entre adsorvato e adsorvente.

Figura 28 – Espectro de infravermelho de amostras do lodo seco.



Fonte o autor, 2015.

7 Estudos de adsorção com a biomassa seca

A isoterma de adsorção expressa às propriedades da superfície e afinidade do adsorvente-adsorvato e pode também ser usado para determinar e comparar capacidades de adsorção de adsorvente para diferentes poluentes. Foram investigados modelos matemáticos de isoterma para expressar quantitativamente a relação entre o grau de adsorção e a concentração residual de Cu(II). A fim de determinar a adsorção de Cu(II) na superfície do adsorvente a base de lodo,

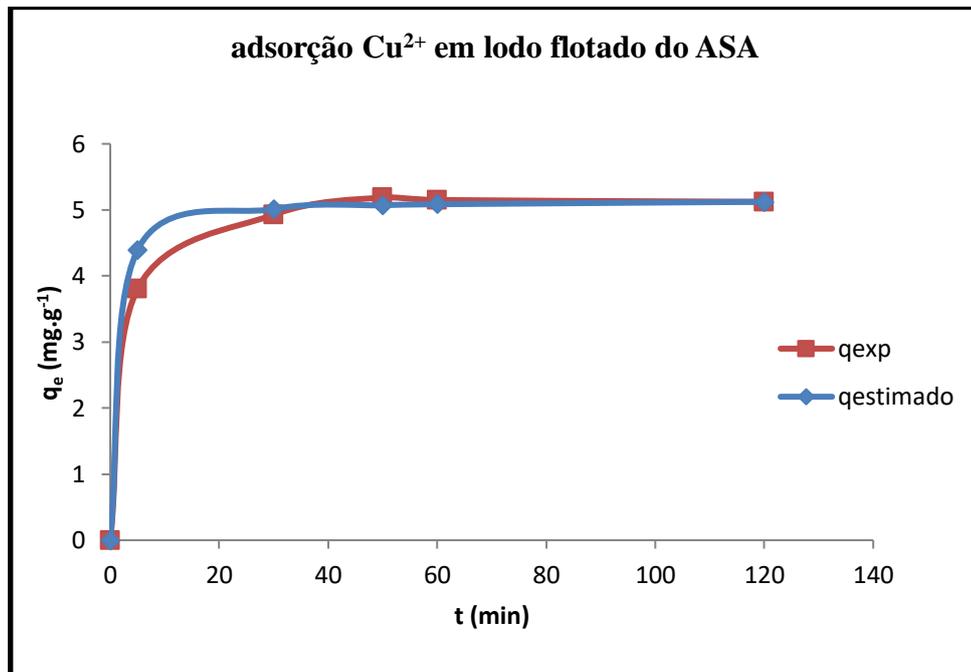
Os dados experimentais foram aplicados para as equações de isoterma de Langmuir e Freundlich. Estudo do tempo de contato em pH de 5,0 (tampão de acetato) foram realizados e após escolhidos como as condições experimentais para a determinação das isotérmicas de adsorção de íons Cu(II). Os parâmetros (constantes) foram calculados por regressão linear usando a forma linear e não linear das equações de isoterma. Os parâmetros e coeficientes de correlação (R2) estão resumidos em próximo tópico.

7.1 Tempo de contato

Os estudos de tempo de contato na adsorção são de grande importância para verificação dos pontos ideais de remoção de materiais poluentes, pois reduzem os custos na indústria e melhora a qualidade do processo adsorptivo.

O resultado do estudo de tempo de contato (Figura 29) mostra que cerca de 50% do cobre é removido nos primeiros 5,0 min em pH 5 e 90% de remoção de cobre ocorre nos primeiros 10 min de análise. O equilíbrio é alcançado em torno de 40 min. O tempo de contato de 40 min em pH de 5,0 (tampão de acetato) foram as condições experimentais empregadas no estudo das isotermas de adsorção de íons Cu(II).

Figura 29. Tempo de contato do adsorbente (lodo) em solução de cobre 100 mg L⁻¹



Fonte: o autor, 2015.

7.2 Isoterma de adsorção

O modelo de adsorção de Langmuir é baseado na suposição de que adsorção máxima corresponde a uma monocamada saturada de soluto na superfície do adsorbente, sem a interação entre os sítios de adsorção vizinhos. A isoterma de adsorção de Langmuir tem sido

utilizada com sucesso para explicar a adsorção de metais a partir de soluções aquosas. A expressão do modelo de Langmuir é dado pela equação 1.

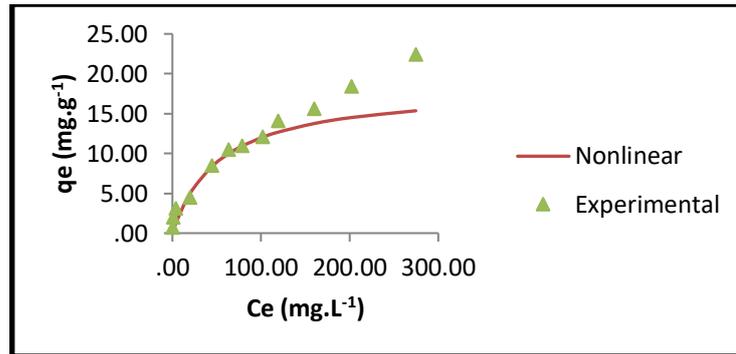
$$q_e = \frac{q_{\max} \cdot K_L \cdot C_e}{(1 + K_L C_e)} \quad (1)$$

Onde q_e (mg. g⁻¹) e C_e (mg. L⁻¹) são a quantidade de adsorvido por unidade de massa do adsorvente e concentração do metal na solução em equilíbrio, respectivamente. Q_{\max} é a quantidade máxima do metal por unidade de massa de adsorvente para formar uma monocamada completa na superfície do adsorbente. K_L é uma constante relacionada com a afinidade de sites a ligação (L.mg⁻¹). A equação de Langmuir pode ser descrita de forma linear, como mostrado na equação 2.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{\max}} C_e + \frac{1}{q_{\max} K_L} \quad (2)$$

As constantes de Langmuir (q_{\max} e K_L) foram determinadas das isotermas de adsorção (Figura 30), pelo método linear e não linear, apresentados na tabela 14. Os valores de capacidade de adsorção máxima podem ser obtidos a inclinação do enredo do C_e/q_e vs C_e . O valor de K_L foi encontrado como 1.08×10^{-2} para o adsorbente (lodo). A capacidade de adsorção máxima (q_{\max}) foi 62,5 mg. g⁻¹ para o adsorbente. A tabela 15 mostra valores de capacidade de adsorção para Cu^{2+} . Em geral, o material investigado tem exibido capacidade de adsorção maior do que a maioria dos adsorventes relatados na literatura.

Os valores encontrados para as capacidades adsorptivas estimadas e experimentais são mostrados nas tabelas 14 e 15. O gráfico comparativo experimental com o modelo previsto de Langmuir pode ser visualizado na figura 30.

Figura 30 - Isoterma de Langmuir não linearizada.

Fonte: o autor, 2015.

Os valores experimentais foram analisados no software Excel com auxílio do complemento solver para resolver as regressões não lineares e funções de erro. Esses números teóricos foram estimados através da equação de Langmuir não linear mostrada tópico 3.11.2 equação 1. Esses valores experimentais foram obtidos a partir da equação abaixo indicada por

$$q_{\text{experimental}} = \frac{(C_i - C_e)V}{M} \quad (5)$$

Tabela 13 – Valores de q_e estimado por regressões não lineares.

C_e	q_e	q_{estimado}
0,039	0,683	0,0134
0,5817	1,955	0,1978
3,897	3,04	1,2488
19,94	4,436	4,9902
44,06	8,418	8,2955
63,5	10,43	9,9662
78,44	10,915	10,915
101,41	12,014	12,017
118,86	14,064	12,657
160,12	15,551	13,755
201,98	18,381	14,506
274,60	22,421	15,354

Fonte: o autor, 2015.

As tabelas 14 e 15 mostram os valores obtidos nos cálculos teóricos de concentração no equilíbrio e os parâmetros que foram estimados a partir dos dados experimentais bem como os dados teóricos calculados pela equação de Langmuir não linearizada.

Tabela 14 - Valores e parâmetros de erros de adsorção obtidos por regressões não lineares.

Parâmetro	Valor
q_{max}	18,33547295
K_L	0,018753018
R^2	0,95449
ERRSQ	3,20819
HYBRD	0,069249721
MPSD	0,000208169
ARE	0,04419
EABS	0,00011

Fonte: o autor

O coeficiente de correlação, R^2 visto na tabela 15, nesse teste nos permite afirmar que há a possibilidade de ajustamento dos valores experimentais ao modelo de Langmuir, mas observa-se que não ocorre uma boa adequação no gráfico q_e contra c_e e valores elevados de erros como na soma dos erros quadrados que se encontra elevado. Por isso foi necessário analisar outros modelos de adsorção para verificar uma melhor correlação desse adsorvente com a remoção do adsorvato, bem como a observação visual nas figuras 29 e 30 que já mostravam superfícies bastante irregulares do adsorvente descartando o modelo de adsorção em monocamada e superfícies homogêneas como sugere o modelo de Langmuir.

A característica essencial do modelo de Langmuir pode ser expressa em termos de um adimensional fator de separação (R_L) dada pela seguinte equação 3:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L \cdot C_0} \quad (3)$$

onde K_L é a constante de Langmuir ($L \cdot mg^{-1}$) e C_0 é a concentração inicial de cobre ($mg \cdot L^{-1}$). Estabeleceu que para adsorção favorável, $0 < R_L < 1$; adsorção desfavorável, $R_L > 1$; adsorção linear, $R_L = 1$; e o processo de adsorção é irreversível se $R_L = 0$.

Na tabela 16 é mostrado que os valores de R_L situam-se entre 0,04 e 0,31 para o intervalo de concentração inicial de cobre de 40 a 400 $mg \cdot L^{-1}$ indicando favorável adsorção de cobre no lodo.

Desses valores da tabela 15 é possível observar que o adsorvato prefere a fase sólida (adsorvente) à líquida e a adsorção é dita favorável visto que os valores de R_L não ultrapassam

o valor 1. Quando a concentração é baixa observa-se que a adsorção é quase linear em que os valores de R_L seriam iguais à unidade (NASCIMENTO et al., 2014) .

Tabela 15 - Fator de separação, R_L , para as concentrações de trabalho.

C_e (mg L ⁻¹) ₀	R_L
5,515	0,906271
16,31333	0,765741
28,285	0,653412
55,62	0,489466
111,92	0,322702
147,5	0,265529
166,17	0,242943
198,27	0,211947
232,44	0,186604
285,24	0,157502
350,24	0,132134
454,1	0,105089

Fonte: o autor

Isoterma de Freundlich

A isoterma de Freundlich é uma equação empírica utilizada para descrever sistemas heterogêneos (23). A equação de Freundlich é expressa como a equação 5:

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (5)$$

Onde q_e é a equilíbrio quantidade adsorvida (mg. g⁻¹), C_e a concentração de equilíbrio do soluto (mg. L⁻¹). K_F e n são constantes de Freundlich relacionados à capacidade de adsorção e intensidade de adsorção, respectivamente. Equação de Freundlich pode ser descrita de forma linear, como mostrado na equação 6.

$$\ln(q_e) = \ln(k_F) + \frac{1}{n} \ln(C_e) \quad (6)$$

Os parâmetros estimados deste modelo foram avaliados por análise de regressão e os resultados são mostrados na tabela 16. Figura 31 mostra que a isoterma de Freundlich obtidos para a adsorção de Cu^{2+} no adsorvente. Valores de K_F e n valores foram encontrados para 16 e 2,90, respectivamente. O valor numérico de $n > 1$ representa uma adsorção favorável. Parâmetros de Freundlich para o adsorvente são mostrados na tabela 3. A Figura 31 mostra a isoterma de Freundlich obtida para Cu^{2+} . Tabela 5 e tabela 6 mostra uma comparação entre o adsorvente lodo e outros adsorventes para os modelos de Langmuir e Freundlich, respectivamente em condição operacional semelhante (pH e temperatura).

7.3. Isotherma de Freundlich

Semelhantemente realizado para o modelo de Langmuir foi feito o estudo da isoterma de Freundlich. Os dados experimentais e teóricos são exibidos nas tabelas 16 e 17.

Tabela 16 - Dados experimentais e teóricos obtidos no estudo da isoterma de adsorção de Freundlich.

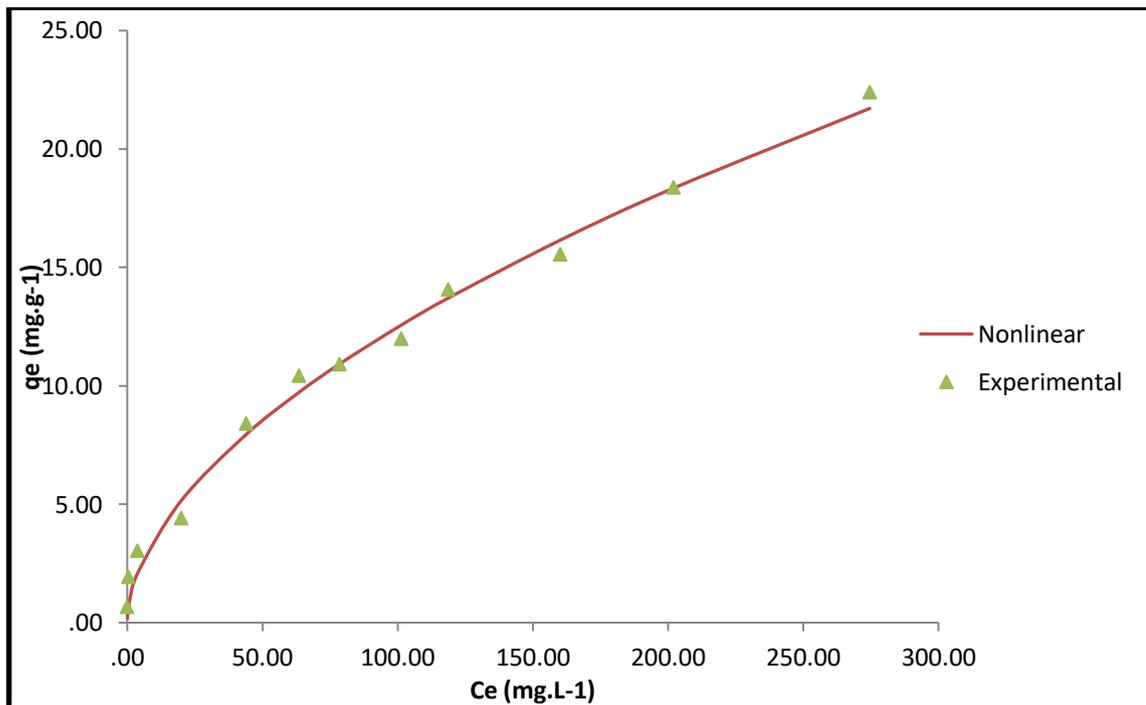
C_e	q_{exp}	$q_{\text{não linear}}$
0,039	0,683	0,16791
0,5816667	1,955	0,73987
3,8975	3,04	2,10150
19,94	4,436	5,14756
44,06	8,417	7,95364
63,5	10,427	9,72026
78,435	10,915	10,91499
101,415	12,014	12,56800
118,86	14,064	13,71189
160,12	15,551	16,14799
201,98	18,381	18,34310
274,6	22,421	21,71098

Fonte: o autor

Tabela 17 - Valores experimentais ajustados ao modelo de adsorção não linear de Freundlich.

PARÂMETRO	VALOR AJUSTADO
1/n	0,54880761
K_F	0,9960979
R^2	0,99532
ERRSQ	0,88078
HYBRD	0,11413705
MPSD	0,0030305
ARE	0,06778
EABS	0,00001

Fonte: o autor

Figura 31 - Isotherma de adsorção de Freundlich.

Fonte: o autor, 2015.

Diferentemente do estudo observado na isoterma de Langmuir, a adequação dos dados experimentais ao modelo de Freundlich mostram excelentes correlação e adequação gráfica, respectivamente, bem como menores valores de erros na regressão não linear.

O valor de n obtido, 1,82 sugere também que o processo de adsorção é favorável e por ser maior que a unidade indica que há forte atração entre adsorvente e adsorvato.

8. Estudo de fluorescência de raios x das amostras

O estudo de fluorescência de raios-X, tabela 18, revelou presença significativa de alumínio no lodo seco após tratamento eletrolítico, mas não identificou a presença de cobre no lodo seco triturado que é o material adsorvente. Esse fato deve ter ocorrido devido à sobreposição de bandas de outros elementos químicos, mas o mesmo foi identificado no adsorvente depois de realizado o processo de dessorção.

Após o processo de adsorção foi realizada, uma nova etapa de agitação em 25mL de solução HNO_3 1M dos resíduos levados aos raios X amostra, 9.2T, uma solução com os cátions que haviam sido adsorvidos anteriormente nessa biomassa foram obtidos por dessorção.

A análise da amostra 14T em raios X evidenciou pouca quantidade de alumínio nesse resíduo indicando que parte dos hidróxidos de alumínio que são formados durante o processo eletrolítico e coagulam as microalgas que acabam flotando durante esse processo reduzindo essa carga biológica das águas e clarificando-as o que significa que o alumínio gerado agrega as microalgas que acabam flotando durante o processo eletrolítico reduzindo essa carga biológica bem como a turbidez das águas.

Tabela 18 – Composição dos lodos produzidos no estudo de eletrocoagulação/flotação obtidos por fluorescência de raios-X

% em massa	Al	Si	Ca	S	Cl	Mg	Fe	P	K	Mo	Mn	Zn	Rh	Ag	Sr	Zr	Nb	Ti	Cr	Ni	Rb	Nb	Tc	Se	
AMOSTRA																									
14T	5,51	58,77	4,88	-	-	10,23	11,36	-	4,99	-	-	-	-	-	-	-	0,23	3,12	0,80	0,23	0,04	0,03	0,03	-	
13T	63,34	11,66	7,84	4,1	3	2,432	2,27	1,87	0,97	0,72	0,55	0,47	0,46	0,21	0,13	0,07	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-
9.2T	60,24	10,09	14,6	2,9	2	3,631	1,21	4,07	1,03	-	0,59	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,041

Fonte: o autor, 2015.

14T: Amostra do lodo que sedimentou após eletrocoagulação/flotação.

13T: Amostra do lodo flotante utilizado como adsorvente.

9.2T: Lodo residual após adsorção de cobre em solução com pH 5,0.

9. Estudo de custos e eficiência de tratamento eletrolítico da água

Os custos do processo foram analisados de acordo com a equação 7 e verificando-se em reais o valor atual do kW/h industrial que varia de R\$ 0,088 até R\$ 0,66. A tabela 19 mostra os valores dos parâmetros relacionados com os custos. Os cálculos foram realizados tomando por base apenas o procedimento eletrolítico visto que essa etapa se torna a mais onerosa do procedimento dependendo da região do Brasil onde o procedimento eletroquímico for aplicado.

Em 2006 Kobya et al publicam um estudo no qual o consumo de energia em um reator batelada pode ser calculado de acordo com a equação 7.

$$C_e = \frac{U \cdot i \cdot t}{V} \quad (7)$$

onde:

C_e é o consumo de energia (Wh/m³);

U, a tensão elétrica aplicada no sistema (V);

i, a corrente elétrica aplicada (A);

t, o tempo de aplicação da corrente (h);

V, o volume de efluente tratado (m³).

Na tabela 19 esses cálculos foram realizados de acordo com os valores de tarifa dados pela tabela da COELCE (2015) multiplicando-se o consumo em kW/h pela tarifa atualizada dependendo do horário em que possivelmente o experimento será realizado .

Assim torna-se notório que o tratamento eletrolítico em batelada para a geração de biomassa a ser utilizada em adsorção pode ser tratada como procedimento viável, pois os baixos custos tornam o processo mais rentável que o processo convencional evitando-se a adição de compostos clorados na água no início do tratamento tornando possível também a utilização de fontes alternativas de energia como a energia solar e eólica.

Com isso a possibilidade de tratamento de água próximo aos locais de captação de água em projetos de estações de tratamento piloto pode ser testada futuramente tendo-se em mente a garantia do sucesso na remoção de cor, turbidez e redução da microbiota da água analisada que podem ser causadoras de doenças.

Tabela 19 - Dados relacionados aos custos operacionais do processo eletroquímico.

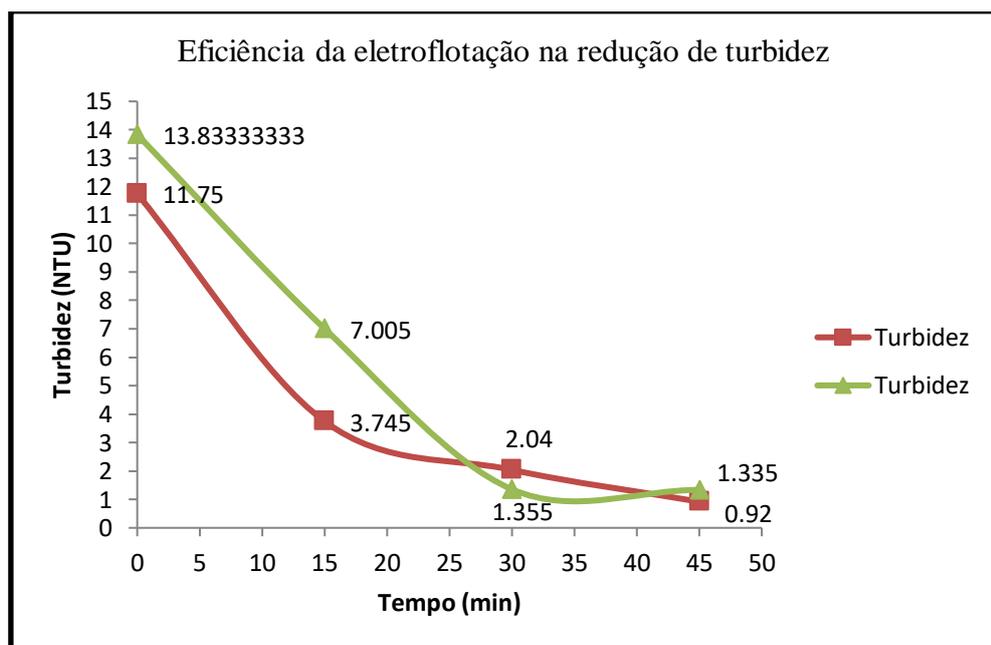
VOLUME (m3)	I (A)	TENSÃO (V)	TEMPO (min)	TEMPO (h)	POT (W)	CONSUMO (KWh/m3)	Cazul	Cverde	Cconv	CgB
0,9	9,35	13,76	15	0,25	226	35,74	1,47	1,47	1,54	2,36
0,9	9,35	13,76	30	0,5	226	71,48	2,93	2,93	3,07	4,72
0,9	9,35	13,76	45	0,75	226	107,21	4,40	4,40	4,61	7,08
0,8	4,52	13,79	15	0,25	116,9	19,48	0,80	0,80	0,84	1,29
0,8	4,52	13,79	30	0,5	116,9	38,96	1,60	1,60	1,68	2,57
0,8	4,52	13,79	45	0,75	116,9	58,44	2,40	2,40	2,51	3,86
0,6	5,39	13,64	15	0,25	130	30,63	1,26	1,26	1,32	2,02
0,6	5,43	13,76	30	0,5	131,3	62,26	2,55	2,55	2,68	4,11
0,6	5,31	13,77	45	0,75	130	91,40	3,75	3,75	3,93	6,03
0,6	5,41	13,74	15	0,25	132	30,97	1,27	1,27	1,33	2,04
0,6	5,3	13,74	30	0,5	130	60,69	2,49	2,49	2,61	4,01
0,6	5,43	13,74	45	0,75	131	93,26	3,82	3,82	4,01	6,16

Fonte: o autor, 2015. (Nota: Cazul: Horosazonal azul; Cverde:Horosazonal verde; Cconv:Horosazonal convencional; CgB: Optantes pelo grupo B. valores em reais cobrados pela COELCE de acordo com a bandeira (Horosazonal) utilizada.)

A eficiência do tratamento também pode ser analisada de acordo com o gráfico gerado a partir da remoção de turbidez com o tempo de trabalho (FIGURA 32).

Do exposto é possível observar que a característica em análise, turbidez, decresce com o passar do tempo, mas visualmente durante o tratamento eletrolítico de águas utilizando tanto eletrodos de alumínio como outros tipos de eletrodo, aço inox, aço carbono, esses também removem a turbidez das águas em pequenos intervalos de tempo, porém deixam um residual de coloração branca muito intensa, no caso do alumínio devido a formação do $\text{Al}(\text{OH})_3$, ou marrom que vai se tornando bastante escuro com tempos relativamente maiores do que 45 min para os eletrodos de alumínio e 15min para os eletrodos que têm o metal ferro na sua composição, o que acabaria gerando insatisfação nas comunidades que eventualmente utilizem desse tratamento na água de abastecimento.

Figura 32 - Redução da turbidez com o passar do tempo.



Fonte: o autor, 2015. (Nota: quadrados, reator de 3,5L., triângulos: reator de 60L)

Nos ensaios de turbidez obtidos nos experimentos de eletrocoagulação/flotação nenhuma amostra ficou de acordo com a resolução 2914/11 que dispõe valor de turbidez para água de consumo humano em até 1NTU, mas em teste paralelo ao trabalho, uma amostra de água foi passada por um filtro simples que foi adaptado no laboratório, semelhante aos filtros de barro muito comum em residências interioranas. Após longo período de sedimentação o valor de turbidez da água reduziu de 1,72 para 0,85 se enquadrando dentro dos parâmetros

dessa portaria. Por isso foi indicado os procedimentos de polimento final da água na figura 26.

Com relação ao parâmetro cor a mesma foi apenas observada inicialmente e após os tratamentos eletrolíticos como indicados na figura 32 após completa sedimentação dos resíduos gerados na etapa de eletroflotação e anotados os valores intermediários de turbidez (FIGURA 33).

Figura 33 - Redução da cor da água durante o processo de eletroflotação e lodo superficial resultante do processo.



Fonte: o autor, 2015.

Após observação dos valores dos filtros de barro no mercado de Fortaleza sugeriu-se como alternativa o filtro produzido com materiais de baixo valor aquisitivo como um suporte baby de plástico para garrações de água de 20 L e um conjunto de mantimentos de plástico. Para assegurar a filtração um orifício central foi aberto no centro do maior mantimento e introduziu-se um filtro comum para filtros de barro que foi rosqueado com arruelas de borracha garantindo a passagem da água pelo filtro. O recipiente maior foi utilizado como recipiente superior de armazenamento da água tratada pelo POA.

10 CONCLUSÕES

Os tratamentos das amostras de água do ASA em reatores de acrílico de 1,5L são inviáveis devido a pequena massa seca residual gerada no processo, mesmo que o equipamento permita a redução do tempo de 15 min para 7 min. Utilizando reatores de 3,5L e 60L foi gerado por experimento cerca de 8 g de lodo seco quantidade insuficiente para os inúmeros testes de adsorção, o que demandou grandes volumes de água a ser tratada, reafirmando que o procedimento eletrolítico é um bom processo para grandes demandas de água tratada gerando poucos resíduos evitando etapas de pré-oxidação da matéria orgânica no tratamento da água para consumo humano em larga escala.

Reatores em escala piloto podem ser construídos para essa finalidade e utilizados facilmente nas proximidades dos locais de captação da água facilitando assim o acesso inclusive à utilização de placas solares o que reduziria ainda mais os custos do tratamento da água por meio do processo eletrolítico

Caso grandes volumes de água sejam transportados ao laboratório, as coletas das amostras de água devem ser realizadas com mais frequência devido uma maior demanda de massa seca de lodo contendo microalgas nos estudos de batelada no processo da adsorção.

Os trabalhos de eletrocoagulação/flotação utilizados na extração de lodo contendo microalgas são extremamente viáveis principalmente pela união dos dois processos tornando um procedimento de baixo custo e promovendo dois benefícios, a clarificação das águas ou efluentes e a remoção de compostos iônicos tóxicos do meio ambiente por adsorção.

O lodo flotado que foi utilizado como adsorvente pode ser caracterizado por microscopia óptica, IR, gerando excelentes imagens para estudo, espectros de fácil interpretação e resposta dinâmica quando se utiliza eletrodos de alumínio no processo eletrolítico ao invés de se utilizar a técnica de fluorescência de raios-X.

O presente trabalho foi publicado como capítulo de livro na revista princípios de química, organizado por Carmen Lúcia Voigt e editado pela Atena editora DOI 10.22533/at.ed.22119240612.

11. SUGESTÃO PARA TRABALHOS FUTUROS

- Desenvolver técnicas de captação da água e reatores que permita a ocorrência do tratamento eletrolítico in situ;
- Desenvolver um coletor automatizado para minimizar a perda do lodo obtido por flotação na superfície do recipiente;
- Utilizar ozônio, luz ultravioleta germicida ou ambos no pós-tratamento da água proveniente da eletrocoagulação garantindo segurança para o futuro consumidor;
- Testar a qualidade química e biológica da água tratada para o consumo humano de acordo com a resolução 2914/11;
- Utilizar a escalar de cor de Hazen como parâmetro de decaimento de cor em trabalhos futuros;
- Testar o lodo obtido na adsorção de outros cátions bem como o conjunto deles;
- Utilizar o planejamento fatorial fracionário com o objetivo de promover o aumento da capacidade de adsorção do lodo variando agitação, temperatura e concentração dos íons obtendo dessa forma dados cinéticos e termodinâmicos da adsorção;
- Verificar através do MEV os sítios ativos do adsorvente e os locais onde os cátions ficam adsorvidos através da técnica EDX;
- Verificar através de sistemas de computação e a microscopia óptica o tamanho e a velocidade de formação das bolhas de hidrogênio e oxigênio neste sistema e a relação entre as mesmas para a formação dos coágulos de microalgas;
- Testar como ocorrerá a remoção de íons em misturas de cátions nos efluentes sintéticos;
- Aplicar a adsorção utilizando o lodo obtido no tratamento de água em efluentes de indústria de galvanização.

REFERÊNCIAS

- ABDALA NETO, E. F. **Pré e pós-tratamento por eletro-oxidação associada à fotocatalise heterogênea em uma ETA por filtração direta visando a redução dos precursores dos compostos organoclorados**. 2012. 239 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.
- ALEXANDRE, J. E. C. **Estudo da tecnologia de eletrocoagulação aplicada ao tratamento de efluente têxtil utilizando corrente contínua pulsada**. 2015. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.
- ALI, S. K.; SALEH; ARABI M. Spirulina: an overview. **International Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences**, v.4, n.3, 2012.
- ANEEL. Atlas de energia elétrica do Brasil. Brasil, Eneel. **Energia eólica**: capítulo 6. Disponível em: [http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/atlas/pdf/06-energia_eolica\(3\).pdf](http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/atlas/pdf/06-energia_eolica(3).pdf). Acesso em: 30 de dez. de 2015.
- ANEJA, R. K.; CHAUDHARY, G.; AHLUWALIA, S. S.; GOYAL, D. Biosorption of Pb²⁺ and Zn²⁺ by non-living biomass of Spirulina sp. **Indian Journal Microbiology**, v. 50, n. 4, p. 438-442, 2010.
- APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 1992.
- AWUAL; RABIUL; HASAN, M.; SHAHAT, A. Functionalized novel mesoporous adsorbent for selective lead (II) ions monitoring and removal from wastewater, **Sensors and Actuators B: Chemical**, v. 203, p. 854–863, nov. 2014.
- BICUDO, C. E. M.; MENESES; MARIÂNGELA. **GÊNEROS DE ALGAS DE ÁGUAS CONTINENTAIS DO BRASIL**: Chave para identificação e descrições. 2. ed. São Carlos: Rima, 2006.
- BITTENCOURT, S.; SERRAT, B. M.; AISSE, M. M. L. M.; MARIN, K. S., SIMÃO, C. C. Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado, **Eng Sanit Ambient**, v.17 n.3, 315-324, jul/set. 2012.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente: conselho nacional do meio ambiente. **Resolução 430, de 13 de maio de 2011**. Brasília, DF, 2011.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Resolução Normativa 070CGV AM/SVS/MS**. Brasília, DF, 2008.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria N° 2.914**. Brasília, DF, 2011.
- CÂMARA DOS DEPUTADOS. **PEC 504/2010**: proposta de emenda à constituição à PEC número 115-A de 1995. Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=483817>. Acesso em: 09 dez. Brasília, DF, 2015.

CABRAL, J. P. S. Review Water Microbiology. Bacterial Pathogens and Water **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v.7, p. 3657-3703, 2010.

CENTRO ESTADUAL DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE. **Cuidados com a água e alimentos para a prevenção da contaminação por E. coli**. Porto Alegre, RS. Disponível em: http://www.saude.rs.gov.br/upload/1337978259_Cuidados%20com%20%20C3%A1gua%20e%20alimentos%20para%20a%20preven%C3%A7%C3%A3o%20da%20contamina%C3%A7%C3%A3o%20por%20E%20coli.pdf. Secretaria da Saúde. Acesso em: 24 nov., 2015.

CHELLAPPA, N. T.; CÂMARA; FRA; ROCHA. Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, Brazil O. Braz. J. Biol., v.69 n.2, 241-251, 2009.

COGERH. **Comitê de Bacias hidrográficas**: bacias hidrográficas. Disponível em: <http://portal.cogerh.com.br/bacias-hidrografica>. Acesso em: 12 dez. Fortaleza, CE, 2015.

CHELLAM, S.; AYU, S. M. Aluminum electrocoagulation as pretreatment during microfiltration of surface water containing NOM: A review of fouling, NOM, DBP, and virus control, **Journal of Hazardous Materials**, v.304, p. 490–501, 5 March 2016.

CHENIK, H., ELHAFDI, DASSAA, M. , A., ESSADKI, A. H.; AZZI, M. 2013. Removal of real textile dyes by electrocoagulation/electroflotation in a pilot external-loop airlift reactor. **J. Water. Resour. Prot.**, 2013.

CIMDINA, L. B.; BORODAJENKO, N. Research of Calcium Phosphates Using Fourier Transform Infrared Spectroscopy Infrared Spectroscopy - Materials Science, **Engineering and Technology**, ISBN 978-953-51-0537-4 Ap., 2012.

COÊLHO, D. F.; TUNDISI, L. L.; CERQUEIRA, K. S.; RODRIGUES, J. R. S.; MAZZOLA, P. G., TAMBORGI, E. B.; SOUZA, R. R. Microalgae: Cultivation Aspects and Bioactive Compounds, **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.62: e19180343, 2019.

CNM, 2013, O CASO DO CEARÁ. Disponível em: http://www.nordeste.cnm.org.br/img/download/estudoCNM/Estudo_Ceara.pdf. Acesso em: 09 dez. 2015.

CNM. **Análise sobre a seca do Nordeste**. Disponível em: http://www.nordeste.cnm.org.br/img/download/estudoCNM/Estudo_Seca_Nordeste_Final.pdf . Acesso em: 09 dez. 2015.

DABROWSKI, A., Adsorption—From Theory to Practice. **Advances in Colloid and Interface Science**, v.93, p.135-224. 2001.

DAL MAGRO, C.; DEON, M. C.; THOMÉ, A.; PICCIN, J. S.; COLLA, L. M. BIOSSORÇÃO PASSIVA DE CROMO (VI) ATRAVÉS DA MICROALGA *Spirulina platensis*; **Quim. Nova**, v. 1, n. 8, 1139-1145, 2013.

DAL PIVA, J. A. L., SANTOS, O.; ANDRADE, C. M. G. Determinação e análise de isotermas de adsorção do corante azul 5G em leito fixo de carvão ativado Acta Scientiarum. Technology Maringá, DOI: 10.4025/, **acta sci technol**, v. 33, n. 4, 435-438, 2011.

DERNER, R. B.; OHSE, S.; VILLELA, M.; CARVALHO, S. M.; FETT, R. Microalgas, produtos e aplicações, **Ciência Rural**, Santa Maria, v.36, n.6, 1959-1967, nov/dez, 2006.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**, vol. 2. ABES, Rio de Janeiro, 1993.

DIAS, M. C. CORROSÃO QUÍMICA: diagramas de Pourbaix, apostila de curso IF. Disponível em: <https://pt.scribd.com/doc/55815181/Diagrama-de-Pourbaix-04-2011>. Acesso em: 05 de nov. de 2011.

DÍAZ, V. V.; DUTRA, J. C.; JUNIOR, R. G. **Estudo da soldagem pela técnica Keyhol e com corrente contínua pulsada concernente à influência das variáveis sobre a geometria da solda**, Anais do XXVIII CONSOLDA-Ba, 2002.

DOSHI, H.; RAY, A.; KOTARI, I. L. Biosorption of Cadmium by Live and Dead Spirulina: IR Spectroscopic, Kinetics, and SEM Studies **CURRENT MICROBIOLOGY**, v. 54, 213–218, 2007.

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

EPA. **Method 181.1**: Determination of Turbidity by Nephelometry, 1993.

FAUSTO-FILHO, J. Aspectos bioecológicos do açude Santo Anastácio do campus do Pici da Universidade Federal do Ceará, **Ciências Agrônômicas**, Fortaleza, v. 19, n.2, 79-84, dez. 1988.

FIOL, N e VILLAESCUSA. Determination of sorbent point zero charge: usefulness in sorption studies, **Environ Chem**, n.7, 79–84, 2009.

FÍSICA. Disponível em: <http://www.szfisica.pro.br/parte4/eletrodinamica1.pdf>. Acesso em: 02 de nov. 2014.

GAO, S.; YANG, J.; TIAN, J.; MA, F.; TU, G.; DU, M. Electro-coagulation–flotation process for algae removal. **Journal of Hazardous Materials**, v.177, 336–343, 2010.

GADD, G. M. Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment, **J Chem Technol Biotechnol**, v.84, 13–28, 2008.

GIANNETTI, B. F.; BONILLA, S. H.; SILVA I. R. ALMEIDA, C. M. V. B. Cleaner production practices in a medium size gold-plated jewelry company in Brazil: when little changes make the difference, **Journal of Cleaner Production**, v.16, n. 10, 1106-1117, July 2008.

GOOGLE MAPS. **Açude da agronomia - (UFC) - Ponto de coleta das amostras**.

Disponível em:

<https://www.google.com.br/maps/place/UF38.5719788,1164m/data=!3m1!1e3!4m2!3m1!1s0x7c74be784fc3963:0x4c6090c3b499d935>. Acesso em: 02 nov. 2015.

GUNDORINA, S. F. Biotechnology of Metal Removal from Industrial Wastewater: Zinc Case Study. **Clean soil air water**, 2013.

GUENTHER, W. B. **Química Quantitativa: medições e equilíbrio**. Edgard bluscher, 1972.

HO, Y.S.; MCKAY, G. Sorption of dye from aqueous solution by peat; **Chemical Engineering Journal**, v.70, n.2, 1998.

INFOJOIA. **Processos de produção de joia folheada**. Disponível em: http://www.infojoia.com.br/news_portal/noticia_9081. Acesso em: 30 dez. 2015.

IRAM, SHAZIA; ABRAR, SUMERA. Biosorption of Copper and Lead by Heavy Metal Resistant Fungal Isolates. **International Journal of Scientific and Research Publications**, v.5, n.I, Jan. 2015.

JIANG, JIA-QIAN; GRAHAMA, N.; ANDREA, C.; KELSALLC, G. H.; BRANDONC, N. Laboratory study of electro-coagulation–flotation for water treatment. **Water Research**, v.36, p. 4064–4078, 2002.

KAPOOR, A.; VIRAGHAVAN, T. Fungal biosorption: an alternative treatment option for heavy metal bearing wastewaters: a review, **Bioresource Technology**, v.53, p.195-206, 1995.

KOBYA, M.; CAN, O.T.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. **J. Hazard. Mater.** v.100, p.163–178, 2003.

LANDIM, W. **COMISSÃO ESPECIAL DA ASSEMBLEIA LEGISLATIVA PARA ACOMPANHAR A PROBLEMÁTICA DA SECA E AS PERSPECTIVAS DE CHUVAS NO ESTADO DO CEARÁ: Que venham as providências! Relatório Final de Atividades**. Disponível em: http://www.al.ce.gov.br/phocadownload/relatrio_acoes_de_combate_a_seca.pdf
Acesso em: 09 dez. 015.

LAGERGREN, S. Zur theorie der sogenanntten adsorption gelöster stoffe, Kungliga Svenka Vetenskapsakademiens. **Handlingar**, v. 24, p.1-39, 1898.

LEITE, M. R. M. C.; LIMA, A. DE O.; SILVA, D. L.; GUIMARAES, J. L. S.; SABIA, R. J. **Estudo da concentração de metais pesados no rio Salgado e a contribuição da indústria de folheados do cariri**; anais do XXXIII ENEGEP, 2013.

LIMA, A. C. A. **Adsorção de ânions presente em efluente usando pó da casca de coco verde modificado**. 2009. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

LOPES, W. A. L.; FASCIO, M. Esquema para interpretação de espectros de substâncias orgânicas na região do infravermelho. **Quim. Nova**, v. 27, n. 4, p. 670-673, 2004.

MASOJÍDEK, J.; TORZILLO, G. Mass Cultivation of Freshwater Microalgae. 10.1016/B978-008045405-4.00830-2. **Encyclopedia of Ecology**, p. 2226-2235, 2014.

MAGALHÃES, A. S. G.; ALMEIDA NETO, MANUEL, P.; BEZERRA, M. N.; RICARDO, N. M. P. S.; FEITOSA, J. P. A. Application of ftir in the determination of acrylate content in poly(sodium acrylate-co-acrylamide) superabsorbent hydrogels, **NOTA TÉCNICA Quím. Nova**, v.35, n.7 São Paulo 2012.

MARKOU, G.; MITROGIANNIS, DIMITRIS; CELEKLI, A.; BOZKURT, H.; GEORGAKAKIS, D.; CHRYSIKOPOULOS, C. V. Biosorption of Cu²⁺ and Ni²⁺ by *Arthrospira platensis* with different biochemical compositions, **Chemical Engineering Journal**, v. 259, p. 806–813, 2015.

MATTESON, M. J.; DOBSON, R. L.; GLENN, R. W.; JR., N. S. K.; WAITS III, William H. Waits III, CLAYFIELD, Eric J. Electrocoagulation and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 4, n.1, 104, 101-109, 1995.

MOLLAH, M. Y. A.; ROBERT, S.; PARGA, J. R.; COCKE, DAVID, L. Electrocoagulation (EC) - science and applications **Journal of Hazardous Materials**, B84, p. 29–41, 2001.

MOREIRA, T. D.; MEDEIROS, S. L. S.; BECKER, H. **CAUSA DA MORTANDADE DE PEIXES NO AÇUDE SANTO ANASTÁCIO**, XXV encontro de extensão, UFC, 2016.

MUNDO ESTRANHO. Disponível em: <http://mundoestranho.abril.com.br/materia/o-que-sao-metais-pesados-e-por-que-fazem-mal-a-saude>. Acesso em: 03 nov. 2014.

NASCIMENTO, R. F.; LIMA, A. C. A; VIDAL, C. B. V.; MELO, D. Q.; RAULINO, G. S. C. **ADSORÇÃO**: aspectos teóricos e aplicações ambientais, Edições UFC, 2014.

OLIVEIRA, M. T. O. **Fitoplâncton como instrumento de biomonitoramento da qualidade da água do Reservatório de Cachoeira Dourada - Rio Paranaíba - GO/MG**. 2010. 152 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2010.

OLIVEIRA, A. C. B. **Avaliação da qualidade das águas do açude Santo Anastácio**. 2013. 124 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

PANNONI, F. D. **Princípios da proteção de estruturas metálicas em situação de corrosão e incêndio**, 6. ed. GERDAU, 2015.

PORTAL TERNURA FM. **Açude transborda e inunda laboratórios da Universidade Federal do Ceará**. Disponível em: <http://www.portalternurafm.com.br/noticias/18098/acude-transborda-e-inunda-laboratorios-da-universidade-federal-do-ceara>. Acesso em: 01 dez. 2015.

PORTAL HIDROLÓGICO DO CEARÁ. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/>. Acesso em: 12 dez. 2015.

RESOLUÇÃO nº357. **Resolução de 17 de março de 2005 publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005**. Brasília, DF. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama>. Acesso em: 12 dez. 2015.

RULCKER, C. K.; SCHNURER, B. A. J. Adsorption of II b-metals by three common soil fungi - comparison and assessment of importance for metal distribution in natural soil systems; **Soil Biology and Biochemistry**, v.28, n.7, pages 967-975, 1996.

SADAR, M. Turbidity Measurement: A Simple, Effective Indicator of Water Quality Change, **Appl notes Hydrolab**, [s.d.].

SANDBANK, E.; SHELEF, G.; WACHS, A. M. Improved electroflotation for the removal of suspended solids from algal pond effluents, **Water Research**, v.8, n.9, set., p. 587-592, 1974.

SEKER A, A, E. A; TALAL, S.; AHMET, E. E.; SINAN, Y.; ZELINDA; DEMIREL; MELTEM; CONK D. Equilibrium, thermodynamic and kinetic studies for the biosorption of aqueous lead(II), cadmium(II) and nickel(II) ions on *Spirulina platensis*; **Journal of Hazardous Materials**, v.154, 2008.

SEUMA. **Política ambiental de Fortaleza**. Disponível em: http://www.fortaleza.ce.gov.br/sites/default/files/politica_ambiental_de_fortaleza.pdf . Acesso em: 12 dez. 2015.

SILVA, F. A. N. G; FRANÇA, S. C. A. **Utilização da flotação por ar dissolvido na recuperação de água da indústria mineral**, Anais XI jic, 2003.

SILVA, A. P. F. S. **Eletroflotação não-convencional aplicada à separação e ruptura celular de microalgas: um avanço na viabilidade da geração de biodiesel**. 2013. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: saneamento ambiental) Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

SOEPROBOWATI; RETNANINGSIH, T. Phycoremediation of Pb^{+2} , Cd^{+2} , Cu^{+2} , and Cr^{+3} by *Spirulina platensis* (Gomont) Geitler, **American Journal of BioScience**, v.2, n.4, p. 165-170, jul. 2014.

TEIXEIRA, R. N. P. **Remoção de Cu(II), Ni(II), Cd(II) e Pb(II) de efluentes de indústrias de galvanoplastia usando o sistema híbrido adsorção-eletro-flotação-coagulação**. 2015. 185 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

TECHNICAL REPORT. TR-10-69. Critical review of the literature on the corrosion of copper by water. **Integrity Corrosion Consulting Limited**, Dec. 2010.

VIRAGHAVAN, Y. G. T. Heavy-metal removal from aqueous solution by fungus *Mucor rouxii*. **Water Res.** , v.37 n.18, nov. 2003.

VIRAGHAVAN, T. Removal of heavy metals using the fungus *Aspergillus niger*. **Bioresource Technology**, v.70, n.1, 95-104, out. 1999.

VONSHAK, A. ***Spirulina platensis* (Arthrospira): Physiology, cell-biology and biotechnology**, 2000.

WILDE, E. W. ; BENEMANN, JOHN, R. Bioremoval of heavy metals by the use of microalgae, **Biotechnology Advances**, v.11, n.4, p.781-812, 1993.

WHO. World Health Organization; Guidelines for Drinking Water Quality, 2015.

WHO. **Fact Sheet 2.33**. Disponível em:

https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/envsanfactsheets/en/index1.html.

Acesso [s. d.], 2015.

ZINICOVSCAIA, I.; G. DUCA, G.; RUDIC, V.; CEPOI, L.; CHIRIAC, T.; RUDI, L.; FRONTASYEVA, V.; PAVLOV, S.; GUNDORINA, S.; **SPIRULINA PLATENSIS AS BIOSORBENT OF ZINC IN WATER**. Poster presentations – Analytical and ecological chemistry. p.191-192, 2014.