

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

JOSÉ PEDRO VARELA DA SILVA

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DE TANQUES DE PISCICULTURA
APLICANDO A TECNOLOGIA DE ELETROCOAGULAÇÃO**

**FORTALEZA
2013**

JOSÉ PEDRO VARELA DA SILVA

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DE TANQUES DE PISCICULTURA
APLICANDO A TECNOLOGIA DE ELETROCOAGULAÇÃO**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Antônio Idivan Vieira Nunes.

FORTALEZA
2013

JOSÉ PEDRO VARELA DA SILVA

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DE TANQUES DE PISCICULTURA
APLICANDO A TECNOLOGIA DE ELETROCOAGULAÇÃO**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil – Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: ___/___/___

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Antônio Idivan Vieira Nunes (orientador)
Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota (membro interno)
Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza (membro interno)
Universidade Federal do Ceará - UFC

Rogério Campos – Ph.D. (membro externo)
Universidade de Fortaleza - UNIFOR

“Aos meus Pais, família e amigos”

“À minha querida e inesquecível irmã, Carolayne Patrícia”

“Tita - Um anjo na terra. Uma estrela no céu. 30-05-2012”

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a DEUS, por me iluminar e me guiar em todos os momentos, sempre me fortalecendo e me abençoando.

À minha amada e adorada mãe Isabel Varela e ao meu querido pai Luís Silva, por ter acreditado em mim e me ensinado a sonhar. Por serem os grandes responsáveis pela minha formação, tanto pessoal quanto profissional. Pela compreensão, conselhos, carinho e por todo apoio dedicado ao longo da minha vida, mesmo quando eu os decepcionava na escola.

À minha tia, Júlia Varela, as minhas irmãs, Mira e Anira Varela, aos meus irmãos/melhores amigos Jorge Varela e Pany Varela, que também acreditaram no meu propósito e me estimularam de várias formas durante toda esta caminhada.

À minha “nêga linda”, Marizia Varela (minha namorada), por todo carinho, amor, companheirismo e força concedidos e por estar sempre do meu lado, principalmente nos momentos mais difíceis.

Ao Prof. Dr. Antônio Idivan Vieira Nunes, pela orientação, dedicação, ajuda constante nos trabalhos realizados e, sobretudo pelo ensinamento transmitido.

Aos Professores e funcionários do DEHA, em especial ao Prof. Dr. Marco Aurélio e Francisco de Assis Filho.

Aos amigos Gilmar, Antônio, Edirlan, Fernando Pedro, pelas conversas, carinho, amizade e pela ajuda nos trabalhos de laboratório.

Aos meus queridos amigos e colegas de turma do Mestrado, com quem pude aprender muito: Mário Barros, Cristina Bastos, Fabiola, Riamburgo, Régis e em especial ao Ismael Keslley, por ter sido mais do que um amigo, desde o primeiro dia do curso.

À Natália Gomes pelo auxílio incondicional nas análises laboratoriais realizadas.

À CAPES, pela bolsa de estudos concedida que permitiu uma maior dedicação ao Mestrado.

Enfim, a todas as pessoas que de alguma forma estiveram presentes para a realização e concretização desse trabalho.

“Apesar dos nossos defeitos, precisamos enxergar que somos pérolas únicas no teatro da vida e entender que não existem pessoas de sucesso e pessoas fracassadas. O que existem são pessoas que lutam pelos seus sonhos ou desistem deles”.

Augusto Cury – Nunca Desista de Seus Sonhos

RESUMO

Para a realização deste trabalho, foi utilizada a técnica da eletrocoagulação (EC) para o tratamento de efluente de piscicultura. Um reator de EC em escala de laboratório, com capacidade de 1,5 L foi montado, utilizando um conjunto de quatro placas de eletrodos de alumínio, um agitador mecânico de alto torque microprocessado, fios condutores com garras de jacaré e uma fonte de tensão com potência regulável. Os eletrodos foram arranjados dentro da célula eletrolítica de forma monopolar, em paralelo e a uma distância de 11 mm. O efluente utilizado neste estudo foi coletado em tanques de piscicultura do centro de criação de peixes do Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará. Para a determinação da melhor condição de operação do reator, foi feito um planejamento experimental por intermédio do Software “Statgrafics”, definindo, as variáveis operacionais e os seus respectivos intervalos de variação (pH inicial de 4 a 8, condutividade de 1000 a 4000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, tempo de eletrolise de 15 a 35 min., agitação de 200 a 600 rpm e corrente de 1 a 2,5 A), que combinadas entre si totalizaram um total de 35 ensaios experimentais. Com base nos resultados obtidos por meio das análises físico-químicas em laboratório, pode-se afirmar que o pH inicial=8, condutividade=1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, tempo=35 min., agitação=200 rpm e corrente=2,5 A, são as condições ótimas de operação do reator. Nestas condições, alcançaram remoção de 84,95% para DQO, 98,06% para nitrito, 82,43% para nitrato, 98,05% para fósforo total e 95,32% para a turbidez, sendo o custo operacional de 4,59 R\$/m³ de efluente tratado. Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que alguns dos parâmetros analisados (pH, turbidez, temperatura, STD, nitrito, nitrato e fósforo total) estão de acordo com os padrões estabelecidos para água doce, classe 2, pela Resolução CONAMA n° 357/05, e de acordo com a Resolução CONAMA n° 430/2011 e a Portaria n° 154/2002 da SEMACE (CE), para lançamento do efluente final nos corpos receptores. A técnica de eletrocoagulação além de ser um método alternativo, eficiente e promissor para tratamento de efluentes de piscicultura, também mostrou ser ecologicamente correto por dispensar o consumo elevado de reagentes, ao contrário do que acontece no tratamento convencional.

Palavras-chave: Eletrocoagulação, Efluente de piscicultura, Remoção de poluentes.

ABSTRACT

For this work, we used the technique of electrocoagulation (EC) for the treatment of effluent from fish farms. An EC reactor at laboratory scale with a capacity of 1,5 L was assembled using a set of four plates of aluminum electrodes, a mechanical stirrer high torque microprocessor, wires with alligator clips and a voltage source with power adjustable. The electrodes were arranged inside of the electrolytic cell in a monopolar form, in parallel and at a distance of 11 mm. The effluent used in this study was collected in fishponds of fish breeding center of the Engineering Department of Fisheries, Federal University of Ceará. To determine the best operating condition of the reactor, an experimental design was performed using the software "Statgrafics", defining the operational variables and their respective intervals (Initial pH 4 to 8, conductivity from 1000 to 4000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, electrolysis time 15 to 35 min., agitation 200-600 rpm and electrical current from 1 to 2,5 A), that combined together, performing a total of 35 runs. Based on the results obtained by means of physical-chemical analysis in the laboratory, it can be stated that the initial pH=8, conductivity=1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, time=35 min., agitation=200 rpm and electrical current=2,5 A, are the optimal operating conditions of the reactor. Under these conditions, removal reached 84,95% for COD, 98,06% for nitrite, 82,43% for nitrate, 98,05% for total phosphorus and 95,32% for turbidity, resulting an operating cost of R\$ 4,59 per m^3 of treated effluent. Based on the results obtained, it can be concluded that some of the analyzed parameters (pH, turbidity, temperature, STD, nitrite, nitrate and total phosphorus) are in accordance with the standards established for fresh water, class 2, by CONAMA Resolution n° 357/05, and according to CONAMA Resolution n° 430/2011 and Decree n° 154/2002 of SEMACE (CE), for release of the final effluent in the receiving water bodies. The technique of electrocoagulation besides being an alternative, efficient and promising for treating effluents from fish farming, also proved to be environmentally friendly for taking the high consumption of reagents, contrary to what happens in conventional treatment.

Keywords: Electrocoagulation, Aquaculture effluents, Removal of pollutants.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA.	10
Figura 2 – Dupla camada e potenciais elétricos desenvolvidos ao redor da partícula.	17
Figura 3 - Definição esquemática da formação de pontes entre partículas com o emprego de polímeros.	19
Figura 4 - Representação esquemática da formação das pontes químicas.	20
Figura 5 - Interações que ocorrem dentro de um reator de eletrocoagulação.	23
Figura 6 - Diagrama de distribuição para Al-H ₂ O considerando apenas as espécies mononucleares.	26
Figura 7 - Diagrama de solubilidade do hidróxido de alumínio Al(OH) ₃ (s), considerando apenas as espécies de alumínio mononucleares.	27
Figura 8 - Diagrama de Pourbaix para Al-H ₂ O, 25°C.	28
Figura 9 - Reator eletroquímico.	29
Figura 10 - Diagrama esquemático de um reator monopolar em paralelo.	30
Figura 11 - Diagrama esquemático de um reator monopolar em série.	30
Figura 12 - Diagrama esquemático de um reator bipolar em paralelo.	31
Figura 13 - Variação do pH após o tratamento em função do pH inicial.	33
Figura 14 - Desenho da linha experimental de eletrocoagulação.	40
Figura 15 - Célula de Eletrocoagulação construído em material acrílico.	41
Figura 16 – Disposição dos eletrodos dentro do reator eletroquímico.	42
Figura 17 - Eletrodos de alumínio utilizado na eletrocoagulação.	43
Figura 18 – Espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES).	49
Figura 19 – Gráfico de Pareto para remoção de DQO.	50
Figura 20 – Gráfico de Pareto para remoção do Fósforo total.	51
Figura 21 – Gráfico de Pareto para remoção de Nitrato.	51
Figura 22 – Gráfico de Pareto para remoção de Nitrito.	51
Figura 23 – Superfície de resposta para a remoção de DQO em função do tempo e da corrente.	56
Figura 24 – Superfície de resposta para a remoção de DQO em função do pH e da corrente elétrica.	56
Figura 25 - Superfície de resposta para a remoção de DQO em função do pH e do tempo.	57

Figura 26 - Superfície de resposta para a remoção do fósforo em função do pH e da corrente.	58
Figura 27 - Superfície de resposta para a remoção do fósforo em função do tempo e da corrente.....	58
Figura 28 - Superfície de resposta para a remoção do fósforo em função do pH e do tempo..	59
Figura 29 - Superfície de resposta para a remoção de nitrato em função do tempo e da corrente.....	59
Figura 30 - Superfície de resposta para a remoção de nitrato em função do pH e da corrente.	60
Figura 31 - Superfície de resposta para a remoção de nitrato em função do pH e do tempo...	60
Figura 32 - Superfície de resposta para a remoção de nitrito em função do tempo e da corrente.....	61
Figura 33 - Superfície de resposta para a remoção de nitrito em função do pH e do tempo....	62
Figura 34 - Superfície de resposta para a remoção de nitrito em função do pH e da corrente.	62
Figura 35 – Aspecto do efluente após tratamento por EC (1 e 2) e efluente bruto (0).....	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros de qualidade da água do IQA e respectivo peso.....	9
Tabela 2 – Faixas de valores de IQA do Estado do Ceará.	11
Tabela 3 – Classificação do IPA.....	12
Tabela 4 - Características da célula de eletrocoagulação (EC).	41
Tabela 5 - Características dos eletrodos de alumínio.	42
Tabela 6 - Valores mínimos, intermediários e máximos de cada uma das variáveis de operação.....	44
Tabela 7 - Planejamento experimental.	45
Tabela 8 – Resultados do planejamento experimental.	53
Tabela 9 - Padrões estabelecidos para Classe II – Águas doces.....	64

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Cálculo do índice de qualidade das águas (IQA)	8
Equação 2 - Cálculo do índice de qualidade das águas brutas para fins de abastecimento público (IAP)	11
Equação 3 - Cálculo do índice de substâncias tóxicas e organoléticas (ISTO).....	12
Equação 4 - Equação da reação química na superfície do ânodo	25
Equação 5 - Equação da reação química na superfície do cátodo	25
Equação 6 - Equação da reação secundária no ânodo (liberação de oxigênio)	25
Equação 7, 8, 9 - Reações de complexos mononucleares formados, utilizando eletrodos de alumínio.....	25
Equação 10, 11, 12 - Reações químicas em cadeia, na presença de íons de cloro.....	33
Equação 13 - Equação de formação de precipitados hidróxidos com outros cátions e a formação de Al(OH)_4^-	34
Equação 14 - Cálculo da densidade da corrente.	36
Equação 15, 16 - Cálculo do custo operacional	37
Equação 17 - Cálculo do consumo de energia elétrica.....	38
Equação 18 – Consumo teórico do eletrodo	61
Equação 19 – Consumo experimental do eletrodo.....	61

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Ampére
Al	Alumínio
Al³⁺	Íons de alumínio
Al(OH)₃	Hidróxido de alumínio
Al(OH)₄⁻	Íons tetrahidroxialuminato
Al₂(SO₄)₃	Sulfato de alumínio
As³⁺	Arsênio inorgânico trivalente
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
CE	Ceará
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
Cl⁻	Íon cloreto
CO₂	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DEHA	Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental
DBO	Demanda Bioquímica de oxigênio
DBO_(5,20)	Demanda Bioquímica de oxigênio (5dias, 20°C)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
d	Precisão
D.C	Densidade de corrente elétrica
EC	Eletrocoagulação
Fe	Ferro
Fe(OH)₃	Hidróxido de Ferro ou Hidróxido Férrico
H⁺	Íon de hidrogênio
HCO₃⁻	Bicarbonato
I	Corrente elétrica
IAP	Índice de Qualidade de Águas Bruto para fins de Abastecimento Público
IET	Índice do Estado Trófico
IQA	Índice de Qualidade das Águas
IPMCA	Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática

IMGA	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
NaCl	Cloreto de sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
ISTO	Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas
IVA	Índice de Preservação da Vida Aquática
LABOSAN	Laboratório de Saneamento Ambiental
N	Nitrogênio
NH₃	Amônia livre
NH₄⁺	Íon amônio
NM	Nanômetro
NSF	National Sanitation Foundation
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
RPM	Rotações por minuto
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente
SMA	Secretaria do Meio Ambiente
SO	Substância Organoléptica
SO₄²⁻	Íons sulfato
ST	Substâncias Tóxicas
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
T_{EC}	Tempo de eletrocoagulação / Tempo de tratamento
THMPF	Potencial de Formação de Trihalometanos
UFC	Universidade Federal do Ceará
V	Volts
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	1
2.	OBJETIVOS	3
2.1.	OBJETIVO GERAL.....	3
2.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1.	EFLUENTES DE PISCICULTURA.....	4
3.2.	ÍNDICES DE QUALIDADE DAS ÁGUAS	6
3.2.1.	ESTUDO DE CASO	13
3.3.	IMPACTO AMBIENTAL.....	14
3.4.	PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO	16
3.4.1.	COAGULAÇÃO – FLOCULAÇÃO.....	16
3.4.2.	ELETROCOAGULAÇÃO	21
3.4.2.1.	TEORIA DE ELETROCOAGULAÇÃO	21
3.4.2.2.	MECANISMOS DOS PROCESSOS DE ELETROCOAGULAÇÃO	22
3.4.2.3.	MATERIAL DE ELETRODO.....	24
3.4.2.4.	REAÇÕES NOS ELÉCTRODOS DE ALUMÍNIO NA CÉLULA DE ELETROCOAGULAÇÃO.....	25
3.4.2.5.	REATOR DE EC – TIPOS DE CÉLULAS ELETROQUÍMICAS.....	28
3.5.	PARÂMETROS QUE AFETAM O PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO	31
3.5.1.	MATERIAL DE ELETRODO.....	32
3.5.2.	EFEITO DO PH	32
3.5.3.	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DO EFLUENTE	34
3.5.4.	EFEITO DO TEMPO DE ELETROCOAGULAÇÃO	35
3.5.5.	DISTÂNCIA ENTRE OS ELETRODOS	35
3.5.6.	DENSIDADE DE CORRENTE ELÉTRICA	36
3.6.	ANÁLISES DE CUSTO DE TRATAMENTO.....	37
4.	MATERIAIS E MÉTODOS	39
4.1.	COLETA E CONSERVAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	39
4.2.	REAGENTES QUÍMICOS UTILIZADOS	39
4.3.	REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO.....	40
4.4.	CARACTERÍSTICAS DA CÉLULA E DOS ELETRODOS.....	40
4.5.	EQUIPAMENTOS UTILIZADOS NA REALIZAÇÃO DOS EXPERIMENTOS.....	43
4.6.	PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL.....	44
4.7.	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL.....	46
4.8.	METODOLOGIA DE ANÁLISES	47
4.8.1.	PH, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA, STD E TEMPERATURA.....	47

4.8.2. TURBIDEZ.....	47
4.8.3. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO).....	48
4.8.4. FÓSFORO TOTAL	48
4.8.5. NITRATO	48
4.8.6. NITRITO	49
4.8.7. ALUMÍNIO DISSOLVIDO.....	49
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	50
5.1. DIAGRAMA PADRONIZADO DE PARETO	50
5.2. ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO	56
5.3. ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO FÓSFORO	57
5.4. ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITRATO.....	59
5.5. ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITRITO.....	61
5.6. CONSUMO DE ELETRODOS.....	63
5.6.1. CONSUMO TEÓRICO.....	63
5.6.2. CONSUMO EXPERIMENTAL OU REAL	63
5.7. GERAÇÃO DE LODO.....	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.
5.8. PARÂMETROS ÓTIMOS	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.
5.9. ANÁLISE DO EFLUENTE TRATADO.....	64
5.10. CÁLCULO DO CUSTO OPERACIONAL	65
6. CONCLUSÕES	67
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69

1. INTRODUÇÃO

A água é o elemento de maior importância para a vida, que quando acessível e limpa, torna-se parte essencial para todas as formas de vida na terra. Por ser considerada uma prioridade ambiental e social, o seu uso deve ser feito de forma racional e otimizada.

O crescimento acelerado da população mundial, dos parques industriais, a falta de sistema de saneamento, as retiradas constantes de água para fins diversificados e até mesmo as atividades humanas desenvolvidas dentro dos reservatórios naturais de água, têm contribuído intensivamente para degradação da quantidade e da qualidade da água dos rios, lagos, riachos e açudes, prejudicando o seu uso, como fonte de abastecimento.

Como se sabe, a principal finalidade dos açudes é de estocar a água acumulada durante os períodos de chuvas para que possa ser utilizada nos períodos secos, para fins diferenciados, em virtude das características inerentes (CHACON *et al.*, 1988). Mas, no Nordeste do Brasil essa realidade vem mudando aos poucos, devido à prática de piscicultura dentro dos próprios açudes sem um controle adequado, contribuindo deste modo para a sua poluição e contaminação, enquadrando as suas águas fora dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 para água doce, classe 2.

Devido ao significativo crescimento da aquicultura, um dos principais problemas ambientais encontrados nos ecossistemas aquáticos é a poluição das águas, causada pelo acúmulo de substâncias indesejáveis, nocivas e tóxicas. Como a qualidade ambiental é atualmente um dos componentes fundamentais da competitividade no mercado internacional, o setor produtivo tem sido induzido a adotar práticas de cultivo que não prejudique drasticamente o meio ambiente (ROTTA; QUEIROZ, 2003).

Uma alternativa importante para aumentar a produção de peixes, diminuindo o impacto ambiental e assegurando a proteção das características da água do açude, seria a produção desses peixes em tanques construídos fora do açude, utilizando apenas a água. Com a necessidade da recirculação da água dos tanques, devido à alta concentração dos nutrientes nela contida, utilizando a tecnologia de tratamento para a remoção desses poluentes que degradam e alteram as suas características e só no final devolver essa água ao açude, evitando a sua eutrofização, que se dá com o passar do tempo, caso essa prática seja feita diretamente no interior desses corpos d'água.

Um método alternativo de tratamento desse tipo de efluente, considerado versátil, de fácil operação e sem custos com reagente é a eletrocoagulação (HEIDMANN *et al.*, 2007). A eletrocoagulação (EC) é um método eletroquímico de tratamento de água poluída pelo qual

ânodos de sacrifício são dissolvidos para produzir agentes coagulantes (geralmente de alumínio ou ferro) em solução (HOLT *et al.*, 2005). Neste processo ocorrem as reações de oxidação e redução com a dissolução anódica do metal e a produção de hidróxidos através da hidrólise da água, ocorrendo à formação de hidróxidos gelatinosos que desestabilizam e agregam as partículas. Desta forma, por meio da EC é possível eliminar extensivamente as desvantagens das técnicas clássicas de tratamento (MOLLAH *et al.*, 2001; KOPARAL *et al.*, 2002). Com a aplicação da EC, formam-se os “flocos”, agregados de partículas, que podem ser separados do líquido por sedimentação ou flotação dependendo da densidade do floco (BENSADOK *et al.*, 2007).

Pode-se dizer que a eletrocoagulação é uma das técnicas de tratamento mais eficazes e promissoras em comparação a outros métodos de tratamento, por ser capaz de remover simultaneamente matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias, reduzindo por sua vez a quantidade de lodo formado e inviabilizando tanto o lançamento quanto as possibilidades de reúso do mesmo. Além disso, pode-se afirmar que a técnica é de fácil operação e de baixo custo (PESSOA, 2008).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

- O presente trabalho objetivou avaliar a viabilidade do uso da eletrocoagulação no tratamento de efluente de tanques de piscicultura, visando o reúso de água.

2.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar os efluentes de tanques de piscicultura, antes e após o processo de eletrocoagulação, avaliando a eficiência do tratamento;
- Avaliar o desempenho da Eletrocoagulação (EC) na remoção da Turbidez, DQO, Nitrito, Sólidos totais dissolvidos, Nitrato e Fósforo total;
- Otimizar dos parâmetros operacionais do processo de eletrocoagulação, quando aplicada ao tratamento de efluente de tanques de piscicultura;
- Identificar e definir os parâmetros operacionais ótimos, com base nos resultados experimentais;
- Avaliar o custo de tratamento final.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Efluentes de piscicultura

Tratando-se especificamente de piscicultura, ou seja, o cultivo de peixe, pode-se dizer que com a sua expansão, associada à produção de biomassa e ao aumento de nutrientes no meio aquático, derivado do acúmulo da sobra de ração usada na alimentação dos peixes e dos seus dejetos, pode provocar a aceleração da produtividade de algas, alterando a ecologia do sistema aquático, contribuindo diretamente para uma aceleração no processo de eutrofização dos açudes.

O cultivo de peixes exige estocagem de elevado volume de água, além disso, a água a ser utilizada precisa estar isenta de contaminações ou poluição. Por outro lado, de acordo com Bastian (1991), a piscicultura pode ser considerada uma atividade causadora de degradação ambiental, devido ao acúmulo da matéria orgânica e de nutrientes gerados.

Os efluentes de piscicultura, ricos em dejetos produzidos pelo processo de digestão e excreção metabólica dos peixes, podem apresentar risco à saúde humana através da transferência de patógenos provenientes de esterco, resíduos vegetais, material composto, entre outros, que constituem importantes fontes de resíduos orgânicos (MACEDO *et al.*, 2010). Isto promove um rápido crescimento dos peixes, quando presentes no meio aquático e concentrações ideais, sendo um parâmetro de preocupação ambiental, pois gera maior carga de matéria orgânica e inorgânica nos efluentes dos viveiros, contribuindo para a contaminação e poluição.

E dentre os fatores que levam à deterioração da qualidade da água, alterando a ecologia dos sistemas de cultivo, pode-se destacar a densidade e a espécie de peixe utilizada, assim como o manejo (adubação e arraçoamento). Esses fatores influenciam, sobretudo, os nutrientes, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, matéria orgânica, pH, biomassa bentônica e plantônica (MINUCCI *et al.*, 2005).

Segundo Boyd (1973), a ração fornecida na alimentação dos peixes é o principal causador de deterioração da qualidade da água. Isso porque de acordo com estudos realizados com *Catfish* demonstrou-se que na totalidade da ração fornecida para alimentação dos peixes em viveiros, apenas 25% é consumido.

Com a decomposição dos dejetos dos peixes e da sobra da ração, os nutrientes liberados podem gerar cerca de 2,6 kg de fitoplâncton para cada kg de peixe, contribuindo

significativamente para o acúmulo de matéria orgânica nos tanques de cultivo (SCHWARTZ; BOYD, 1994).

Com o aumento da concentração da matéria orgânica e dos nutrientes no corpo da água, há uma aceleração no crescimento de algas, alterando por sua vez a ecologia do sistema aquático, diminuindo a penetração da luz solar no meio aquático (ESTEVES, 1988).

Atualmente considera-se que as características do efluente gerado pela piscicultura são bastante semelhantes às do efluente doméstico, pois, apresentam elevadas demanda bioquímica de oxigênio, grande concentração de sólidos em suspensão, compostos nitrogenados e fosfatados. Esta similaridade permite uma analogia dos impactos provocados pelos cultivos, contribuindo para a eutrofização dos rios, açudes, riachos e lagos (ZANIBONI, 2005).

Efluentes de lagoa de aquicultura assemelham-se às fontes de poluição difusas mais do que fontes pontuais. Assim, a aplicação de métodos tradicionais de tratamento de efluentes para atender aos padrões de lançamento de efluentes, como feito por poluição pontual, será difícil ou impossível (BOYD, 2003).

A capacidade de poluição de um determinado meio aquático depende principalmente do sistema de cultivo, localização, manejo e do tipo de ração utilizado para alimentação dos peixes (GUO; LI, 2003). Um exemplo prático desta atividade acontece no reservatório Sítios Novos, Caucaia-Ceará, onde é desenvolvida aquicultura superintensiva em tanque-rede com o cultivo de Tilápia (*Oreochromis niloticus*), e concluiu-se que a qualidade da água desse açude está sob intensa pressão antrópica, podendo inclusive resultar em perda total do estoque de peixes, como ocorreu no dia 02 de maio de 2011 (OLIVEIRA *et al.*, 2011). Segundo Nyanti *et al* (2012), neste tipo de sistema os peixes são alimentados duas ou três vezes ao dia, onde o excesso do alimento é diretamente liberado no recurso hídrico. O balanço de nutrientes para uma fazenda de tanques-rede hipotética, mostra que para cada tonelada de peixe produzido, aproximadamente 81,5% de nitrogênio e 85,7% de fósforo usados, são liberados no ambiente e apenas 18,5% de nitrogênio e 14,3% de fósforo são coletados como biomassa de peixe. Nessas condições, calculou-se que cerca de 132,5 kg de N (nitrogênio) e 25,0 kg de P (fósforo) são liberados para o ambiente a cada tonelada de peixe produzido (ISLAM, 2005).

3.2. Índices de qualidade das águas

A qualidade da água é indicada a partir da análise de diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos. Esses parâmetros são indicadores da qualidade da água e constituem impurezas quando alcançam valores superiores aos estabelecidos para determinado uso (GRADVOHL *et al.*, 2007).

A condição de qualidade das águas define a “qualidade apresentada por um corpo d’água, num determinado momento, em termos dos usos possíveis com segurança adequada, frente às classes de qualidade”. Sendo que para cada classe, o controle de qualidade é feito por intermédio de um “conjunto de medidas operacionais que visam à melhoria e conservação da qualidade de água estabelecida para o corpo hídrico”, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/05.

Conforme a Agência Nacional de Águas (ANA) do Brasil, para que seja possível, avaliar a qualidade da água bruta visando seu uso para o abastecimento público, após tratamento, foi desenvolvido o IQA (Índice de qualidade das águas).

O índice de qualidade das águas (IQA) “foi criado em 1970, nos Estados Unidos, pela *National Sanitation Foundation*” (ANA, 2009). E a CETESB (Companhia ambiental do Estado de São Paulo) vem utilizando este método desde 1975, adaptado do índice de qualidade das águas, com o intuito de simplificar o processo de avaliação e divulgação dos dados de qualidade águas para a população (SILVA *et al.*, 2012).

O IQA incorpora 9 (nove) parâmetros (OD, coliformes fecais, pH, $DBO_{(5,20)}$, Temperatura, Nitrogênio total, Fósforo total, Turbidez, Resíduo total), conforme mostrado na Tabela 1, de um total de 35 que foi inicialmente propostos por um conjunto de especialistas em qualidade de águas.

a) Oxigênio dissolvido (OD):

A concentração do oxigênio dissolvido (OD) é reconhecidamente o parâmetro mais importante para expressar a qualidade de um ambiente aquático. Isso porque, a concentração de OD à saturação é diretamente proporcional à pressão atmosférica – ou inversamente à altitude – e indiretamente proporcional à temperatura.

Por outro lado, pode-se dizer que, as variações nos teores de OD estão associadas aos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos corpos d’água (LIBÂNIO, 2010).

b) Coliformes Fecais:

Os coliformes fecais são indicadores de presença de microrganismos patogênicos na água. Esses coliformes existem em grande quantidade nas fezes humanas e, quando encontrados na água, significa que a mesma recebeu esgotos domésticos, podendo conter microrganismos causadores de doenças.

c) pH (potencial Hidrogeniônico):

O pH influi no grau de solubilidade de diversas substâncias, e como consequência na intensidade da cor, na distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos, definindo também o potencial de toxicidade de vários elementos (LIBÂNIO, 2010).

As águas naturais de superfície apresentam pH variando entre 6 e 8,5, intervalo adequando à manutenção da vida aquática.

d) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO):

É a quantidade de oxigênio necessária à oxidação da matéria orgânica por ação de bactérias aeróbias. Representa, portanto, a quantidade de oxigênio que seria necessário fornecer às bactérias aeróbias, para consumirem a matéria orgânica presente em um líquido (água ou esgoto). A DBO é determinada em laboratório, observando-se o oxigênio consumido em amostras do líquido, durante cinco dias, à temperatura de 20 °C.

e) Temperatura da água

Segundo Couto (2004), temperatura da água é ditada pela radiação solar, salvo casos de despejos industriais, de termelétricas e de usinas atômicas que operem nas margens do lago ou reservatório. A temperatura exerce maior influência nas atividades biológicas e no crescimento. Por outro lado, ela comanda uma importante característica física da água: a densidade.

f) Nitrogênio Total

O nitrogênio pode estar presente na água sob várias formas: molecular, amônia, nitrito, nitrato; é um elemento indispensável ao crescimento de algas, mas, em excesso, pode ocasionar um exagerado desenvolvimento desses organismos, fenômeno chamado de eutrofização; o nitrato, na água, pode causar a metemoglobinemia; a amônia é tóxica aos peixes; são causas do aumento do nitrogênio na água: esgotos domésticos e industriais, fertilizantes, excrementos de animais (COUTO, 2004).

g) Fósforo Total

Por ser menos abundante que o nitrogênio, o fósforo – quase sempre na forma de fosfato derivado do ácido fosfórico – acaba por se constituir com muita frequência no principal fator limitante ao desenvolvimento de algas e plantas no meio aquático (LIBÂNIO, 2010).

h) Turbidez

A turbidez é uma característica física da água, decorrente da presença de substâncias em suspensão, ou seja, sólidos suspensos, finamente divididos ou em estado coloidal, e de organismos microscópicos. O tamanho das partículas responsáveis pela turbidez varia muito, desde grosseiras a colóides, variando com o nível de turbulência do corpo hídrico. As partículas de menor tamanho e com baixa massa específica são mais difíceis de ser removidas pelo tratamento, por apresentarem menor velocidade de sedimentação.

i) Sólidos Totais

Resíduo que resta na cápsula após a evaporação em banho-maria de uma porção de amostra e sua posterior secagem em estufa a 103-105°C até peso constante. Também denominado resíduo total.

A medição dos sólidos totais é importante para definir as condições ambientais baseadas nas premissas de que estes sólidos podem causar danos à vida aquática em geral, prejudicando, por conseguinte o abastecimento público de água (MATOS, 2010).

O Índice de qualidade das águas (IQA) é calculado de acordo com a equação 1:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{W_i} \quad (1)$$

Onde:

- **IQA** = Índice de qualidade das águas, que varia entre 0 e 100;
- **n** = número de parâmetros no cálculo do IQA (sempre igual a nove);
- **qi** = qualidade do i-ésimo parâmetro, variável de 0 a 100 e obtido da curva média, em função da concentração;
- **Wi** = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um numero entre 0 e 1.

A Tabela 1 apresenta os parâmetros indicados anteriormente e os seus respectivo peso (w) (ANA, 2009).

Tabela 1 – Parâmetros de qualidade da água do IQA e respectivo peso.

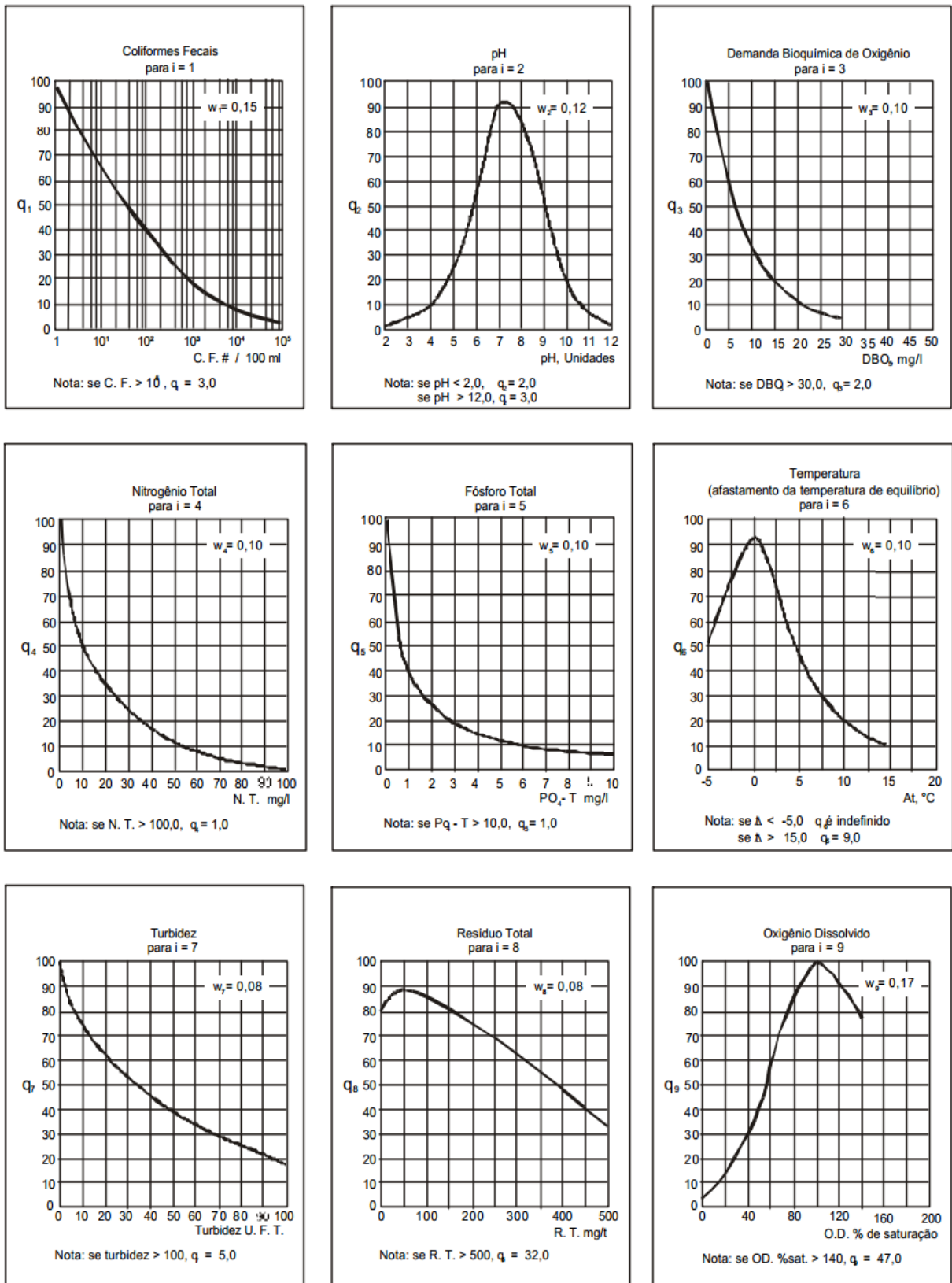
Parâmetro de qualidade da água	Peso (w) no IQA
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial Hidrogeniônico – pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO _{5, 20}	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Fonte: Adaptado de ANA, 2009.

Estes parâmetros foram escolhidos pelos diferentes especialistas que o desenvolveram, como sendo alguns dos mais relevantes para a avaliação da qualidade das águas destinadas ao abastecimento público.

Além do peso (w) de cada parâmetro, um valor de qualidade (q), obtido do respectivo gráfico de qualidade em função de sua concentração ou medida (Figura 1) é usado para o cálculo do IQA (ANA, 2009).

Figura 1 – Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA.



Fonte: ANA, 2009.

Em função do resultado do IQA, resultante do produtório dos nove parâmetros, a classificação da qualidade da água bruta é feita de acordo com faixas de valores do índice, que variam entre os estados brasileiros. No caso do Estado de Ceará, essa faixa varia conforme mostrado na Tabela 2 (ANA, 2009).

Tabela 2 – Faixas de valores de IQA do Estado do Ceará.

Avaliação da Qualidade da Água	Faixas de IQA utilizada no Estado de CE
Ótima	80 - 100
Boa	52 - 79
Razoável	37 - 51
Ruim	20 - 36
Péssima	0 - 19

Fonte: Adaptado de ANA, 2009.

De forma a aperfeiçoar a avaliação ambiental, em 13 de agosto de 1998, a Resolução da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA-65), criou o Índice de Qualidade de Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP) e o Índice de Preservação da Vida Aquática (IVA) (SILVA, 2012).

O Índice de qualidade da água bruta para fins de abastecimento público (IAP), criado por um grupo técnico composto por integrantes da CETESB, SABESP, institutos de pesquisa e universidades é o produto da ponderação dos resultados atuais do IQA (Índice de qualidade de águas) e do ISTO (Índice de substâncias tóxicas e organolépticas), que é composto pelo grupo de substâncias que afetam a qualidade organoléptica da água, bem como de substâncias tóxicas, incluindo metais, além de resultados do teste de Ames (Genotoxicidade) e do potencial de formação de Trihalometanos (THMPF) (ANA, 2009).

De acordo com Silva *et al* (2012), o IAP é o produto do IQA e do ISTO, calculado segundo a equação 2:

$$IAP = IQA \times ISTO \quad (2)$$

Onde:

- IQA: grupo de parâmetros básicos (Temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez);
- ISTO: Parâmetros que indicam a presença de substâncias tóxicas (teste de mutagenicidade, potencial de formação de trihalometanos, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel) e parâmetros que afetam a qualidade organoléptica (fenóis, ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco).

As classificações do IAP são feitas como mostradas na Tabela 3.

Tabela 3 – Classificação do IAP.

Categoria	Ponderação
Ótima	$79 < IAP \leq 100$
Boa	$51 < IAP \leq 79$
Razoável	$36 < IAP \leq 51$
Ruim	$19 < IAP \leq 36$
Péssima	$IAP \leq 19$

Fonte: Adaptado de CETESB, 2007.

O Índice de substâncias tóxicas e organolépticas (ISTO) é resultado do produto dos grupos de substâncias tóxicas (ST) e as substâncias que alteram a qualidade organoléptica da água (SO). Calculado segundo a equação 3 (CETESB, 2009).

$$ISTO = ST \times SO \quad (3)$$

O Índice de Preservação da Vida Aquática (IVA) tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora em geral, diferenciando, de um índice para avaliação da água para o consumo humano e recreação de contato primário.

O IVA leva em consideração a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e dois dos parâmetros considerados essenciais para a biota (pH e oxigênio dissolvido), parâmetros esses agrupados no IPMCA – Índice de parâmetros mínimos para a preservação da vida aquática, bem como o

IET – Índice do estado trófico de Carlson modificado por Toledo. Desta forma, o IVA fornece informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos, como também sobre o seu grau de trofia (CETESB, 2004).

3.2.1. Exemplo de cálculo do IQA no Estado do Ceará

Segundo Demirak *et al* (2006) a avaliação de qualidade de água em vários países tornou-se um problema crítico nos últimos anos devido ao crescimento populacional e a crescente demanda por água, o que tem gerado a contaminação dos recursos hídricos, considerado um grave problema principalmente em áreas densamente urbanizadas.

Em estudo realizado por Gradwohl *et al* (2007) para avaliação do índice de qualidade de água (IQA), em reservatórios que fazem parte do sistema de abastecimento de água que supre a região metropolitana de Fortaleza (Gavião, Pacoti e Riachão), métodos da CETESB e da NSF foram utilizados, além da utilização das equações definidas pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IMGGA).

De acordo com estudo feito para a avaliação da qualidade das águas dos açudes Gavião, Pacoti e Riachão, localizadas na região metropolitana de Fortaleza-CE, através de análises físico-químicas e do cálculo do IQA, constatou-se que:

- O nível de qualidade da água dos três açudes estudados (Gavião, Pacoti e Riachão) foi indicado como ruim em todas as metodologias utilizadas;
- O IQA desenvolvido pela CETESB teve como base os estudos realizados pela NSF, apresentando, contudo mudanças quanto à seleção de alguns parâmetros, como no caso do nitrato, fosfato e sólidos dissolvidos totais substituídos, respectivamente, por nitrogênio total, fósforo total e sólidos totais. Além disso, há uma sensível diferença na ponderação de alguns parâmetros;
- Diante dos resultados obtidos do IQA observa-se que, apesar das diferenças entre os índices da CETESB e da NSF, não foi verificada variação significativa entre os mesmos, sendo enquadrados no mesmo nível de qualidade (Ruim). Este mesmo fato pode ser observado com o cálculo utilizando as equações desenvolvidas pelo IMGGA. Isto pode ser comprovado pelo desvio padrão que foi de 1,54 no caso do IQA para o açude Gavião, de 1,65 para o açude Pacoti e de 1,20 para o açude Riachão;

- A classificação final do nível de qualidade da água na realidade tem sua importância relacionada ao nível de tratamento ao qual a água será submetida a fim de obterem-se os padrões segundo os fins de utilização;
- O índice de qualidade da água, apesar de fornecer uma avaliação integrada, jamais substitui uma avaliação detalhada da qualidade das águas, já que pode induzir à perda de informação das variáveis individuais e da interação entre as mesmas.

3.3. Impacto ambiental

O conceito de impacto ambiental não é relativamente apenas ao meio biológico, mas sim, o efeito das intervenções humanas nos meios físicos, biológicos e socioeconômicos (ARANA, 1999).

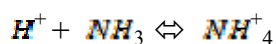
Existem atualmente no Brasil poucos ecossistemas aquáticos naturais que não sofreram impactos pela atividade humana (WOOTTON, 1992).

E uma das preocupações ambientais sobre a prática desta atividade, é a degradação da qualidade da água, causando eutrofização, depleção de oxigênio e assoreamento dos corpos d'água, devido à elevada concentração de nutrientes, matéria orgânica e sólido em suspensão (BUFORD *et al.*, 2003). Com isso, surge a necessidade do pensamento e da prática de uma ciência ambiental interdisciplinar, contribuindo para a sustentabilidade da aquicultura, preservando e gerindo automaticamente os recursos hídricos.

Monitorar a qualidade da água de um corpo hídrico, realizando análise de parâmetros físicos e químicos constitui importante ferramenta para verificar em que situação ela se encontra, bem como preservá-lo de possível degradação (COIMBRA, 2001).

A concentração excessiva de nitrogênio e fósforo no meio aquático reflete negativamente na proliferação de algas, no efeito tóxico da amônia nos peixes e nos déficits de oxigênio consumido no processo (LIMA, 2001).

A presença da amônia na água de piscicultura é praticamente impossível de ser impedida, estando sempre presente nas duas formas químicas, o íon amônio (NH_4^+) e a amônia na forma de gás (NH_3). Ambas ocorrem ao mesmo tempo na água, conforme a reação química abaixo:



Sendo a forma gasosa, a forma química mais tóxica tanto para os peixes, quanto para o meio ambiente (OSTRENSKY *et al.*, 1998).

A amônia é o principal resíduo nitrogenado excretado pelos peixes, resultante do metabolismo proteico e contribui para o aumento da decomposição microbiana de resíduos orgânicos (restos de alimentos, fezes e adubos orgânicos). Em habitats aeróbios, a nitrificação converte amônia para nitrato, que é reduzido por desnitrificação, onde o nitrogênio é volatilizado pelo processo microbiano, no qual o nitrato é convertido a gás e liberado para o ambiente. E em condições de baixo oxigênio dissolvido prejudicam o desempenho da bactéria do gênero “Nitrobacter”, favorecendo o acúmulo de nitrito na água (KUBITZA, 1998). O nitrogênio na forma de nitrato pode ser associado a doenças e o seu excesso de aplicação também acarreta contaminação do ambiente (SPERLING, 1996).

Além dos nutrientes, vários metais estão presentes no ambiente aquático naturalmente através de processos geoquímicos e fontes antropogênicas, onde pode ser acumulado ao longo da cadeia alimentar. Segundo Sapkota *et al* (2008) a principal poluição por metais em gaiolas, se dá com as deitas de peixes que são complementados com a introdução de diversos metais no meio aquático para cumprir as exigências nutricionais. Porém, ocorrência de determinados metais, tais como ferro (Fe) e Zinco (Zn) nos sedimentos, está diretamente ligado ao acúmulo de matéria orgânica (BASARAN *et al.*, 2010).

Segundo Boyd (2003), os impactos gerados pela aquicultura sobre o meio ambiente e os recursos naturais são tão significativos, que uma série de preocupações foram expressas tanto por ambientalistas e cientistas. Além dos fertilizantes e alimentos com alta concentração de nitrogênio e fósforo aplicados aos tanques para promover a produção de peixes, tem-se verificado outros problemas graves decorrentes da desta prática, tais como: a destruição de ecossistemas por projetos de aquicultura, conversão de terras agrícolas em viveiros, poluição decorrente da descarga de efluentes de viveiros no meio natural, salinização do solo, disseminação de doenças para as populações nativas, manejo inadequado, entre outras atividades que vem degradando o corpo hídrico.

De acordo com Tomazelli e Casaca (1998), durante a drenagem da despesca, etapa em que os nutrientes e o sedimento acumulados durante o cultivo são liberados, é que ocorre o maior impacto ambiental causado pela pratica da piscicultura.

Com isso, surge a necessidade da implantação de programas de piscicultura que gera riqueza, com ganhos significativos para a economia regional e nacional, criando empregos diretos e indiretos e melhorando a qualidade de vida da população local. Porém,

usando racionalmente os recursos naturais, sem comprometer a qualidade de água utilizada nos cultivos (VALENTI, 2002).

3.4. Processo de eletrocoagulação

3.4.1. Coagulação – Floculação

- Coagulação

A coagulação é um fenômeno em que as cargas das partículas coloidais e suspensas são neutralizadas por colisão mútua com contra-íons e são aglomeradas, seguido por sedimentação ou flotação (MOLLAH *et al.*, 2001).

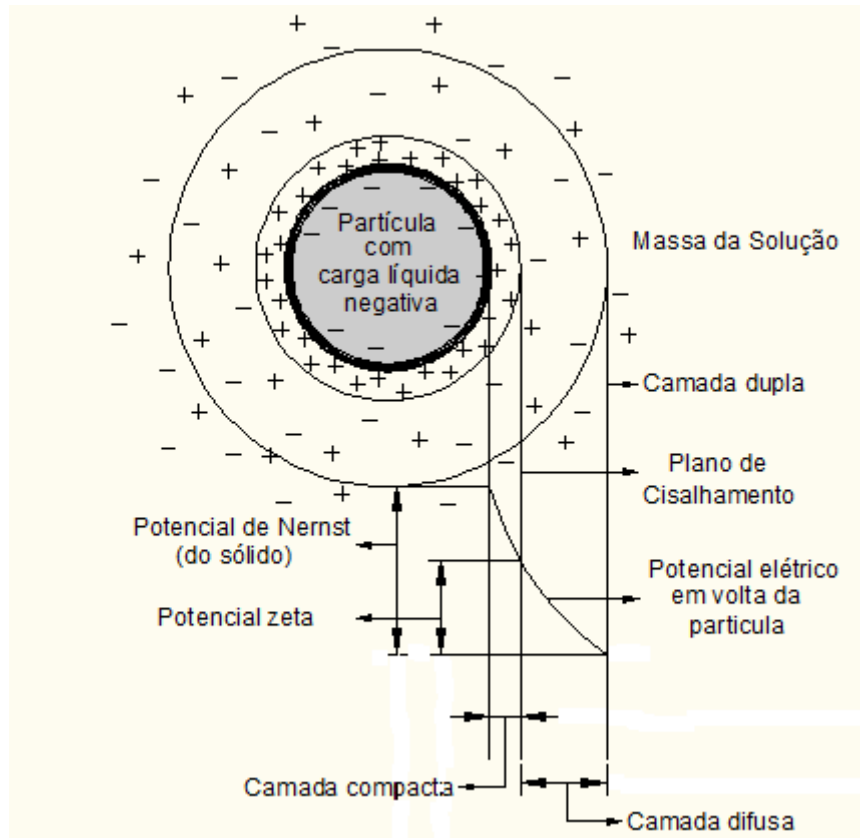
Há quem define a coagulação, como sendo um processo que consiste essencialmente na desestabilização das partículas coloidais e suspensas realizada pela combinação de ações físicas e reações químicas, entre o coagulante utilizado, a água e as impurezas presentes no meio (LIBÂNIO, 2010). Após o processo denominado de hidrólise (formação das espécies hidrolisadas), com a aproximação e colisão das partículas desestabilizadas, ocorre à formação dos flocos os quais podem ser removidos por sedimentação, flotação e filtração.

A cor e turbidez no meio aquático se dão devido à presença de partículas coloidais que não se sedimentam, portanto, não podem ser removidas pelos processos de tratamento físicos convencionais. Tipicamente, os produtos químicos utilizados como coagulantes são o sulfato de alumínio, aluminato de sódio, cloreto de alumínio, sulfato férrico, sulfato ferroso e o cloreto férrico. Dependendo do tipo de efluente a ser tratados, parâmetros como a agitação, a condutividade, a dosagem de coagulante entre outros que influenciam uma boa coagulação, podem ser determinadas em laboratório.

No que se refere aos mecanismos intervenientes no processo de coagulação, é importante ressaltar que as partículas suspensas e coloidais dispersas na água apresentam cargas predominantemente negativas. Outro parâmetro de controle do processo de coagulação e que também traduz a grandeza da carga superficial das partículas coloidais é o potencial zeta. O potencial zeta, ou potencial eletrocinético, é um parâmetro utilizado para determinar a carga eletrostática superficial das partículas coloidais presentes na água, ou seja, a energia eletrostática a ser aplicada capaz de deslocar um íon de mesmo sinal do ponto mais remoto da

camada difusa à superfície da camada compacta. O conjunto das camadas, compacta e difusa, resulta na denominada dupla camada elétrica, como mostrado na Figura 2.

Figura 2 – Dupla camada e potenciais elétricos desenvolvidos ao redor da partícula.



Fonte: Adaptado de DI BERNARDO p.164, segundo AWWA (2003).

Durante todo o tratamento, o processo de coagulação é limitado pela presença do potencial zeta, a coagulação ocorre à medida que este potencial é reduzido (CLARK *et al.*, 1997).

Desta forma, com a adição de eletrólitos à solução, se dá a desestabilização dos coloides hidrofóbicos, permitindo a aproximação das partículas vencendo a barreira de energia decorrente destes potenciais elétricos.

▪ Floculação

Assim como a sedimentação e a flotação, a floculação é considerada uma operação unitária por envolver apenas fenômenos físicos e aglutinação das partículas (LIBÂNIO, 2010).

As partículas coloidais ao entrarem em contato umas com as outras tendem a se agregar, formando os denominados flocos, aumentando o seu tamanho físico e alterando a sua característica. A agitação térmica é um parâmetro importante na floculação, devido a sua influência sobre a velocidade de formação dos flocos e a sua densidade. De maneira que, o gradiente de velocidade e tempo na agitação deve ser em nível moderado, pois o contrário poderá provocar a quebra dos flocos já formados, diminuindo assim a sua capacidade de remoção.

A coagulação-floculação é considerada como a mais importante no processo de tratamento da superfície da água, que pode ser utilizado como pré-tratamento, pós-tratamento ou mesmo um tratamento principal. Sendo o principal responsável pela remoção da cor e da turbidez (CARVALO, 2008).

- Adsorção e neutralização das cargas

Este mecanismo, também denominado de adsorção-desestabilização ou mesmo neutralização de cargas, ocorre logo após a adição e dispersão do coagulante meio líquido, desestabilizando as cargas superficiais das partículas. Essa desestabilização, se dá em função do pH do meio, onde diversas espécies hidrolisadas de carga positiva são formadas, que em seguida podem ser adsorvidas pela superfície das partículas (LIBÂNIO, 2010).

- Varredura

O mecanismo da varredura, em função do pH de coagulação, passa a predominar à medida que se eleva progressivamente a dosagem do coagulante utilizado (alumínio ou ferro) (LIBÂNIO, 2010). Isto é, ela caracteriza-se por altas dosagens de coagulantes, suficientes para neutralização de cargas e formação de flocos maiores, que se sedimentam ou flutuam dependendo do seu peso (DI BERNARDO *et al.*, 2003).

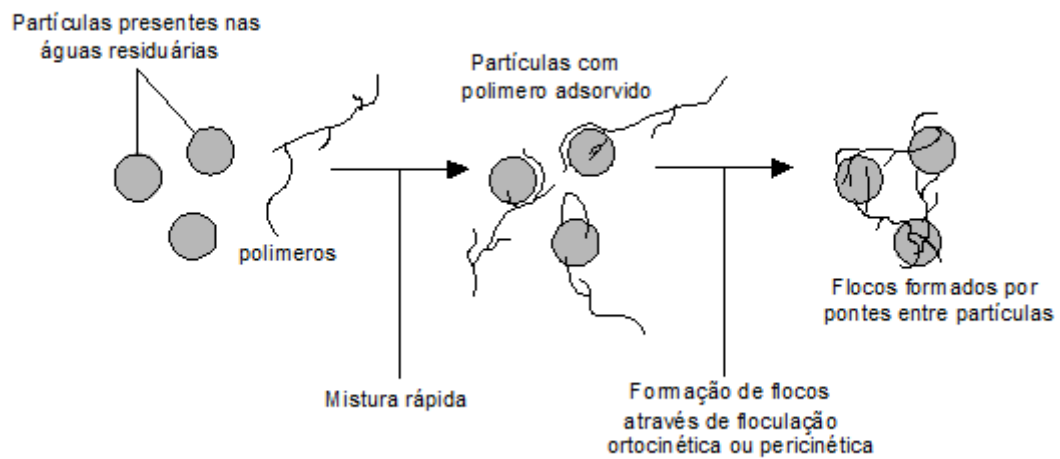
- Adsorção – Formação de pontes químicas

Este mecanismo caracteriza-se especialmente por envolver o uso dos polímeros, como auxiliares de coagulação, por intermédio de formação de pontes químicas, que se dá,

quando as partículas coloidais são absorvidas na superfície das diversas cadeias dos polímeros.

Para que ocorra uma boa coagulação, a molécula do polímero deve ser longa o suficiente para minimizar o efeito repulsivo da dupla camada quando há aproximação de mais de uma partícula e permitir a adsorção em sua superfície, conforme apresentado na Figura 3 (MACEDO, 2010).

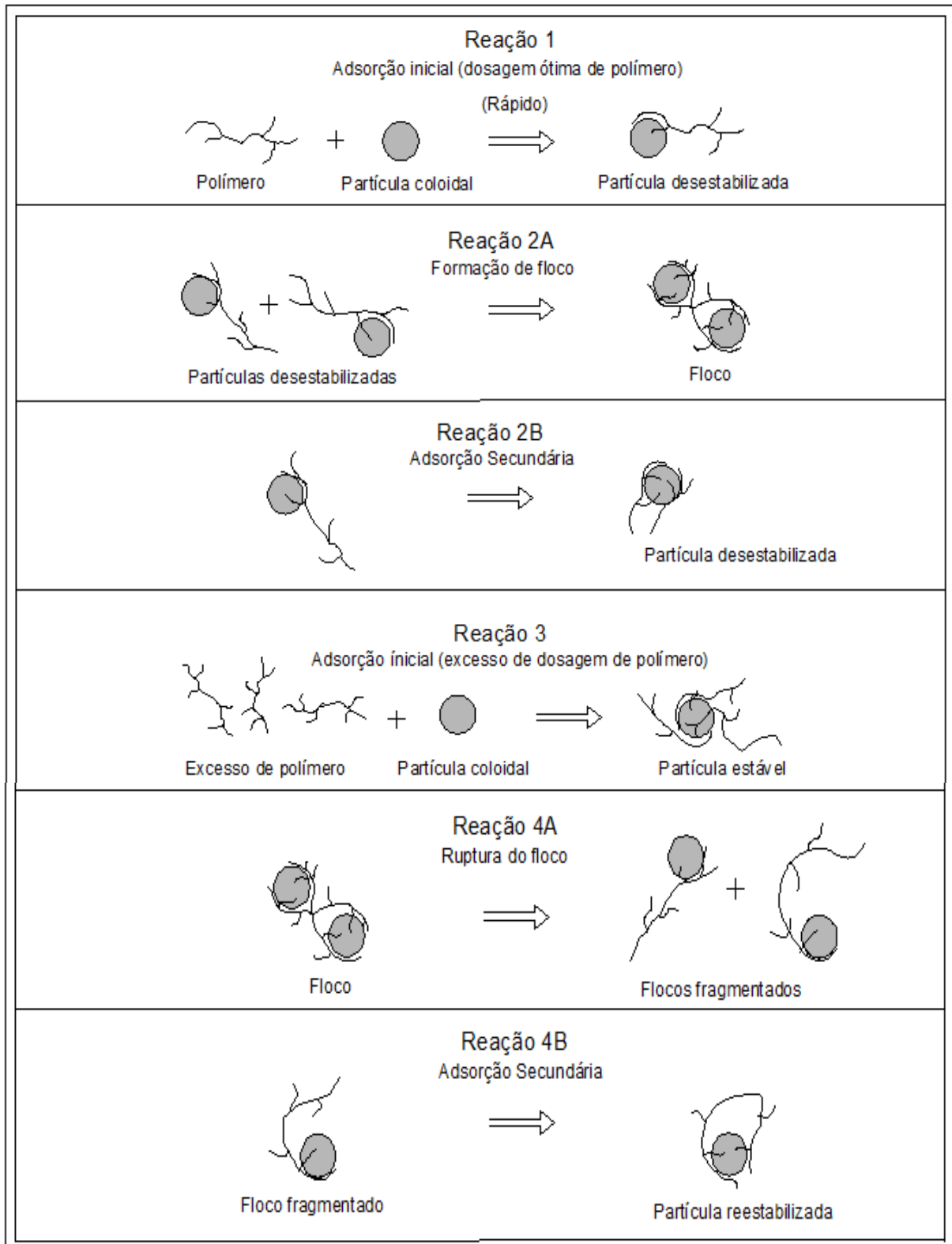
Figura 3 - Definição esquemática da formação de pontes entre partículas com o emprego de polímeros.



Fonte: Adaptado de LIBÂNIO, 2005.

O processo de floculação se dá com aglomeração dos coloides sem carga eletrostática ou desestabilizada, resultado dos choques mecânicos sucessivos causados por um mecanismo de agitação, de modo a formar partículas maiores (THEODORO, 2010). A Figura 4 apresenta uma representação esquemática da formação das pontes químicas.

Figura 4 - Representação esquemática da formação das pontes químicas.



Fonte: Adaptado de LIBÂNIO, 2005.

3.4.2. Eletrocoagulação

3.4.2.1. Teoria de eletrocoagulação

Embora a eletrocoagulação (EC) seja considerada uma tecnologia em evolução que está sendo efetivamente aplicada hoje para o tratamento de águas residuais, a escassez de conhecimento científico dos processos químicos e físicos complexos envolvidos nesta tecnologia, está limitando projeto futuro e impedindo o progresso.

O processo de EC aplicado ao tratamento de águas residuais tem sido praticado na maior parte do século XX, com o sucesso e a popularidade limitada. Na última década, esta tecnologia vem sendo cada vez mais usado na América do Sul e Europa para o tratamento de efluentes industriais contendo metais. Além disso, a EC tem sido aplicada para fins diferenciados, tais como no tratamento de água contendo resíduos alimentares, resíduos de óleo, corantes, partículas em suspensão, resíduos de polimento mecânico e químico, matéria orgânica de lixiviados de aterros sanitários, efluentes sintéticos e de soluções contendo metais pesados (MOLLAH *et al.*, 2001).

Segundo Ugurlu *et al* (2008), a EC é um processo que consiste em criar flocos de hidróxidos metálicos dentro de efluente a ser limpo, por eletrodissolução de ânodos solúveis, geralmente de ferro ou alumínio. Comparando com a coagulação e floculação tradicional, a EC tem em teoria, a vantagem de remover as menores partículas coloidais. Isso porque, as partículas menores, quando carregadas, tem uma maior probabilidade de serem coagulados por causa do campo elétrico que os põe em movimento.

Moreno *et al* (2007) define a EC como sendo uma tecnologia eletroquímica aplicada ao tratamento de água e água residuais, que na sua forma mais simples usa uma célula eletroquímica, onde uma certa voltagem de corrente elétrica é aplicada continuamente aos eletrodos, geralmente feito de ferro ou de alumínio, ocorrendo à formação de íons hidroxilas, através da hidrólise da água ou de águas residuais.

Geralmente, para diferentes classes de água contaminada ou de fluxos de resíduos, a escolha dos principais parâmetros de operação se dá através de estudos empíricos. Assim como, para definir os parâmetros ótimos de operação do reator, estudos experimentais em laboratório precisão ser feitos, com o intuito de minimizar o consumo de energia elétrica e maximizar a capacidade de remoção dos poluentes.

A interação entre o coagulante e o poluente é o aspecto mais complicado no processo de EC. Uma vez que o coagulante de metal dissolvido em água é hidrolisado para formar espécies monoméricas e poliméricas (hidróxidos metálicos diferentes), assim como precipitados de hidróxido de metal. Os tipos e quantidades de espécies produzidas dependerão principalmente da concentração de metal e o valor do pH. Da mesma forma, os mecanismos de coagulação/desestabilização e eficiência de remoção intimamente relacionada com as espécies anticoagulantes presentes no sistema (LACASA *et al.*, 2011).

3.4.2.2. Mecanismos dos processos de eletrocoagulação

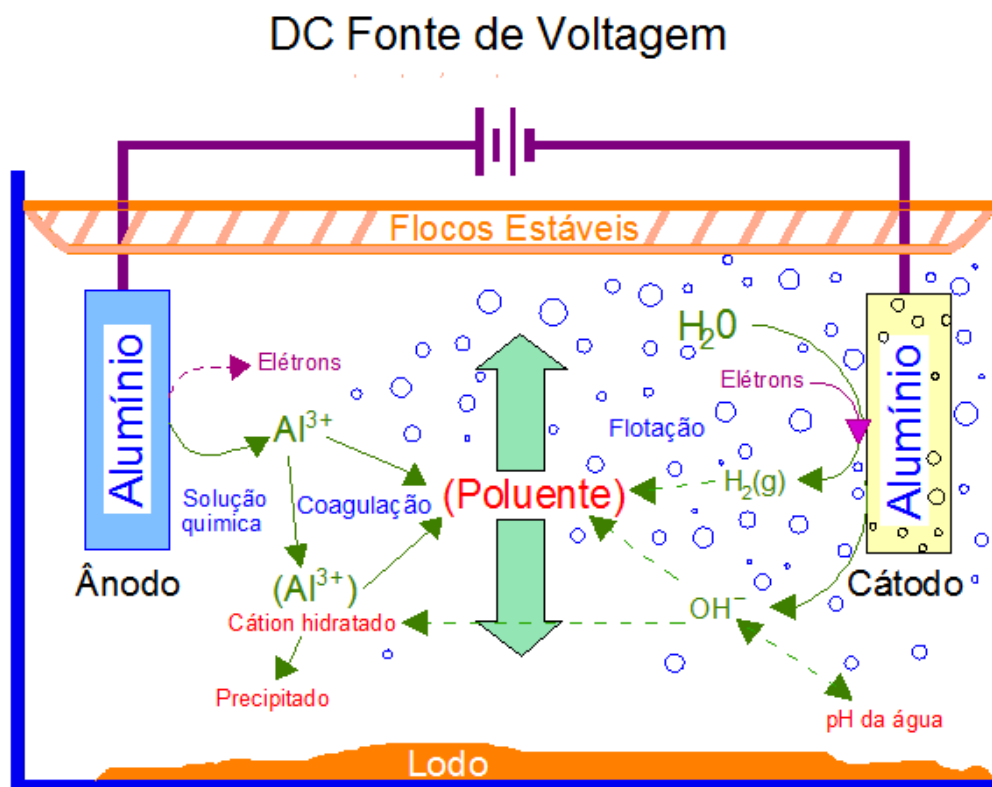
Os mecanismos da eletrocoagulação (EC) ainda estão para ser claramente entendidos. Tem havido pouca consideração sobre os fatores que influenciam a remoção eficaz de espécies iônicas e compostos de águas residuais. Houve relativamente pouco esforço despendido para compreender melhor os mecanismos fundamentais da EC.

A maioria dos estudos feitos têm-se centrado sobre a eficiência da remoção de um determinado poluente, os parâmetros de manipulação, tais como a condutividade, pH, densidade da corrente, os materiais de eletrodos, entre outros, sem explorar os mecanismos fundamentais envolvidos no processo de EC, particularmente aqueles que poderiam proporcionar os parâmetros de concepção para otimizar o desempenho desta técnica relativamente simples e barato.

A aplicação de métodos eletroquímicos para o tratamento de águas residuais tem atraído grande atenção recentemente. Verificou-se ser eficaz para o tratamento de águas residuais contendo corantes, arsénio, fosfato, efluente de acabamento contendo metal, efluentes de abatedouro de aves e efluentes têxteis.

A EC é um processo complexo e interdependente, com mecanismos que operam simultaneamente para que a remoção dos poluentes seja possível. Neste processo um ânodo metálico de sacrifício é usado para produzir a dose de agente coagulante na água poluída e gases eletrolíticos (principalmente hidrogênio no cátodo) são gerados, assim como mostra a Figura 5 (JING-WEI *et al.*, 2007).

Figura 5 - Interações que ocorrem dentro de um reator de eletrocoagulação.



Fonte: Adaptado de HOLT, 2002.

O tipo de coagulante utilizado e a sua distribuição no meio líquido a ser tratado influenciam os processos de coagulação e separação por sua especiação, trajeto de remoção e subprodutos associados, gases eletrolíticos. O cátion de alumínio tem uma variedade de trajetos disponíveis (dependendo das propriedades do poluente, do pH da solução e da concentração) – ele poderia interagir diretamente com o poluente, poderia hidrolisar para formar um complexo hidróxido de alumínio, ou poderia precipitar. Assim, a especiação do cátion é vital para compreender um processo de eletrocoagulação (WIMMER, 2007).

A teoria atual da EC prevê que ela envolve várias fases sucessivas:

- 1) Geração de íons metálicos.
- 2) Hidrólise de íons metálicos e geração de hidróxidos metálicos.
- 3) A água também é eletrolisada numa reação paralela, produzindo pequenas bolhas de oxigênio no ânodo e hidrogênio no cátodo.
- 4) Desestabilização dos contaminantes, das partículas suspensas, quebra das emulsões e agregação das partículas desestabilizadas para formar flocos.

3.4.2.3. Material de eletrodo

Os materiais de eletrodo mais amplamente utilizados no processo de eletrocoagulação são de alumínio e ferro, por vezes de aço. A corrente elétrica aplicada ao eletrodo faz com que ocorra dissolução do metal em águas residuais, funcionando como coagulante (JING-WEI *et al.*, 2007).

Em qualquer processo eletroquímico, o material de eletrodo tem efeito significativo na eficiência do tratamento. Portanto, a escolha adequada do material a ser usado é importante. Lembrando que, o material de eletrodo para o tratamento de água potável deve ser atóxico para a saúde humana (KUMAR *et al.*, 2004).

Geralmente são utilizados eletrodos de alumínio para tratamento de água e eletrodos de ferro para o tratamento de águas residuais (CHEN, 2004).

A vantagem do eletrodo de alumínio é que ele deixa o efluente final com aspecto claro e estável não apresentando coloração residual. Porém, a desvantagem do eletrodo de ferro em relação ao alumínio se dá pelo fato do efluente ganhar uma cor residual verde ou amarela bastante forte, durante e após o tratamento. Esta coloração é proveniente dos íons Fe^{2+} (cor verde) e Fe^{3+} (cor amarela) gerados no tratamento eletrolítico.

De acordo com estudo feito por Kumar *et al* (2004) avaliando a remoção do arsênio, utilizando eletrodos de ferro e alumínio, operando o reator sob as mesmas condições, verificaram que o eletrodo de ferro era melhor em comparação ao alumínio, apresentando remoção superior a 99% e 37% respectivamente para o ferro e alumínio. A razão plausível desta diferença de remoção, se dá pela capacidade de adsorção do óxido de alumínio hidratado $[\text{Al}(\text{OH})_3]$ para As^{3+} ser muito menor em comparação com o óxidos de ferro hidratados $[\text{Fe}(\text{OH})_3]$.

Por outro lado, resultados do trabalho apresentado por Kobyta *et al* (2003), “Tratamento de efluentes têxteis por eletrocoagulação” utilizando eletrodos de ferro e alumínio sob as mesmas condições, demonstraram que as maiores eficiências de remoção foram obtidas utilizando eletrodos de alumínio. Apresentando remoção de 98% para turbidez e 65% para DQO.

E de acordo com estudos feitos por certo número de autores, foi confirmado que os dois metais comumente usados como eletrodos são alumínio e ferro em virtude da sua disponibilidade e do preço e a sua forma iônica que apresenta uma valência elevada (EMANJOMEH; SIVAKUMAR, 2009).

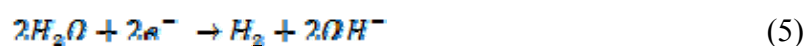
3.4.2.4. Reações nos elétrodos de alumínio na célula de eletrocoagulação

As principais reações que ocorrem na superfície dos eletrodos de alumínio durante a eletrocoagulação são:

Ânodo



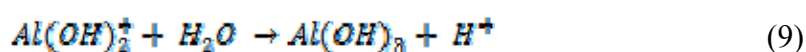
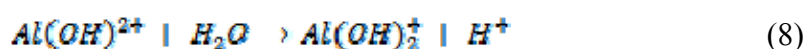
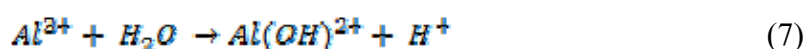
Cátodo



Segundo alguns autores (CHEN G. *et al.*, 2000; CHEN X. *et al.*, 2000; ADHOUM *et al.*, 2004; MOLLAH *et al.*, 2004; KOBAYA *et al.*, 2006) quando o potencial do ânodo é suficientemente alto, podem ocorrer reações secundárias, gerando em particular o oxigênio (Equação 6).



Com a dissolução eletrolítica do ânodo, íons de alumínio (Al^{3+}) são gerados (Equação 4) e tem imediatamente reações espontâneas de hidrólise, gerando várias espécies monoméricas de acordo com a seguinte sequência (omitindo as moléculas de água coordenadas por conveniência).



Dependendo da concentração de íons Al^{3+} e do pH da solução, as reações consecutivas de hidrólise podem gerar a formação de hidróxidos monoméricos, tais como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ e alguns polímeros tais como $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ (TROMPETTE *et al.*, 2009).

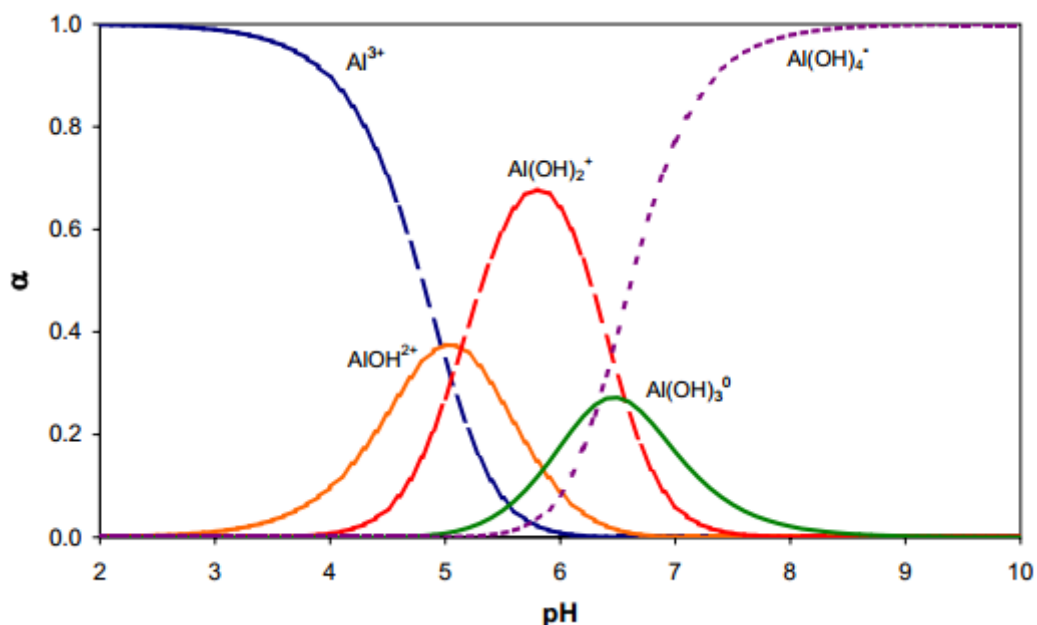
As reações de hidrólise (Eqs. 7 a 9) fazem a vizinhança de ânodo ácido e a liberação de hidrogênio no cátodo (Eq. 5), faz com que a periferia do eletrodo seja alcalina.

As espécies de Al gerados no processo de EC são geralmente aplicadas em função de dois mecanismos distintos: neutralização das cargas dos coloides carregados negativamente, por produtos catiônicos hidrolisados e incorporação de impurezas no precipitado do hidróxido amorfo (floculação por varredura). O pH da solução e a dosagem do coagulante exerce forte influência sobre a importância desses mecanismos.

Os íons metálicos, a um valor de pH adequado, podem formar ampla gama de espécies coaguladas e hidróxidos metálicos que desestabilizam e agregam as partículas em suspensão ou precipitam e adsorvem contaminantes dissolvidos (JING-WEI *et al.*, 2007).

Considerando apenas espécies mononucleares, o alumínio total presente na solução (α) a um dado pH pode ser calculado (Figura 6) (usando dados de Bertsch e Parker, 1996). Este diagrama mostra a extensão da hidrólise, a qual depende da concentração total do metal e do pH do meio. Isto é, demonstra a preferência de formação dos vários tipos de composto de Al, em função da concentração do metal e do pH (HOLT, 2005).

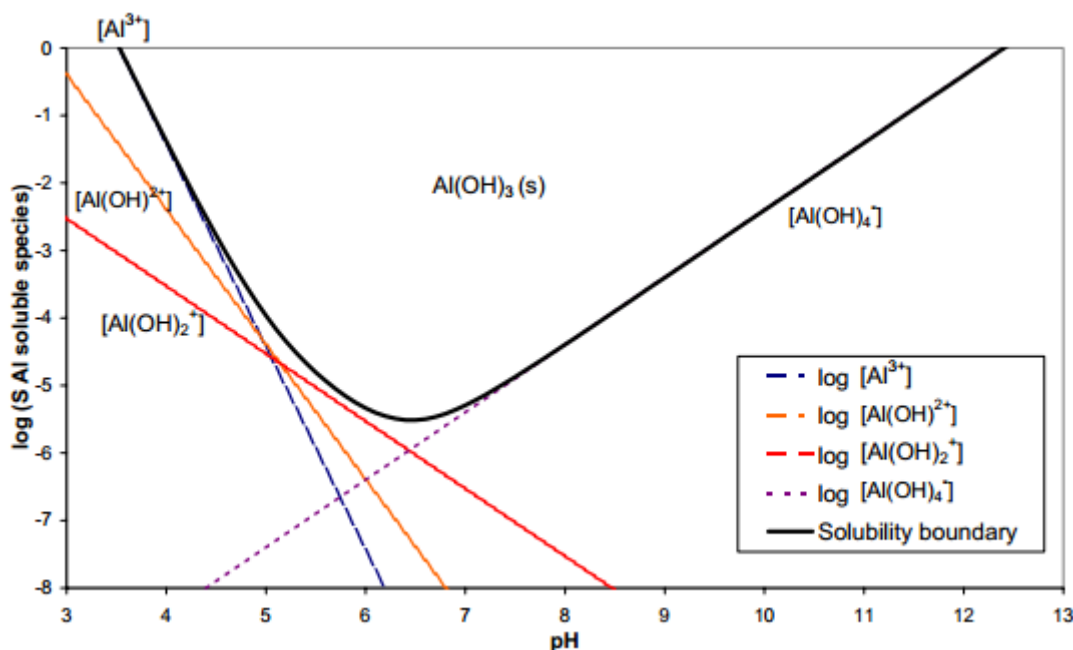
Figura 6 - Diagrama de distribuição para Al-H₂O considerando apenas as espécies mononucleares.



Fonte: HOLT, 2002.

A Figura 7 consta do diagrama de solubilidade do hidróxido de alumínio, $\text{Al(OH)}_3(\text{s})$. O limite de solubilidade indica que existe equilíbrio termodinâmico entre as espécies dominantes de alumínio em solução a um dado pH e o hidróxido de alumínio sólido. A solubilidade mínima (0,03 mg-Al/L) ocorre a um pH de 6,3, com o valor da solubilidade aumentando à medida que a solução se torna mais ácida ou alcalina.

Figura 7 - Diagrama de solubilidade do hidróxido de alumínio $\text{Al(OH)}_3(\text{s})$, considerando apenas as espécies de alumínio mononucleares.



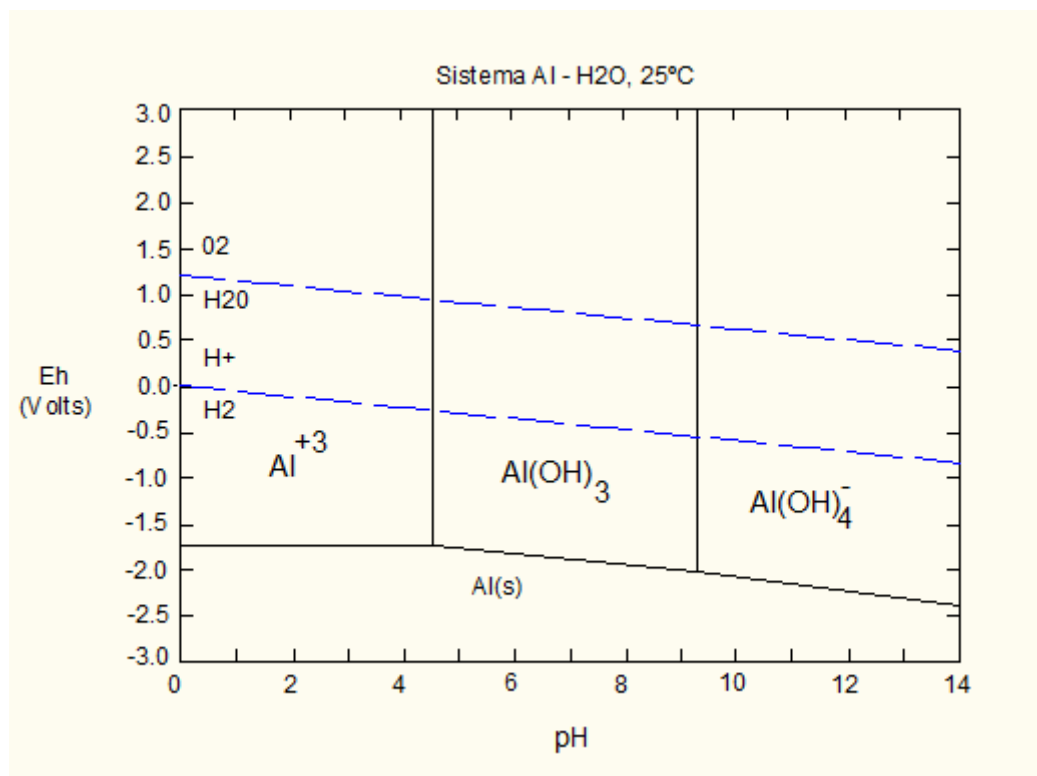
Fonte: HOLT, 2002.

Assim, o cátion de um metal ativo (produzido no ânodo) reage com os íons hidróxido (produzido no cátodo), para formar um hidróxido de metal, que, em seguida, atua como um coagulante, com as partículas poluentes e hidróxidos de metal formando agregados maiores que tanto pode sedimentar-se ou ser transportada para a superfície (por hidrogênio) bolhas produzidas no cátodo. Além disso, qualquer precipitado sólido de hidróxido de alumínio é um precursor para a remoção de poluentes por “*Sweep Coagulation*” (ou coagulação varredura). O diagrama de solubilidade proporciona uma visão sobre a provável importância deste último mecanismo para a remoção de poluentes.

Sabe-se que o Diagrama de Pourbaix é como gráfico que leva em conta a variável potencial de eletrodo de um material (geralmente metal) e o pH do meio (potencial hidrogênico) num ambiente isotérmico, que são calculados de acordo com a equação de Nerst. Visto que, a eletrocoagulação requer corrosão do alumínio, é apresentado na Figura 8,

o equilíbrio eletroquímico para o sistema alumínio-água, identificando as regiões de imunidade, de passivação (isto é, formação de uma camada do óxido) e de corrosão. Assim, torna-se fácil determinar a região de predominância das espécies presentes na solução e, por outro lado, as condições ótimas de corrosão para o alumínio (HOLT, 2002).

Figura 8 - Diagrama de Pourbaix para Al-H₂O, 25°C.

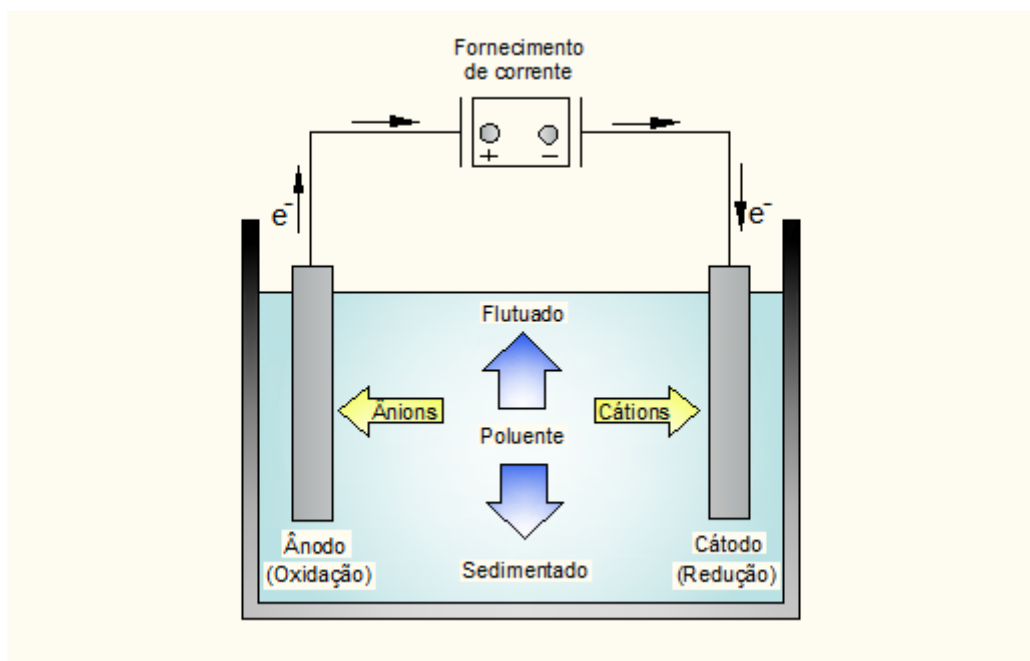


Fonte: Adaptado de HOLT, 2002.

3.4.2.5. Reator de EC – Tipos de células eletroquímicas

Um reator de eletrocoagulação na sua forma mais simples pode ser constituído por uma célula eletrolítica com eletrodo monopolar, composto por um ânodo e um cátodo (Figura 9). Quando ligada a uma fonte de energia externa, o material ânodo será corroído eletroquimicamente devido à oxidação, enquanto o cátodo será submetido à passivação.

Figura 9 - Reator eletroquímico.



Fonte: Adaptado de ANGLADA *et al.*, 2009.

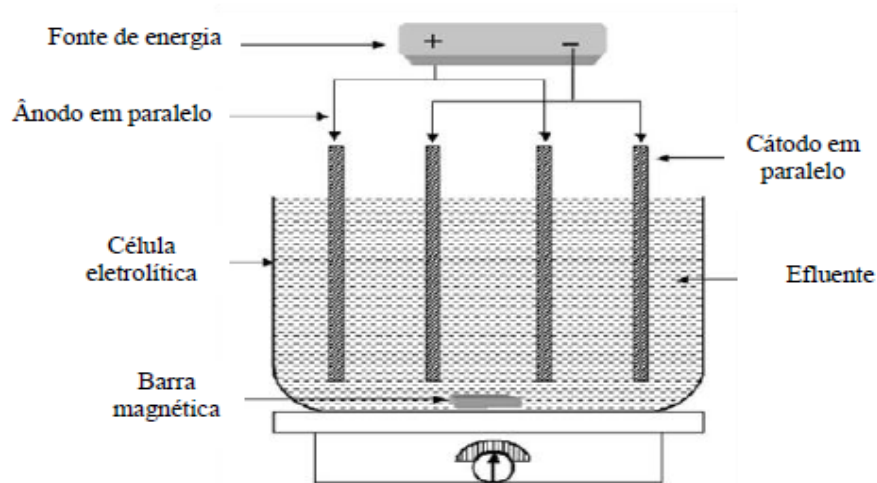
De acordo com Mollah *et al* (2001), um reator eletrolítico pode ser montado tanto com eletrodos monopolares, como com eletrodos bipolares. O modo monopolar pode ter conexão em paralelo ou em série.

- **Células eletroquímicas com eletrodos monopolares**

- Conexão em Paralelo:

Ela consiste essencialmente de pares de placas metálicas condutoras (eletrodos de sacrifício) colocadas entre dois eletrodos paralelos e uma fonte de tensão contínua, como mostrado na Figura 10. As placas metálicas condutoras, vulgarmente conhecidas como “eletrodos de sacrifício” podem ser confeccionadas do mesmo ou de materiais diferentes, como o ânodo.

Figura 10 - Diagrama esquemático de um reator monopolar em paralelo.

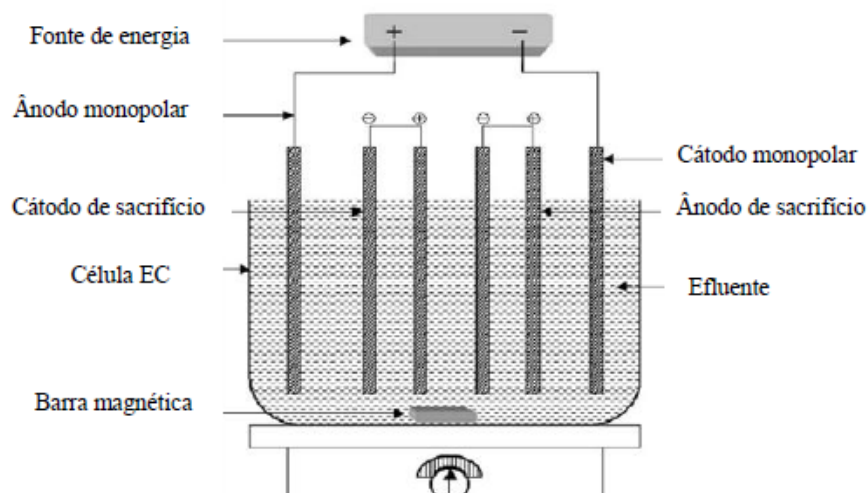


Fonte: MOLLAH, 2001.

- Conexão em Série:

A Figura 11 mostra arranjo de uma célula eletroquímica com eletrodos monopolares em série. Neste tipo de arranjo monopolar, cada par de eletrodos de sacrifício está conectado internamente um com o outro, sem nenhuma conexão com os eletrodos exteriores, necessitando de uma diferença de potencial mais elevada para uma dada corrente de fluxo porque as células ligadas em série, têm maior resistência. Este tipo de arranjo monopolar é eletricamente similar a uma única célula com diversos eletrodos interligados (MOLLAH *et al.*, 2001).

Figura 11 - Diagrama esquemático de um reator monopolar em série.



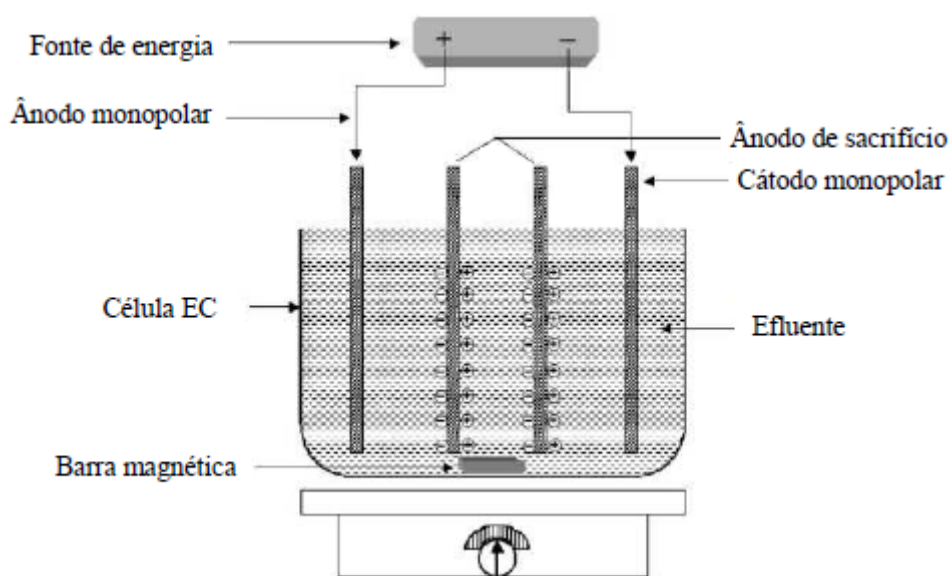
Fonte: MOLLAH, 2001.

- **Células eletroquímicas com eletrodos bipolares**

- **Conexão em Paralelo:**

Além do arranjo monopolar, um reator eletroquímico pode também ser montado com eletrodos bipolares como mostrado na Figura 12. Neste tipo de arranjo, os eletrodos de sacrifício são colocados entre os dois eletrodos paralelos sem qualquer conexão elétrica. Apenas os dois eletrodos monopolares são conectados à fonte de energia, sem qualquer conexão entre os eletrodos de sacrifício. Esses eletrodos de sacrifícios podem também ser chamados de eletrodos bipolares (MOLLAH *et al.*, 2001).

Figura 12 - Diagrama esquemático de um reator bipolar em paralelo.



Fonte: MOLLAH, 2001.

3.5. Parâmetros que afetam o processo de eletrocoagulação

A eletrocoagulação, assim como qualquer outra tecnologia de tratamento, é elaborada de maneira a alcançar a máxima remoção dos contaminantes presentes na massa líquida ao menor custo possível, sem causar impacto à saúde humana, nem ao meio ambiente.

3.5.1. Material de eletrodo

Na escolha do tipo do material de eletrodo, considerado um parâmetro fundamental, por ter efeito significativo na eficiência do tratamento através do processo de eletrocoagulação, não se deve usar materiais considerados tóxicos.

Geralmente, os materiais de eletrodo mais amplamente utilizados no processo de eletrocoagulação são de alumínio e ferro, pois apresentam baixo custo e estão disponíveis com mais facilidade.

Outros parâmetros que afetam a eletrocoagulação são: Efeito do pH; Condutividade elétrica do efluente; Tempo de eletrólise; Agitação e a Densidade de corrente elétrica, que são detalhados a seguir.

3.5.2. Efeito do pH

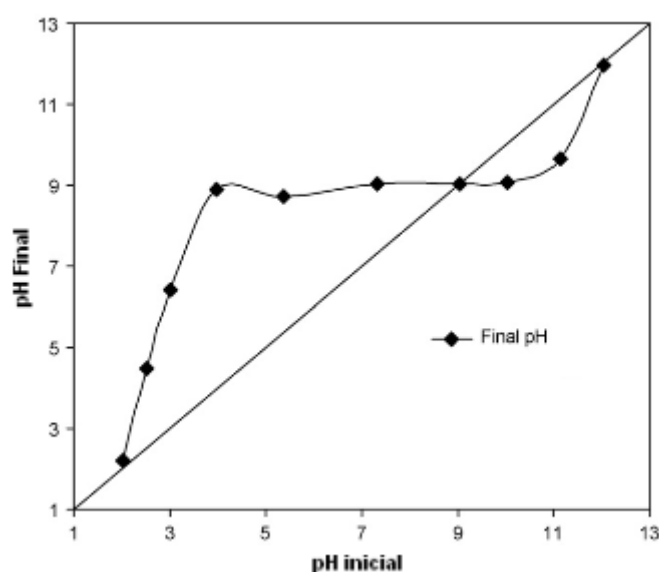
De acordo com Chen (2004), o efeito do pH da água ou efluente residuais na eletrocoagulação é refletido pela densidade de corrente, bem como a solubilidade dos hidróxidos metálicos. Com a presença de íons cloreto, a liberação do cloro também é afetada. Geralmente, as eficiências de corrente de alumínio são maiores em condições ácidas ou alcalinas do que em condições neutras. O desempenho do tratamento depende da natureza do poluente, com a melhor remoção de poluente encontrada perto de pH neutro (pH=7). No entanto, o consumo de energia é maior em pH neutro devido a variação de condutividade. O efeito do pH não é significativo, quando a condutividade do meio a ser tratado for elevada.

Quando se usa célula eletroquímica com eletrodos de alumínio no processo de EC, para diferentes densidades de corrente, a variação do pH do meio acaba influenciando, gerando várias espécies de alumínio.

A especiação do alumínio muda significativamente com o pH e a densidade de corrente. Isto é, para valores de pH ácidos, espécies monoméricas de hidrólise são as principais espécies formadas, com uma pequena quantidade de precipitado e de espécies poliméricas. Para valores de pH próximo ao da neutralidade (entre 5 e 9), o hidróxido de alumínio precipitado, é a espécie principal, com muitas poucas quantidades de espécies solúveis para uma densidade de corrente menor. A partir de pH 9, a formação de precipitados diminui e aumenta a proporção de alumínio monoméricos e poliméricos. A maior proporção de alumínio da espécie polimérica, é formada para pH entre 4 e 5 (JIMÉNEZ *et al.*, 2012).

Segundo Chen (2004), com base em resultados de estudo feito, avaliando o comportamento de eletrodos de alumínio no processo de EC, constatou-se que o pH do efluente após o tratamento por EC aumentará quando ela for ácida e diminuirá quando o pH inicial for alcalino, sendo essa uma das vantagens do presente processo. E de acordo com Mouedhen *et al* (2008), como mostra a Figura 13, essa variação se dá nos valores de pH entre 3 e 11. Isto é, quando a solução for altamente ácida (pH=2) ou altamente alcalina (pH=12), depois do tratamento de EC o pH permanece inalterável.

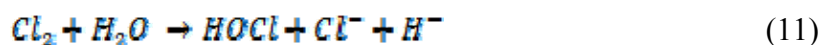
Figura 13 - Variação do pH após o tratamento em função do pH inicial.



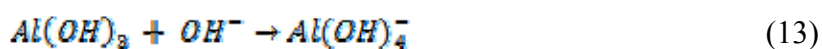
Fonte: MOUEDHEN *et al.*, 2008.

O aumento do pH em condições ácidas é atribuído à geração de hidrogênio (Equação 5) nos cátodos.

Além da geração de hidrogênio, a formação de $\text{Al}(\text{OH})_3$ na proximidade do ânodo irá liberar íons H^+ , levando a uma diminuição do pH. Além disso, há também a reação de geração de oxigênio conduzindo a uma diminuição do pH. Quando há íons de cloro presentes, ocorrem as seguintes reações químicas: (CHEN, 2004).



Desta forma, o aumento do pH devido à libertação de hidrogênio é mais ou menos compensado pela libertação de íons H^+ nas reações acima. Acredita-se que o aumento do pH num efluente ácido pode ser devido à libertação do CO_2 do borbulhamento de hidrogênio, que se dá com a formação de precipitados de outros ânions com Al^{3+} e devido a mudança do equilíbrio à esquerda das reações que liberam H^+ . Como em condições alcalinas, o pH diminui, pode-se ter como resultado a formação de precipitados hidróxidos com outros cátions e a formação de $Al(OH)_4^-$, considerados consumidores de alcalinidade, como mostra a equação 13 (CHEN, 2004).



3.5.3. Condutividade elétrica do efluente

O aumento da condutividade, geralmente feito pela adição do sal de cloreto de sódio (NaCl) é conhecido por afetar a tensão da célula (U), a eficiência de corrente e o consumo de energia elétrica, devido a diminuição da queda ôhmica de águas residuais. O consumo de energia, que é proporcional a $U \cdot I$, irá, portanto diminuir (MERZOUK *et al.*, 2009).

Além da sua contribuição iônica em transportar a carga elétrica, verificou-se que os íons cloreto podem reduzir significativamente o efeito adverso de outros ânions, tais como o HCO_3^- , SO_4^{2-} , por exemplo, evitar a precipitação de carbonato de cálcio em água dura, que podem formar uma camada de isolamento sobre a superfície dos eletrodos e aumentar a resistência ôhmica à célula eletroquímica. A presença de íons carbonato ou sulfato conduziriam a precipitação de Ca^{2+} ou Mg^{2+} , íons que formam uma camada passivadora sobre a superfície dos eletrodos. Essa camada passivadora iria aumentar drasticamente o potencial entre os eletrodos e resultar numa diminuição significativa da eficiência de corrente. Por isso, recomenda-se que seja inferior a 20% de Cl^- , a quantidade de ânions presentes, para assegurar uma operação normal de eletrocoagulação no tratamento da água (MERZOUK *et al.*, 2009; CHEN, 2004).

Quando se adiciona NaCl para aumentar a condutividade elétrica de um efluente, dá-se um aumento do número de íons na solução, contribuindo assim para a oxidação de íons cloreto, ganhando formas de cloro ativo, como por exemplo, ânion hipoclorito, que podem oxidar os corantes, agindo como desinfetantes (CHEN, 2004).

3.5.4. Efeito do tempo de eletrocoagulação

O tempo de tratamento é o parâmetro mais importante no processo de eletrocoagulação. Ele é entendido como sendo o tempo previsto, considerado suficiente para que ocorra todo processo de formação de hidróxidos de metal até completar a coagulação das impurezas presentes no efluente a ser tratado. Geralmente, o processo normal é de 15 a 175 minutos, obtendo a máxima remoção possível de diversos íons metálicos (MURTHY e PARMAR, 2011).

3.5.5. Distância entre os eletrodos

De acordo com Nanseu-njiki *et al* (2009), vários estudos foram feitos com o objetivo de avaliar a influência da distância entre os eletrodos em relação a máxima remoção dos poluentes, variando o intervalo de 1 a 5cm. Experiências realizadas demonstraram que com o aumento da distância entre os eletrodos, aumenta ligeiramente a remoção do poluente e isto é observado para qualquer que seja a natureza do eletrodo.

Um comportamento semelhante já foi observado por (DANESHVAR *et al.*, 2004) durante o tratamento de soluções de corante por eletrocoagulação e por (SHRESTHA *et al.*, 2003) durante a remoção eletroquímica de chumbo, cádmio e zinco em água, respectivamente. A influência da distância entre os eletrodos sobre a eficiência do processo pode ser explicada pelo fato de que o campo elétrico, que depende da distância entre os eletrodos diminui à medida que este parâmetro aumenta.

No que se refere ao custo de operação da unidade, Crespilho e Rezende (2004) recomendam a utilização de maior espaçamento entre os eletrodos, quando a condutividade do efluente for relativamente alta. Por outro lado, em situações de valor de condutividade moderado, recomenda-se usar um menor afastamento entre os eletrodos, pois isso reduzirá o consumo de energia sem alterar o grau de separação. Com isso, a corrente não será alterada, facilitando a floculação dos poluentes.

3.5.6. Densidade de corrente elétrica

Em todos os processos eletroquímicos, a densidade de corrente é o parâmetro mais importante para controlar a velocidade da reação eletroquímica no interior do reator (MERZOUK *et al.*, 2009).

A densidade de corrente elétrica é identificada como sendo o parâmetro operacional chave da EC, afetando não só o tempo de resposta do sistema, mas também influenciando fortemente o modo dominante de separação e remoção de poluentes (MOLLAH *et al.*, 2001).

A densidade de corrente que se opera é crítica, no processo de eletrocoagulação, uma vez que é o único parâmetro operacional que pode ser controlado diretamente. Ela determina diretamente a taxa de produção do agente coagulante e das bolhas geradas, influenciando fortemente tanto a solução de mistura, bem como a transferência de massa para os eletrodos (HOLT *et al.*, 2005).

Este item pode ser calculado pela equação 14:

$$D.C = \frac{I}{A_{\text{ânodo}}} \quad (14)$$

Onde: $D.C$: densidade de corrente elétrica (A/m^2);

I : corrente elétrica (A);

$A_{\text{ânodo}}$: área total dos ânodos (m^2).

A faixa exata de densidade de corrente ótima depende do tipo de efluente a ser tratado, bem como a situação econômica que o processo de EC é utilizado. Um aumento na densidade de corrente no processo de eletrocoagulação promove através da dissolução dos eletrodos, um aumento na produção de íons (agente coagulante, gases de hidrogênio e de oxigênio) no ânodo e no cátodo, responsáveis pela coagulação dos poluentes e transporte do material coagulado. Além disso, o aumento da densidade de corrente contribui para o aumento da taxa de produção das bolhas, diminuindo o seu tamanho. Estes efeitos são altamente benéficos para remoção de poluentes por flotação através de H_2 (DANESHVAR *et al.*, 2004).

É de realçar que ao longo do processo de EC, à medida que se aumenta o valor da densidade de corrente, maior é o desgaste do eletrodo, aumentando por sua vez o consumo de energia e, por conseguinte o custo de tratamento.

3.6. Análises de custo de tratamento

Um dos parâmetros mais importantes, que afeta a aplicação de qualquer método de tratamento de água residual é o custo de tratamento e a facilidade de aplicação da tecnologia (KOBYA *et al.*, 2008).

Segundo Khandegar *et al* (2013), a análise de custo desempenha um papel importante na técnica de tratamento de efluentes. O custo operacional do processo de EC (Equação 15) inclui o custo de consumo de energia, do eletrodo dissolvido e o custo da adição de qualquer reagente químico (para aumentar a condutividade da solução, ou alterar o pH da solução).

$$\text{Custo operacional} = a.C_{\text{Energia}} + b.C_{\text{Eletrodo}} + c.C_{\text{Produtos químicos}} \quad (15)$$

Além dos custos citados acima, existem outros custos adicionais como os fixos e mão-de-obra. Nesse trabalho, o custo operacional (Equação 16) levou em conta apenas os custos de energia elétrica e dos eletrodos, por serem considerados os mais relevantes em relação aos demais.

$$\text{Custo operacional} = a.C_{\text{Energia}} + b.C_{\text{Eletrodo}} \quad (16)$$

Onde:

- a : preço de energia elétrica (R\$/kWh);
- b : preço do eletrodo (R\$/kg);
- C_{Energia} : consumo de energia elétrica (kWh/m³);
- C_{Eletrodo} : consumo de eletrodo em massa (kg/m³);

O consumo de energia elétrica em um reator de EC em batelada pode ser calculado pela equação 17 (PESSOA, 2008).

$$E = \frac{U \times I \times Tec}{1000} \quad (17)$$

Onde:

- E : energia elétrica (kWh);
- U : tensão elétrica aplicada na célula (V);
- I : corrente elétrica aplicada na célula (A);
- Tec : tempo de aplicação de corrente (h);

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Coleta e conservação das amostras

As amostras para a realização dos experimentos foram coletadas, entre maio de 2012 e abril de 2013, em tanques de piscicultura do centro de criação de peixes do Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará (Campus Universitário do Pici, Fortaleza, Ceará).

Para a realização dos experimentos e análises físico-químicas da água, foram coletados volumes de aproximadamente 5L de efluente bruto, armazenados em recipiente de plástico dentro de uma caixa de isopor, mantido em lugar fresco e arejado e examinado em laboratório.

4.2. Reagentes químicos utilizados

- Reagentes químicos

1. Cloreto de sódio NaCl;
2. Hidróxido de sódio NaOH (0,1N e 0,5N);
3. Ácido sulfúrico H₂SO₄ (0,5N - 1N e 5N);
4. Água deionizada.

1. NaCl foi adicionada ao efluente a ser tratado, funcionando como eletrólito, com o objetivo de aumentar a condutividade do meio.

2. Adicionou-se NaOH (0,1N e 0,5N), com o objetivo de aumentar o pH, ajustando-se para o valor desejado.

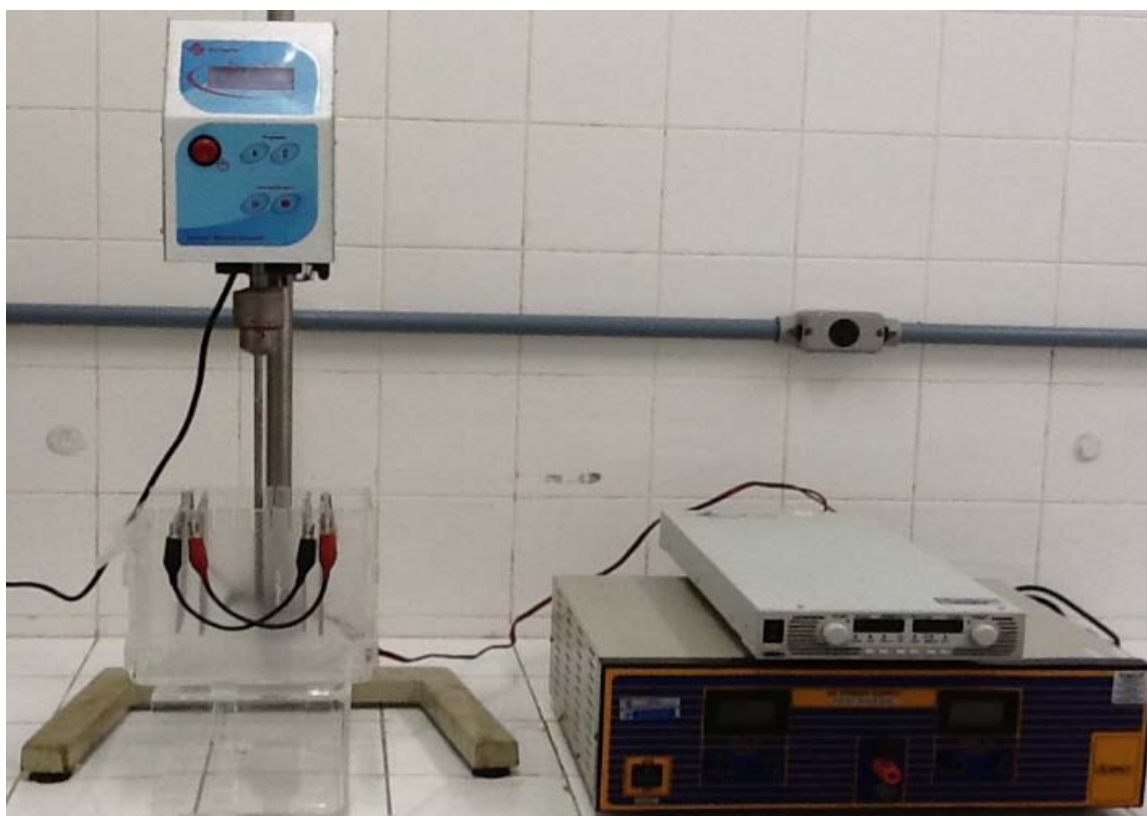
3. Para diminuir o valor do pH da amostra a ser tratada, foi adicionado H₂SO₄ (0,5N - 1N e 5N).

4.3. Reator de eletrocoagulação

O equipamento utilizado para a realização dos experimentos de eletrocoagulação foi um reator em batelada de bancada, em escala de laboratório, montado utilizando uma célula de acrílico, um agitador mecânico, uma fonte de tensão, um conjunto de quatro eletrodos e fios condutores com garras jacaré. Os eletrodos foram arranjados dentro da célula eletrolítica de forma monopolar em paralelo.

A linha experimental foi montada, interligando esses equipamentos como mostrado na Figura 14.

Figura 14 - Desenho da linha experimental de eletrocoagulação.



Fonte: Autor (2013).

4.4. Características da célula e dos eletrodos

A célula utilizada consistiu de um recipiente retangular, com capacidade de 2,5 L, construído em material acrílico, com as características apresentadas na Tabela 4.

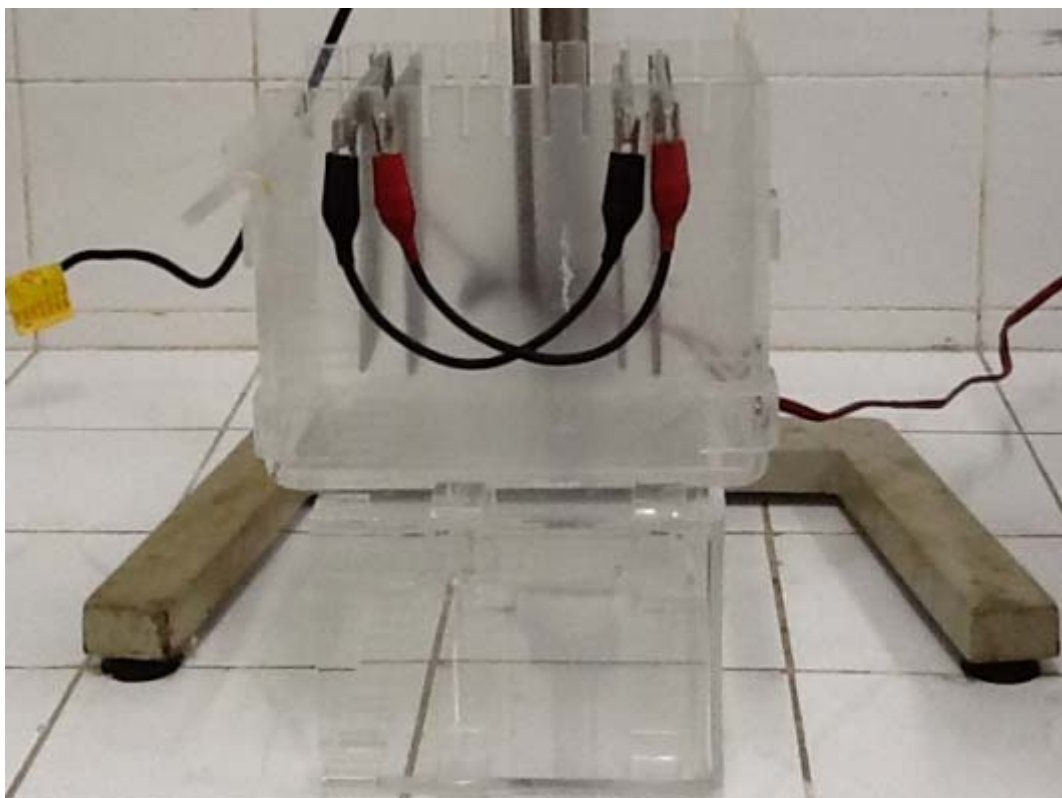
Tabela 4 - Características da célula de eletrocoagulação (EC).

Material da célula de EC	Acrílico
Comprimento	180 mm
Largura	100 mm
Altura	150 mm
Volume tratado	1,5 L

Fonte: Autor (2013).

Uma das vantagens da escolha de célula construída em material acrílico é a sua transparência, resistência e a possibilidade de montar os eletrodos conforme a especificação desejada, conforme mostra a Figura 15. Essa transparência permite tanto a visualização da parte interna do reator, bem como o acompanhamento das alterações no efluente a ser tratado durante todo o processo de eletrocoagulação.

Figura 15 - Célula de Eletrocoagulação construído em material acrílico.

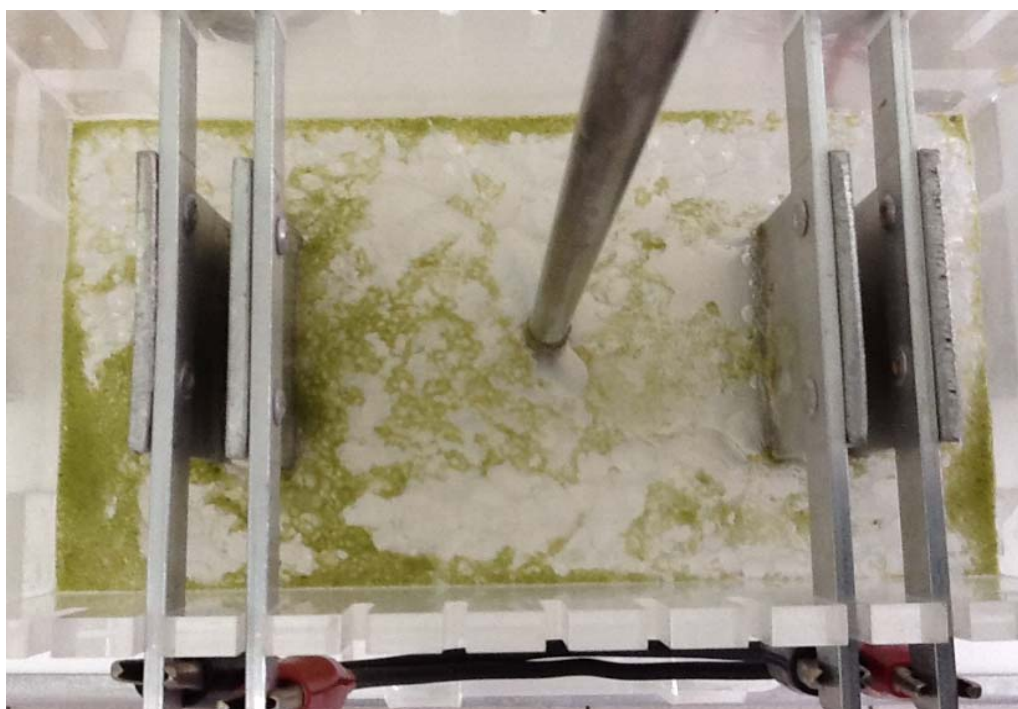


Fonte: Autor (2013).

A célula eletrolítica usada para a realização dos experimentos foi equipada com um agitador mecânico de alto torque micro processado (Figura 14), com velocidades de 200, 400 e 600 RPM, a fim de manter a mistura completa no interior da célula. O volume do efluente tratado foi de 1,5L.

Nas pesquisas feitas foram utilizadas quatro placas de alumínio, sendo dois ânodos e dois cátodos, com as características apresentadas na Tabela 5. Cada par de eletrodos foi fixada nas duas extremidades da célula a uma distância de 11 mm entre eles, conforme observado na Figura 16.

Figura 16 – Disposição dos eletrodos dentro do reator eletroquímico.



Fonte: Autor (2013).

Tabela 5 - Características dos eletrodos de alumínio.

Material do eletrodo	Alumínio
Altura	110 mm
Comprimento	50 mm
Espessura	3 mm

Fonte: Autor (2013).

Os eletrodos de trabalho (ânodo e cátodo) utilizados ao longo de todo o experimento foram de alumínio. Possuindo formas retangulares, como mostrado na Figura 17, com área superficial total de $0,02392 \text{ m}^2$.

Figura 17 - Eletrodos de alumínio utilizado na eletrocoagulação.



Fonte: Autor (2013).

4.5. Equipamentos utilizados na realização dos experimentos

Para a realização de todos os experimentos de eletrocoagulação, durante toda a pesquisa, foram utilizados os seguintes equipamentos:

1. Célula de eletrocoagulação, construída em material acrílico;
2. Balança analítica de precisão, (SARTORIUS, Mod. TE214S, $d=0,1\text{mg}$);
3. Eletrodos de alumínio;
4. Fonte de tensão, (LAMBDA GENH60-12,5);
5. Medidor de pH/EC/TDS e Temperatura, (HANNA HI 991300);
6. Turbidímetro, (HACH 2100P TURBIDITY METER);
7. Agitador mecânico de alto torque microprocessado, (QUIMIS, Mod. Q250M, 220V, 100-2000 RPM);

4.6. Planejamento Experimental

De acordo com Barros Neto *et al* (1996), planejar experimentos é definir uma sequência de coletas de dados experimentais para atingir certos objetivos. Dentre os métodos de planejamento experimental disponíveis na literatura, o planejamento fatorial é o mais indicado quando se deseja estudar os efeitos de duas ou mais variáveis de influência. Isso porque em cada tentativa ou réplica, todas as combinações possíveis dos níveis de cada variável são investigadas.

O planejamento fatorial visa projetar uma série de experimentos, definindo as variáveis de operações e os seus respectivos intervalos de variação, de forma que ele seja capaz de fornecer exatamente o tipo de informação que se procura. O pH do efluente, a condutividade do meio, o tempo de eletrólise, a agitação e a corrente elétrica, são considerados parâmetros essenciais para que ocorra um bom processo de eletrocoagulação.

Neste estudo, o planejamento experimental foi feito por intermédio do Software “Statgrafics”, efetuando todas as possíveis combinações entre as variáveis independentes escolhidas. Na Tabela 6, estão os valores mínimos, intermediários e máximos de cada uma das variáveis independentes, que combinadas entre si mostram os efeitos das melhores e piores condições operacionais do sistema, permitindo assim escolher as condições ótimas de trabalho.

Tabela 6 - Valores mínimos, intermediários e máximos de cada uma das variáveis de operação.

Parâmetros	Níveis		
	- 1	0	+ 1
pH inicial	4	6	8
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	1000	2500	4000
Tempo de eletrólise (min.)	15	25	35
Agitação (rpm)	200	400	600
Intensidade da corrente (A)	1	1,75	2,5

Fonte: Autor (2013).

Na Tabela 7, é mostrada a descrição dos experimentos, obtida a partir do Statgraphics, com todas as combinações ótimas possíveis entre as variáveis independentes.

Tabela 7 - Planejamento experimental.

Experimento	pH inicial	Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Tempo EC (min.)	Agitação (RPM)	Corrente (A)
1	4	1000	35	200	2,5
2	4	1000	15	600	1,0
3	4	4000	15	600	2,5
4	8	1000	15	200	1,0
5	8	1000	15	200	2,5
6	6	2500	25	400	1,75
7	8	4000	15	600	1,0
8	8	1000	15	600	2,5
9	8	4000	15	600	2,5
10	4	4000	35	200	1,0
11	4	1000	15	600	2,5
12	8	4000	15	200	2,5
13	4	4000	35	600	2,5
14	4	1000	35	600	2,5
15	4	4000	15	200	2,5
16	4	1000	15	200	1,0
17	8	1000	35	200	2,5
18	8	1000	35	600	2,5
19	8	1000	35	600	1,0
20	4	4000	15	200	1,0
21	8	4000	35	200	1,0
22	4	1000	15	200	2,5
23	8	4000	35	600	2,5
24	4	1000	35	200	1,0
25	4	1000	35	600	1,0
26	4	4000	35	200	2,5
27	8	4000	35	200	2,5
28	8	1000	15	600	1,0
29	8	4000	15	200	1,0
30	8	1000	35	200	1,0
31	4	4000	15	600	1,0
32	4	4000	35	600	1,0
33	8	4000	35	600	1,0
34	6	2500	25	400	1,75
35	6	2500	25	400	1,75

Fonte: Autor (2013).

4.7. Procedimento experimental

Para a realização dos 35 experimentos apresentados na Tabela 7, foi seguida a sequência abaixo, ajustando os parâmetros de operação do reator conforme o planejamento experimental.

a. Inicialmente, as amostras foram coletadas e conservadas, conforme explicado na alínea 4.1 e levada até ao laboratório, onde foram deixadas em repouso por aproximadamente 30 minutos a fim de estabilizar os parâmetros físico-químicos;

b. 2L dessa amostra foram transferidos para a célula de eletrocoagulação e mediu-se o valor de pH, condutividade, sólidos totais dissolvidos e temperatura;

c. Para obter outros valores de pH, as amostras foram submetidas a uma agitação constante de 200 RPM, adicionando alíquotas de hidróxido de sódio NaOH (0,1N e 0,5N) ou H₂SO₄ (0,5N, 1N e 5N), até obter o valor desejado;

d. Para aumentar a condutividade, foram adicionadas pequenas quantidades de cloreto de sódio NaCl às amostras sob as mesmas condições;

e. Antes de iniciar o tratamento de EC, foram coletadas 0,5L dessa mesma amostra para a medição da turbidez e realização de análises de DQO, Nitrito, Nitrato e Fósforo total;

f. Os ajustes na agitação (RPM) e no valor da corrente (A) foram feitos em função de cada experimento, conforme o planejamento experimental;

g. Após isso, fez-se a inserção dos quatro eletrodos na célula de eletrocoagulação, de acordo com a Figura 15, obedecendo a uma distância de 11 mm entre eles;

h. A fonte de corrente contínua foi conectada aos eletrodos por intermédio de fios condutores com garras de jacaré;

i. Feito isso, ligou-se simultaneamente o agitador mecânico à velocidade pretendida, o cronômetro e a fonte de corrente contínua, para que a corrente elétrica fosse aplicada aos eletrodos dando início ao processo de eletrocoagulação;

j. Ao final de cada ensaio, a fonte de corrente foi desligada e desconectada dos eletrodos;

k. Os eletrodos foram retirados, lavados com água corrente e mergulhados em ácido clorídrico 1% por 1 minuto, para eliminar qualquer impureza presente nas suas superfícies. Em seguida foram lavados com água e sabão neutro, secos e pesados com o objetivo de avaliar o custo operacional e a quantidade de alumínio dissolvido na amostra tratada;

l. As amostras foram deixadas em repouso por um período de 15 a 20 minutos, a fim de separar a fase líquida dos flocos, resultantes da agregação das impurezas presentes na amostra;

m. Para finalizar, 0,5L das amostras tratadas foram coletadas e filtradas para que não houvesse interferências e submetidas às mesmas medições e análises da alínea c. e f.

4.8. Metodologia das análises

Todos os experimentos e determinações analíticas dos parâmetros físico-químicos foram realizados no Laboratório de Saneamento (LABOSAN) e no Departamento de Química Orgânica e Inorgânica da Universidade Federal do Ceará.

Foram coletadas amostras antes e depois de cada ensaio experimental (amostra bruto e tratada) para medição dos parâmetros como pH, condutividade, STD, temperatura, turbidez e realização de análises de DQO, Nitrito, Nitrato e Fósforo total.

As amostras tratadas coletadas eram inicialmente filtradas e só em seguida utilizadas para a realização das análises, com base nos procedimentos descritos no *Standard Methods for Water and Wastewater (2005)*.

Houve a preocupação em realizar todas essas análises em duplicata e no mesmo dia, a fim de evitar possíveis erros analíticos.

4.8.1. pH, Condutividade elétrica, STD e Temperatura

Os valores de pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e temperatura foram determinados pelo método eletrométrico, utilizando uma sonda multiparamétrica (HANNA HI 991300). Antes da realização das medições, o instrumento foi previamente calibrado com solução tampão de pH (4, 7 e 10), de modo a obter resultados confiáveis.

4.8.2. Turbidez

A determinação da turbidez de cada amostra foi realizada pelo método nefelométrico, utilizando um Turbidímetro (HACH 2100P TURBIDITY METER).

4.8.3. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A demanda química de oxigênio de cada amostra foi quantificada utilizando o método de refluxo fechado, que consiste em adicionar ao tubo de ensaio com amostras, dicromato de potássio (solução digestora) e catalisadores, submetendo-o a digestão a 150°C sobre um bloco digestor (THERMO DIGEST), por 2 horas e resfriado a temperatura ambiente. Após o resfriamento, fizeram-se as leituras das absorvâncias no espectrofotômetro (THERMO ELECTRON CORPORATION), a um comprimento de onda de 600 nm. Os valores de absorvância foram associados à curva de calibração, fornecendo a quantidade de DQO expressa em mg O₂/L.

4.8.4. Fósforo total

As concentrações de fósforo total foram determinadas colorimetricamente pelo método do ácido ascórbico, utilizando fenolftaleína, ácido sulfúrico 5N e 11N (H₂SO₄), persulfato de amônia ((NH₄)₂S₂O₈), hidróxido de sódio 6N (NaOH), reagente combinado e autoclave. O reagente combinado é resultado da mistura de H₂SO₄ (5N), solução de tartarato de antimônio e potássio, solução de molibdato de antimônio e solução de ácido ascórbico em proporções exatas.

As leituras das absorvâncias foram realizadas no espectrofotômetro (THERMO ELECTRON CORPORATION), a um comprimento de onda de 880 nm.

4.8.5. Nitrato

A determinação das concentrações de nitrato foram realizadas pelo método de salicilato de sódio, usando NaOH 6N, H₂SO₄, chapa aquecedora, solução de salicilato de sódio, água deionizada, solução de hidróxido de sódio e tartarato duplo de Na e K, para a realização das análises.

As leituras das absorvâncias foram realizadas no espectrofotômetro (THERMO ELECTRON CORPORATION), a um comprimento de onda de 413 nm.

4.8.6. Nitrito

As concentrações de nitrito foram medidas pelo método colorimétrico, que consiste basicamente em adicionar a cada amostra 0,4 ml de reagente colorimétrico, misturar e fazer a leitura das absorbâncias entre 10 minutos e 2 horas após a colocação do reagente.

As leituras dos valores da absorbância foram realizadas no espectrofotômetro (THERMO ELECTRON CORPORATION), a um comprimento de onda de 543 nm.

4.8.7. Alumínio dissolvido

Para a determinação do teor de alumínio dissolvido nas amostras tratadas, liberado pelos eletrodos, resultante do processo de eletrocoagulação, foi usada espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), conforme mostrado na Figura 18.

Figura 18 – Espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES).



Fonte: Autor (2013).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados obtidos no decorrer das experimentações, descritas no capítulo 4. Antes e depois de realizarem-se os processos de tratamento (EC), efetuou-se a caracterização físico-química do efluente.

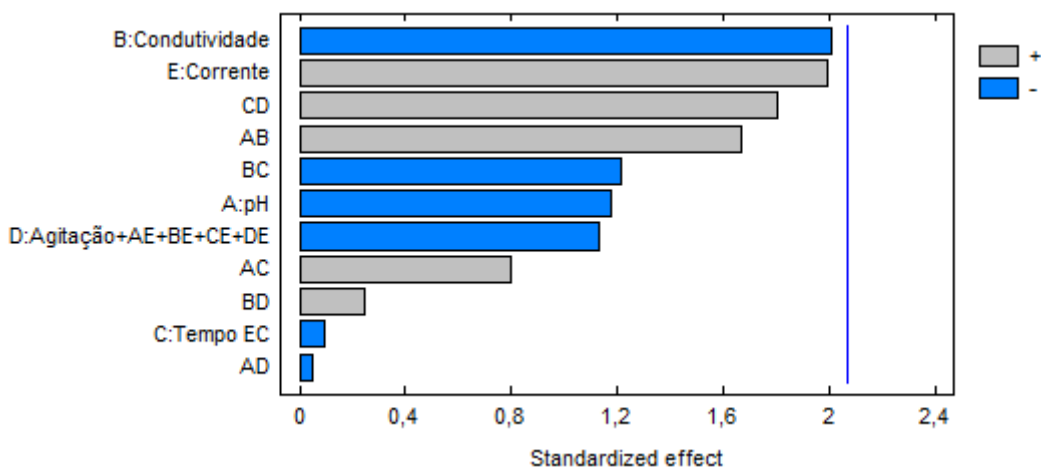
Após a medição dos parâmetros e análises de Turbidez, DQO, Nitrito, Nitrato e Fósforo total em duplicata, calculou-se a percentagem média de remoção de cada parâmetro para cada experimento realizado, conforme mostrado na Tabela 8. A escolha dos parâmetros ótimos de operação do reator, para o tratamento de efluente de piscicultura se deu no 17º experimento.

Analisando os resultados, pode-se verificar que com a combinação dessas variáveis independentes, foi possível alcançar máxima percentagem de remoção de poluentes (84,95% para DQO, 98,06% para nitrito, 82,43% para nitrato, 98,05% para fósforo total e 95,32% para a turbidez), deixando, por conseguinte uma menor concentração de alumínio residual na amostra tratada.

5.1. Diagrama padronizado de Pareto

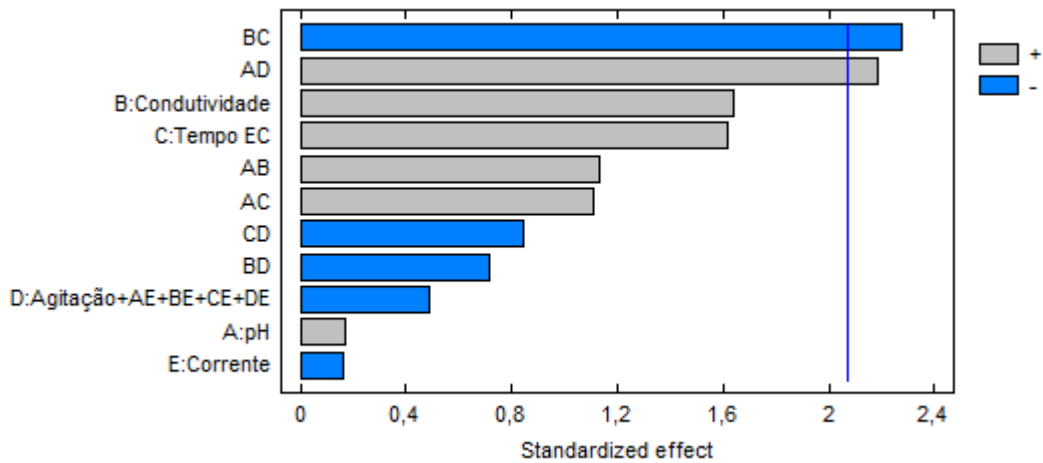
Com base nos dados da Tabela 8, foram gerados os gráficos padronizados de Pareto (Figura 19 a 22), que ilustram graficamente a influência das variáveis independentes sobre as variáveis respostas, considerando-se significativas e de maior influência, aquelas cujas colunas horizontais ultrapassam a linha vertical azul, que representa o intervalo de confiança de 95 %.

Figura 19 – Gráfico de Pareto para remoção de DQO.



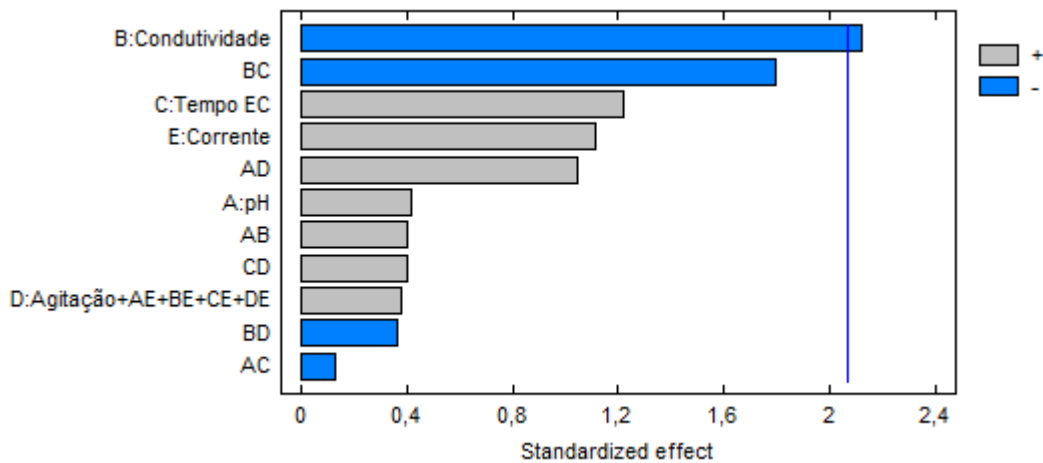
Fonte: Autor (2013).

Figura 20 – Gráfico de Pareto para remoção do Fósforo total.



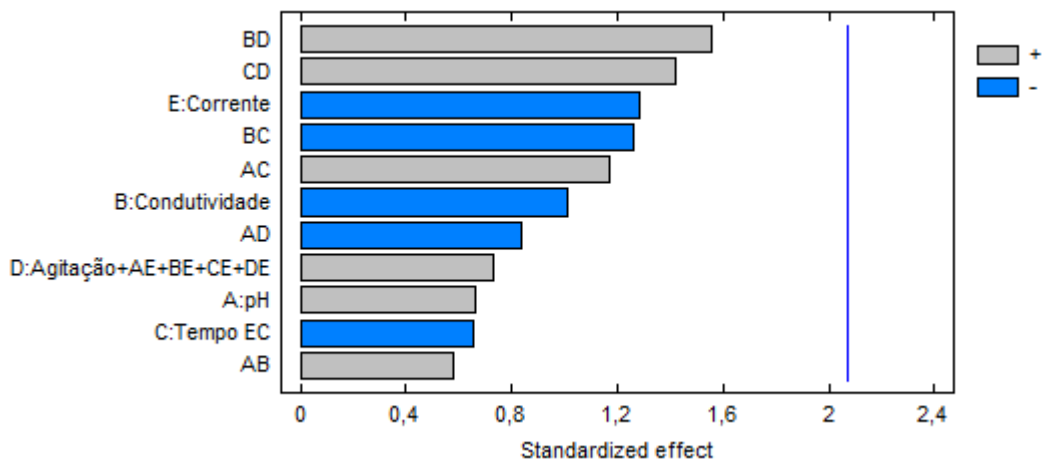
Fonte: Autor (2013).

Figura 21 – Gráfico de Pareto para remoção de Nitrato.



Fonte: Autor (2013).

Figura 22 – Gráfico de Pareto para remoção de Nitrito.









Fonte: Autor (2013).

Tabela 8 – Resultados do planejamento experimental.

EXPER.	PARÂMETROS MONITORADOS					PARÂMETROS DAS AMOSTRAS TRATADAS				PERCENTUAL DE REMOÇÃO				
	pH	Condut. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Tempo (min.)	Agitação (RPM)	Corrente (A)	TDS (ppm)	TURBIDEZ (NTU)	TEMP. (°C)	TENSÃO (V)	DQO (%)	NITRITO (%)	NITRATO (%)	FÓSFORO (%)	TURBIDEZ (%)
1	4	1000	35	200	2,5	714	35,9	24,1	18,41	75,52	100,00	82,41	94,17	47,51
2	4	1000	15	600	1,0	800	2,6	24,1	8,62	75,52	100,00	82,58	85,73	96,18
3	4	4000	15	600	2,5	1882	0,6	23,5	9,61	70,23	100,00	54,90	95,22	99,14
4	8	1000	15	200	1,0	773	5,2	24,4	8,96	76,25	100,00	59,94	86,84	91,57
5	8	1000	15	200	2,5	763	5,9	24,2	19,52	79,15	100,00	65,49	87,66	90,39
6	6	2500	25	400	1,75	1188	5,0	22,8	10,58	52,06	100,00	37,13	99,83	83,33
7	8	4000	15	600	1,0	1956	0,4	23,6	4,26	57,54	100,00	69,52	98,94	99,10
8	8	1000	15	600	2,5	778	0,3	22,8	19,31	52,41	100,00	57,12	98,76	99,30
9	8	4000	15	600	2,5	1915	0,4	23,2	8,41	62,11	94,53	50,92	95,47	99,17
10	4	4000	35	200	1,0	1906	2,9	24,0	4,34	52,64	100,00	69,55	98,08	94,20
11	4	1000	15	600	2,5	802	0,6	23,7	18,24	77,61	94,32	28,65	92,97	98,48
12	8	4000	15	200	2,5	1889	4,0	23,3	8,89	71,97	95,96	42,20	95,09	91,27
13	4	4000	35	600	2,5	1868	0,5	23,8	8,44	58,75	100,00	24,07	92,92	98,83
14	4	1000	35	600	2,5	764	5,0	24,3	17,53	75,76	95,04	73,80	95,39	88,10
15	4	4000	15	200	2,5	1853	2,0	23,9	8,83	68,74	100,00	74,49	94,53	95,00
16	4	1000	15	200	1,0	838	2,0	24,0	8,76	66,19	97,17	31,65	95,98	95,12
17	8	1000	35	200	2,5	432	2,1	24,5	18,14	84,95	98,06	82,43	98,05	95,32
18	8	1000	35	600	2,5	461	1,5	24,5	18,23	72,24	100,00	88,18	97,95	97,73
19	8	1000	35	600	1,0	786	1,1	25,6	8,86	71,44	100,00	89,07	95,62	98,33
20	4	4000	15	200	1,0	1983	1,1	22,2	4,49	79,76	98,82	28,30	98,96	97,86
21	8	4000	35	200	1,0	1922	0,8	21,7	4,69	70,11	100,00	41,67	98,73	98,58

EXPER.	PARÂMETROS MONITORADOS					PARÂMETROS DAS AMOSTRAS TRATADAS				PERCENTUAL DE REMOÇÃO				
	pH	Condut. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Tempo (min.)	Agitação (RPM)	Corrente (A)	TDS (ppm)	TURBIDEZ (NTU)	TEMP. (°C)	TENSÃO (V)	DQO (%)	NITRITO (%)	NITRATO (%)	FÓSFORO (%)	TURBIDEZ (%)
22	4	1000	15	200	2,5	800	5,1	21,9	20,11	79,37	100,00	53,08	97,65	90,94
23	8	4000	35	600	2,5	1923	0,5	22,9	9,28	78,47	100,00	78,65	95,19	99,05
24	4	1000	35	200	1,0	806	8,4	22,7	9,07	82,73	100,00	70,21	99,23	82,46
25	4	1000	35	600	1,0	810	0,9	22,2	9,02	76,22	100,00	70,92	99,26	98,19
26	4	4000	35	200	2,5	1857	1,0	22,6	9,17	50,35	60,15	28,20	97,32	96,30
27	8	4000	35	200	2,5	1921	1,0	23,0	8,32	41,99	92,39	42,73	97,51	96,43
28	8	1000	15	600	1,0	823	1,0	22,8	8,94	20,39	90,05	25,53	91,10	96,30
29	8	4000	15	200	1,0	1989	0,4	22,5	4,58	49,83	98,52	39,90	97,36	98,61
30	8	1000	35	200	1,0	807	0,6	22,0	8,98	34,38	100,00	26,36	95,01	98,01
31	4	4000	15	600	1,0	1974	0,5	22,3	4,78	33,97	98,42	24,36	99,35	98,48
32	4	4000	35	600	1,0	1947	2,0	22,7	4,41	42,39	98,48	38,88	88,97	93,10
33	8	4000	35	600	1,0	1961	3,0	22,5	4,43	45,16	98,42	26,28	99,80	90,63
34	6	2500	25	400	1,75	1188	5,0	22,8	10,58	52,06	100,00	37,13	99,83	83,33
35	6	2500	25	400	1,75	1188	5,0	22,8	10,58	52,06	100,00	37,13	99,83	83,33

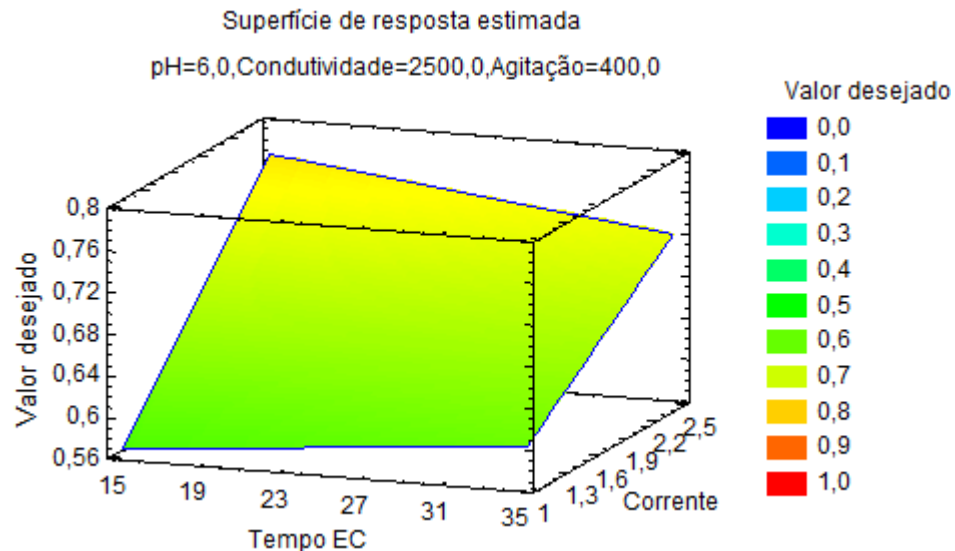
 Parâmetros ótimos “Fósforo”	 Parâmetros ótimos “Nitrato”	 Parâmetros ótimos Global
 Parâmetros ótimos “DQO”	 Parâmetros ótimos “Nitrato”	 Experimentos repetidos

Fonte: Autor (2013).

5.2. Análise de eficiência de remoção de DQO

Na Figura 23, pode-se observar que a região da máxima remoção de DQO está compreendida no tempo entre 15 e 20 minutos e o valor da corrente elétrica entre 2 e 2,5 A.

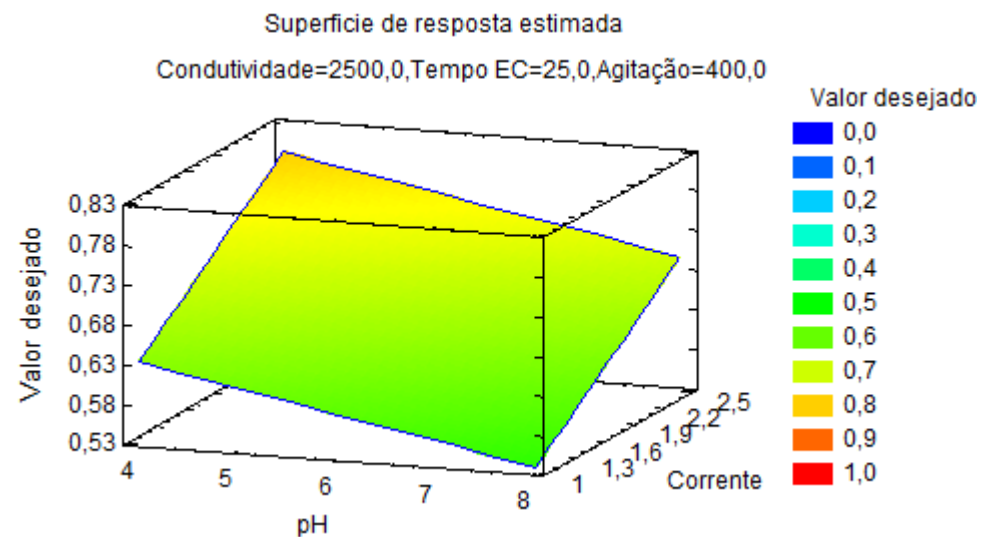
Figura 23 – Superfície de resposta para a remoção de DQO em função do tempo e da corrente.



Fonte: Autor (2013).

Na Figura 24, fixando o tempo em 25 min, verifica-se que a região da máxima remoção está numa região de valores de pH entre 4 e 6 e corrente variando de 2 a 2,5 A.

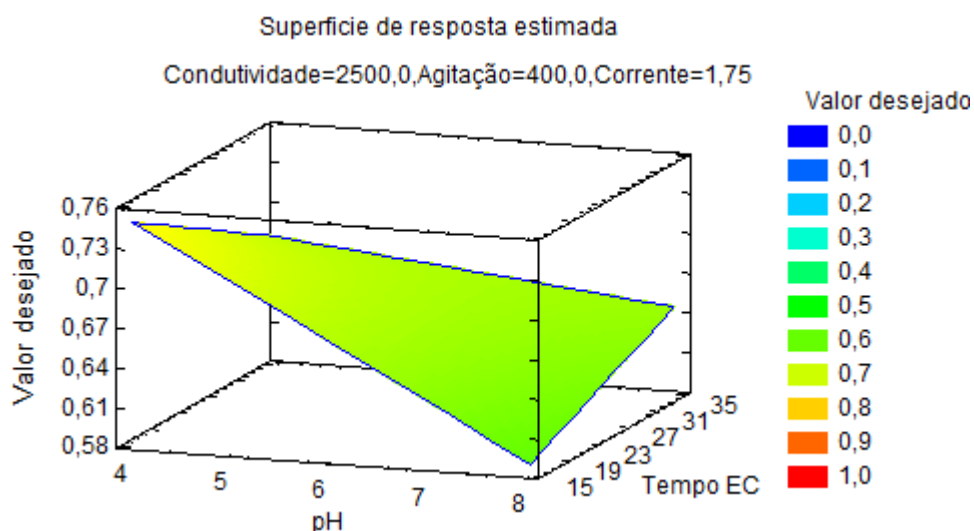
Figura 24 – Superfície de resposta para a remoção de DQO em função do pH e da corrente elétrica.



Fonte: Autor (2013).

Neste caso, fixando o valor da corrente em 1,75 A (Figura 25), pode-se observar que a máxima percentagem de remoção de DQO está numa região compreendida no tempo entre 15 e 20 minutos e o valor do pH entre 4 e 5.

Figura 25 - Superfície de resposta para a remoção de DQO em função do pH e do tempo.



Fonte: Autor (2013).

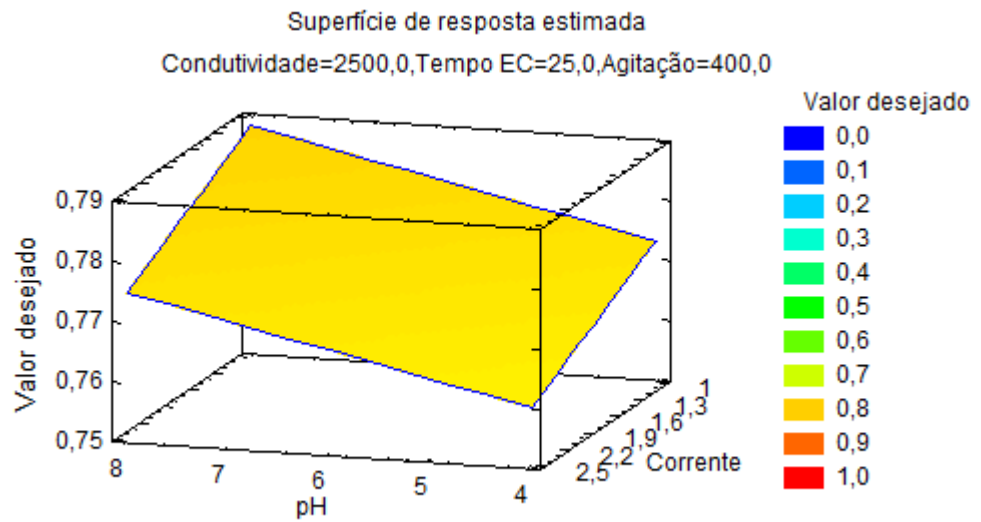
5.3. Análise de eficiência de remoção do Fósforo total

Os resultados apresentados na figura 26, demonstram que para qualquer que sejam as condições testadas de corrente elétrica, a eficiência de remoção de fósforo será basicamente a mesma, com ligeiras variações, na região do pH entre 6 e 8.

Do mesmo modo, mantendo-se fixo o pH inicial em 6 (Figura 27), pode-se observar que independente do valor da corrente elétrica, a máxima percentagem de remoção de fósforo está no intervalo de tempo de eletrólise entre 20 e 35 minutos.

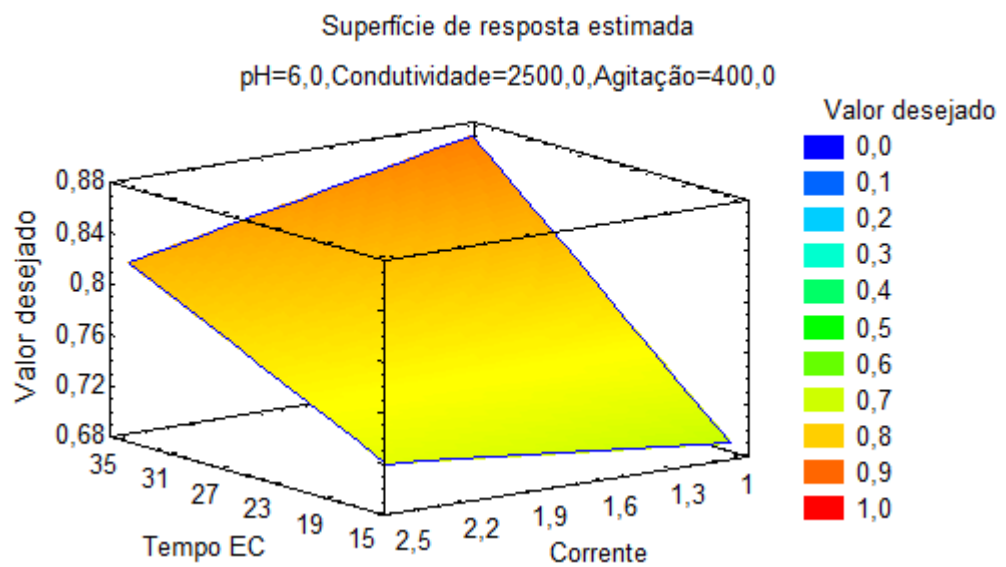
Além disso, mantendo fixo o valor da corrente elétrica em 1,75 A (Figura 28) pode-se observar que a região da máxima remoção de fósforo está compreendida numa região entre 20 e 35 minutos e o valor do pH entre 6 e 8.

Figura 26 - Superfície de resposta para a remoção do fósforo em função do pH e da corrente.



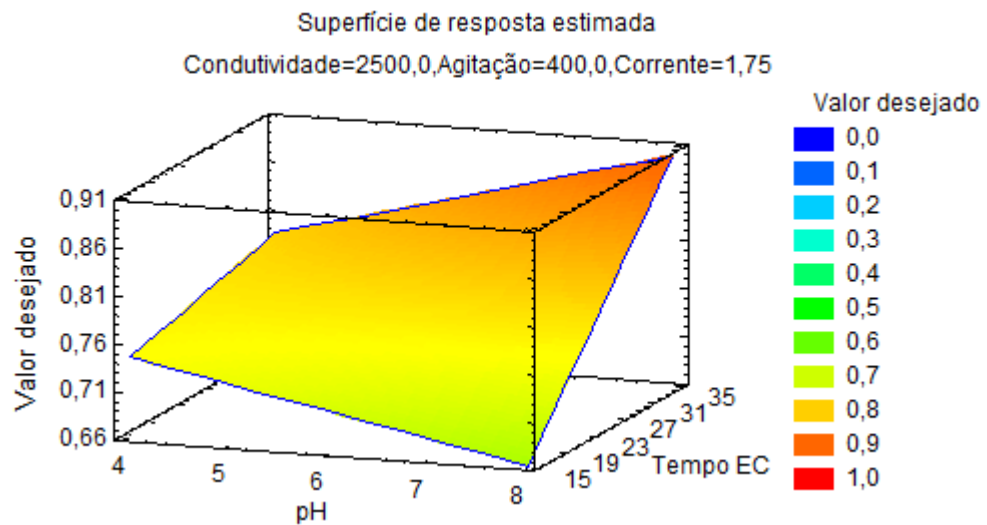
Fonte: Autor (2013).

Figura 27 - Superfície de resposta para a remoção do fósforo em função do tempo e da corrente.



Fonte: Autor (2013).

Figura 28 - Superfície de resposta para a remoção do fósforo em função do pH e do tempo.

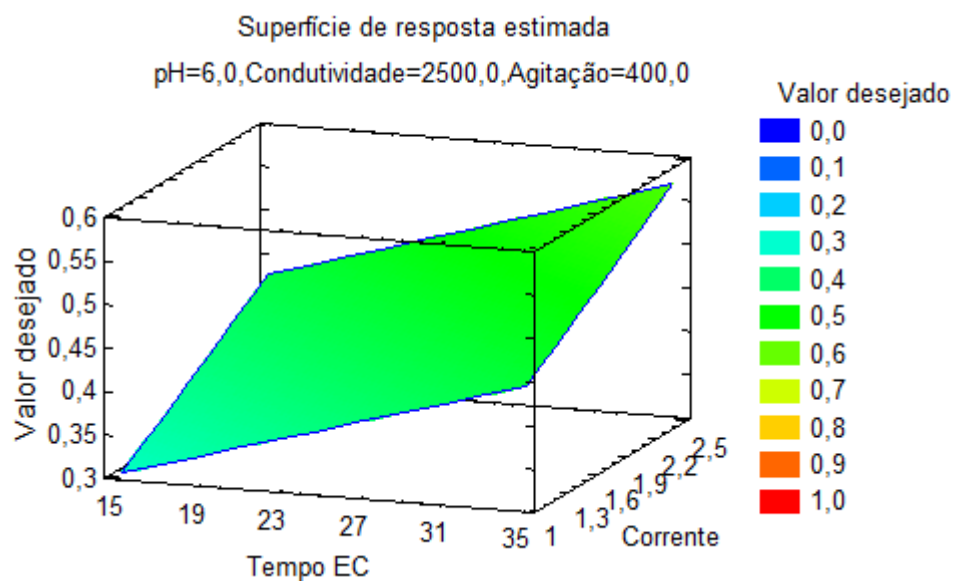


Fonte: Autor (2013).

5.4. Análise de eficiência de remoção de Nitrato

Fixando o pH inicial em 6 (Figura 29), verifica-se que a máxima percentagem de remoção de nitrato está numa região compreendida no tempo entre 25 e 35 minutos e o valor da corrente entre 2 e 2,5 A.

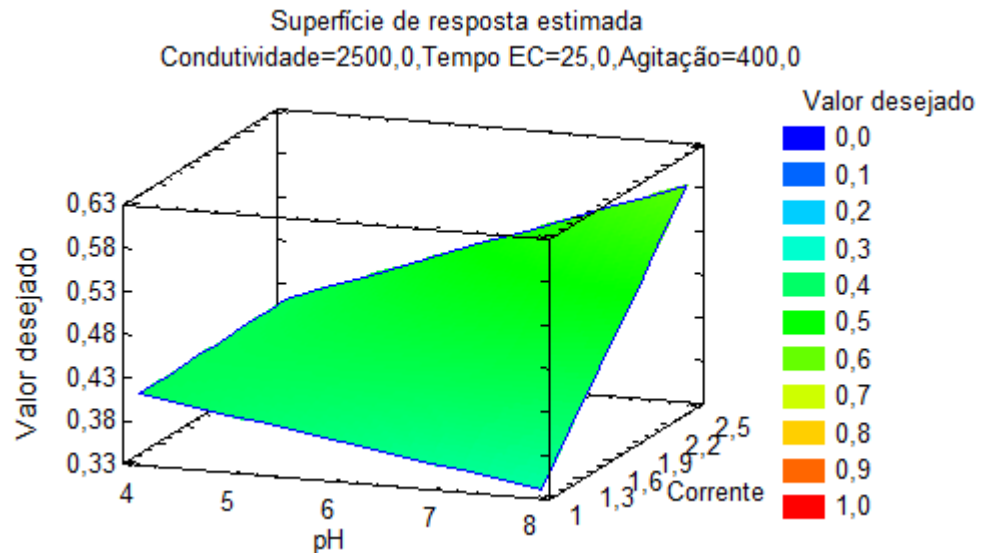
Figura 29 - Superfície de resposta para a remoção de nitrato em função do tempo e da corrente.



Fonte: Autor (2013).

Na Figura 30, fixando o tempo em 25 min., pode-se constatar que a máxima percentagem de remoção de nitrato continua sendo na região onde o valor da corrente elétrica varia entre 2 e 2,5 A. Com a máxima remoção quando o valor do pH varia entre 6 e 8.

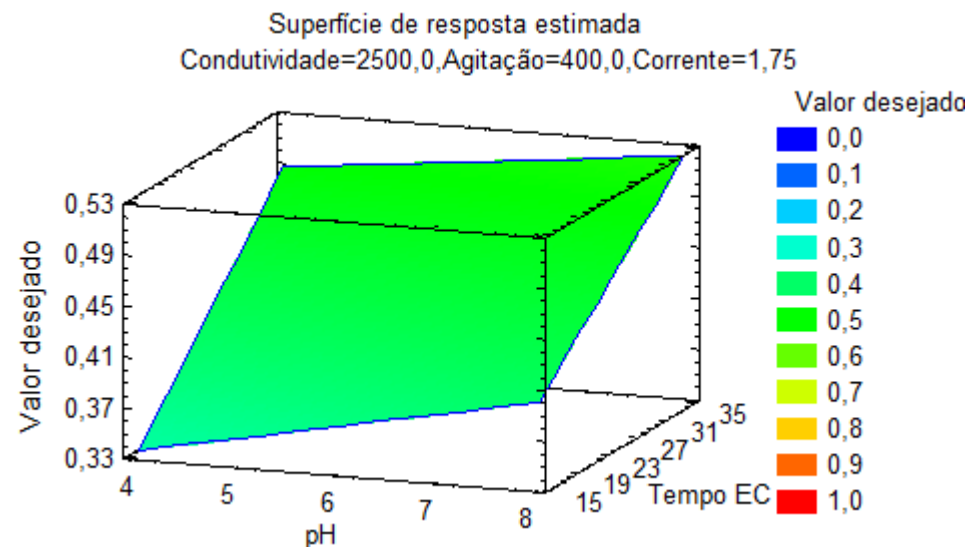
Figura 30 - Superfície de resposta para a remoção de nitrato em função do pH e da corrente.



Fonte: Autor (2013).

Na Figura 31, fixando o valor da corrente em 1,7 A, pode-se concluir claramente que a máxima percentagem de remoção do nitrato está na região onde o tempo de eletrólise varia entre 25 e 35 min. e o valor do pH inicial entre 6 e 8.

Figura 31 - Superfície de resposta para a remoção de nitrato em função do pH e do tempo.



Fonte: Autor (2013).

5.5. Análise de eficiência de remoção de Nitrito

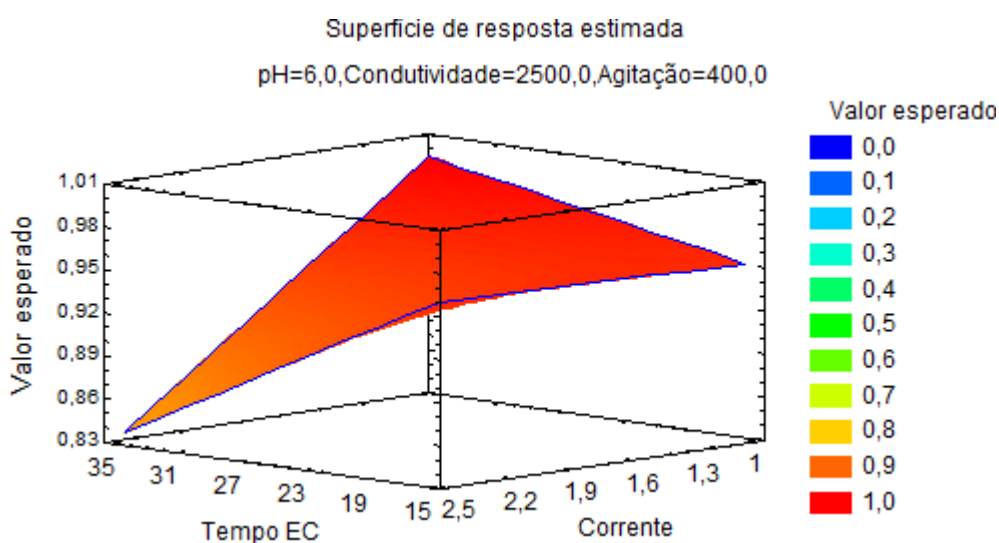
Os resultados das combinações dos parâmetros independentes de operação do reator para a remoção do nitrito podem ser visualizados nas Figuras 32 a 34.

Mantendo fixo o valor do pH inicial em 6 (Figura 32), pode-se observar que a região da máxima remoção fica localizada basicamente na zona de variação da corrente elétrica entre 1 e 1,6 A e tempo entre 20 e 35 minutos. Visto que há pouca diferença na remoção do nitrito neste intervalo de tempo, é até viável do ponto de vista econômico a utilização do tempo médio (20 min.).

Por outro lado, mantendo fixo o valor da corrente elétrica em 1,75 A (Figura 33), pode-se observar que a máxima percentagem de remoção de nitrito encontra-se numa região compreendida entre 15 e 35 minutos e pH inicial entre 6 e 8. Sendo que a máxima remoção possível foi constatada trabalhando com valor pH inicial de 8.

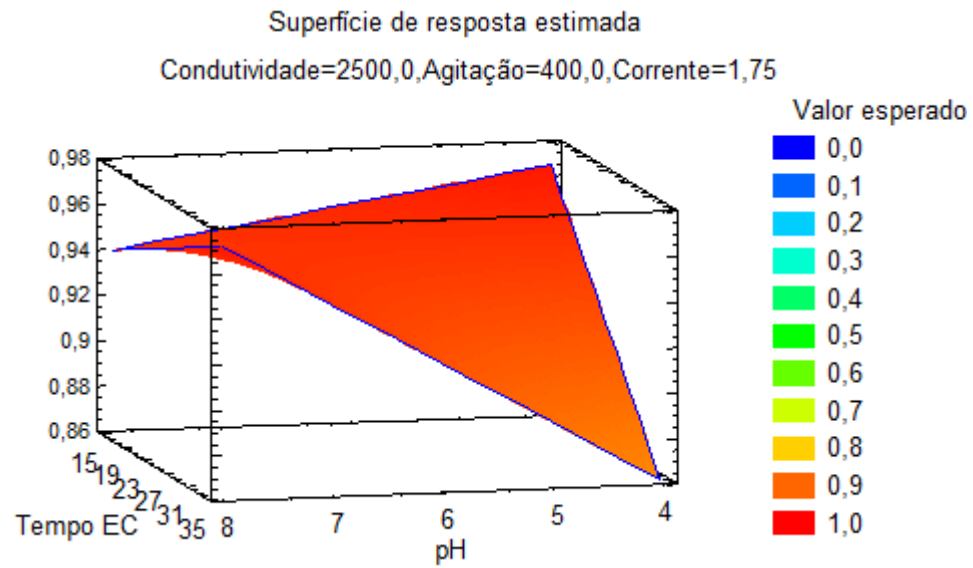
Na Figura 34, fixando o tempo em 25 min., pode-se observar que a máxima percentagem de remoção de nitrito está numa região compreendida entre 15 e 35 minutos e o valor de 1 e 1,6 A. O que nos leva novamente a pensar no aspecto econômico, uma vez que a percentagem de remoção de nitrito é aproximadamente igual para o tempo entre 15 e 35 minutos.

Figura 32 - Superfície de resposta para a remoção de nitrito em função do tempo e da corrente.



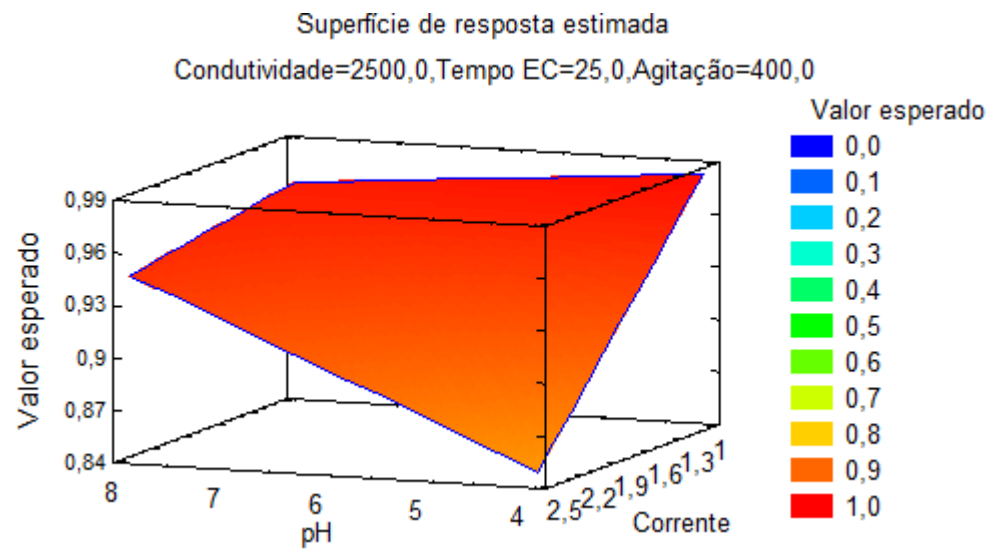
Fonte: Autor (2013).

Figura 33 - Superfície de resposta para a remoção de nitrito em função do pH e do tempo.



Fonte: Autor (2013).

Figura 34 - Superfície de resposta para a remoção de nitrito em função do pH e da corrente.



Fonte: Autor (2013).

5.6. Consumo de eletrodos

5.6.1. Consumo teórico

A massa do eletrodo consumida está diretamente relacionada com a corrente aplicada e pode ser calculada pela equação 18 (GONZALES, 2008).

Neste trabalho, o cálculo do consumo dos eletrodos foi feito usando os dados dos parâmetros ótimos apresentados na Tabela 8.

$$\Delta M_{teórica\ do\ el.} = \frac{I \times t \times M}{F \times n} \quad (18)$$

Onde:

- I : corrente elétrica aplicada (A);
- t : tempo de tratamento (Segundos);
- M : massa molar do elemento predominante do eletrodo (g/mol.);
- F : constante de Faraday (96500 C/mol.);
- n : número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do ânodo (g/mol.);

Observe-se que a massa molar do alumínio é de 27 g/mol. E como se encontra na forma de $Al(OH)_3(s)$ significa que n será igual a 3 (PESSOA, 2008). Aplicando a equação 18 para o cálculo, tem-se:

$$\Delta M_{teórica\ do\ el.} = \frac{I \times t \times M}{F \times n} = \frac{2,5 \times 2100 \times 27}{96500 \times 3} = 0,49g$$

5.6.2. Consumo experimental ou real

Repetindo o experimento, usando os parâmetros ótimos (Tabela 8), o consumo real dos eletrodos, foi obtido pela diferença de pesos dos ânodos.

$$119,034 - 118,47 = 0,56g$$

5.7. Parâmetros ótimos

Na escolha dos parâmetros ótimos de operação do reator, foi considerada como fator essencial a percentagem máxima de remoção. De modo que, baseando-se nos resultados obtidos (Tabela 8), verificou-se que com a combinação das variáveis independentes do 17º experimento (pH=8, condutividade=1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, tempo=35 min., agitação=200 rpm, corrente=2,5 A), foi possível alcançar a máxima remoção possível, sendo 84,95% para DQO, 98,06% para nitrito, 82,43% para nitrato, 98,05% para fósforo total e 95,32% para a turbidez.

5.8. Análise do efluente tratado

Após a determinação dos melhores parâmetros de operação do reator, fez-se a repetição do experimento, e com base nos resultados obtidos por meio das análises físico-químicas, demonstrou-se que todos os parâmetros analisados, com exceção do alumínio dissolvido, estão de acordo com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011, conforme mostrado na Tabela 9.

Tabela 9 - Padrões estabelecidos para Águas doces - Classe II.

Parâmetros	Amostra Bruto	Amostra Tratada	Valor máx. permitido (Conama 357/05)	Valor máx. permitido (Conama 430/11)	Valor máx. permitido (Portaria 154/02)
pH	8,01	7,37	N/D	5 a 9	5 a 9
Temperatura	26,7 °C	23,5 °C	N/D	< 40	< 40
Fósforo total	0,45 mg/l	0,009 mg/l	0,030 mg/l	N/D	N/D
Nitrito	0,17 mg/l	0,00 mg/l	1,0 mg/l	N/D	N/D
Nitrato	0,072 mg/l	0,013 mg/l	10 mg/l	N/D	N/D
DQO	49,81 mg/l	6,87 mg/l	N/D	N/D	200 mg/l
Turbidez	66,3 NTU	2,1 NTU	Até 100 NTU	N/D	N/D
STD	517 mg/l	432 mg/l	500 mg/l	N/D	N/D
Al dissolvido	0,223 mg/l	0,320 mg/l	0,1 mg/l	N/D	N/D

N/D – Não definido

Fonte: Autor (2013).

Com relação ao parâmetro DQO, as resoluções citadas não estabelecem padrão determinado.

A Figura 36 mostra o aspecto final do efluente filtrado, após o tratamento, constatando-se uma redução da turbidez em torno de 99%.

Figura 35 – Aspecto do efluente após tratamento por EC (1 e 2) e efluente bruto (0).



Fonte: Autor (2013).

5.9. Cálculo do custo operacional

Usando as equações 16 e 17 para o cálculo do custo de operação no reator em batelada, tem-se (Equação 19)

$$E = \frac{U \times I \times Tec}{1000} \quad (19)$$

Onde: E : energia elétrica (kWh).

U : tensão elétrica aplicada na célula, 18,14 V.

I : corrente elétrica aplicada na célula, 2,5 A.

Tec : tempo de aplicação de corrente, 35 min = 0,58333 horas.

Então:

$$E = \frac{18,14 \times 2,5 \times 0,58333}{1000} = 0,02645 \text{ kWh} \Leftrightarrow \frac{0,02645}{0,0015} = 17,63 \text{ kWh}/1,5\text{m}^3$$

$$\text{Custo operacional} = a.C_{\text{Energia}} + b.C_{\text{Eletrodo}}$$

Onde: a : preço de energia elétrica, 0,260 R\$/kWh.

b : preço de chapa de alumínio de 3mm de espessura, 14,70 R\$/kg.

C_{Energia} : consumo de energia elétrica, 17,63 kWh/1,5m³.

C_{Eletrodo} : consumo de eletrodo em massa, 0,56 g = 0,00056 kg.

Então:

$$\text{Custo operacional} = 0,260 \times 17,63 + [14,70 \times 0,56 / (1500)]$$

$$\text{Custo operacional} = 4,59 \text{ R}/1,5\text{m}^3 \text{ de efluente tratado.}$$

O valor de 14,70 R\$/kg referente ao preço de chapa de alumínio de 3mm de espessura, foi obtido mediante a consulta de preços feito junto a algumas empresas.

Também, foi consultada a Coelce para saber o custo da energia industrial em kWh para a cidade de Fortaleza no ano de 2013, onde o valor obtido foi de 0,26 R\$/kwh.

O cálculo dos custos operacionais foi feito com base nos dados dos parâmetros ótimos citados anteriormente.

6. CONCLUSÕES

Considerando os resultados obtidos, ótimos e coerentes com o esperado, que foi de atingir a máxima remoção possível dos poluentes no efluente de tanques de piscicultura, através da aplicação do processo da eletrocoagulação, o planejamento experimental proposto sugere que as melhores condições de operação do reator são as indicadas anteriormente (pH inicial=8, condutividade=1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, tempo=35 min, agitação=200 rpm e corrente elétrica=2,5 A).

Isso porque, operando o reator sob essas condições, foi possível alcançar eficiência de remoção de 84,95% para DQO, 98,06% para nitrito, 82,43% para nitrato, 98,05% para fósforo total e 95,32% para a turbidez. Esses resultados levam a concluir que a técnica de eletrocoagulação apresentou ótima eficiência na remoção dos poluentes orgânicos de efluentes de tanques de piscicultura.

A técnica de eletrocoagulação, além de dispensar o consumo elevado de reagentes, apresentou um melhor custo benefício em comparação com o que acontece no tratamento convencional. Demonstrando, desta forma, que a EC é um método alternativo, eficiente e promissor para o tratamento deste tipo de efluente.

Quanto aos parâmetros analisados (pH, turbidez, temperatura, STD, DQO, nitrito, nitrato e fósforo total), estes, atendem as condições estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/05, Resolução CONAMA nº 430/2011 e pela Portaria nº 154/2002 da SEMACE (CE), para lançamento do efluente final no corpo receptor.

Porém, o mesmo não se pode dizer em relação à quantidade de alumínio dissolvido presente na amostra tratada sob as condições ótimas (0,32 mg/l), cujo valor se encontra acima do máximo permitido (0,1 mg/l).

Sabe-se que é impossível produzir sem causar impacto ambiental, por isso, sugere-se o uso de técnicas sustentáveis, que ajudem na preservação da biodiversidade e uso racional dos recursos naturais sem degradação dos ecossistemas aquáticos.

Realização de estudo, testando o sistema aplicado e os parâmetros ótimos de operação em efluentes coletados diretamente do açude onde se pratica piscicultura intensiva.

Analisar a eficiência de remoção dos poluentes em efluentes de piscicultura utilizando eletrodos de ferro.

Da mesma forma recomenda-se a implementação de ações integradas dos órgãos ambiental, órgão dos recursos hídricos e companhia de saneamento estadual visando a prevenção do processo de degradação da qualidade da água, minimizando desta forma os riscos de contaminação por parte da população.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADHOUM, N.; MONSER, L.; BELLAKHAL, N; BELGAIED, J.E. Treatment of electroplating wastewater containing Cu^{2+} , Zn^{2+} and Cr(VI) by electrocoagulation. **Journal Hazardous Materials**, B112, p.207–213, 2004.

AKYOL, A. Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, v.285, p.91–99, 2012.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS: Portal da qualidade das águas. **Indicadores de Qualidade – Índice de qualidade das águas**. 2009. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/IndicadoresQA/IndiceQA.aspx>>. Acesso em 24 jul. 2013.

ANGLADA, A.; URTIAGA, A.; ORTIZ, I. Contributions of electrochemical oxidation to waste-water treatment: fundamentals and review of applications. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v.84 (12), p.1747-1755, 2009.

APHA – AWWA – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th edition**. American Public Health association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005.

ARANA, L.V. **Aquicultura e desenvolvimento sustentável: subsídios para a formulação de políticas de desenvolvimento da aquicultura brasileira**. Florianópolis: Editora da universidade Federal de Santa Catarina, 1999.

BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I.S.; BRUNS, R.E. **Planejamento e otimização de experimentos**. 2ºed. 299p. Campinas: Editora da UNICAMP, 1996.

BASARAN, A.K.; AKSU, M.; EGEMEN, O. Impacts of the fish farms on the water column nutrient concentrations and accumulation of heavy metals in the sediments in the eastern Aegean Sea (Turkey). **Environ. Monit. Assess.** v.162, p.439–451, 2010.

BASTIAN, R. EPA Prefers effluents to be recycled. **Water farming Journal**. Estados Unidos, v.28, p.7-10, 1991.

BENSADOK, K.; BENAMMAR, S.; LAPICQUE, F.; NEZZAL, G. Electrocoagulation of cutting oil emulsions using aluminium plate electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v.152, n.1, p.423-430, June 2007.

BOYD, C.E. The chemical oxygen demand of waters an biological materials from ponds. **Transactions of the American Fish Society**. v.102, p.606-611, 1973.

BOYD, C. E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. **Aquaculture**. v.226, p.101-112, 2003.

BRASIL, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Publicada no DOU nº 53, de 18 de março de 2005, Seção 1, p. 58-63.

BRASIL, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Publicada no DOU nº 92, de 16 de maio de 2011, p. 89.

BUFORD, M.A.; COSTANZO, S.D.; DENNISON, W.C.; JACKSON, C.J.; JONES, A.B.; McKINNON, A.D.; PRESTON, N.P.; TROTT, L.A. A synthesis of dominant ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v.46, p.1456–1469, 2003.

CARVALO M.J.H. Uso de coagulantes naturais no processo de obtenção de água potável. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana)**. Departamento de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2004. Disponível em:<<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguassuperficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 25 jul. 2013.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Índice de Qualidade da Água**. 2007. Disponível em:<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iap_iqa.asp>. Acesso em: 26 jul. 2013.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Variáveis de qualidade das águas**. São Paulo, SP, 2009. Disponível em:<<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>>. Acesso em: 28 jul. 2013.

CHACON, J.O.; GURGEL, J.J.S.; VINATEA, J.E.; NEPOMUCENO, F.H.; FILHO, P.A.; FARIAS, J.O.; BASTOS, J.R.; SILVA, J.W.B.; VASCONCELOS, E.A.; MEROLA, N. **Manual sobre manejo de reservatórios para a produção de peixes. Parte 1: Adaptação de açudes para a piscicultura**. Brasília. DNOCS, 1988.

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

CHEN, G.; CHEN, X.; YUE, P.L. Electrocoagulation and electroflotation of restaurant wastewater. **Journal Environmental Engineering**, v.126, p.858–863, 2000.

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

COIMBRA, R.M. **Monitoramento da qualidade da água**. In: Porto, R. L. Hidrologia ambiental. São Paulo: EDUSP; Associação Brasileira de Recursos Hídricos. p.391-411, 2001.

COUTO, J.L.V. Limnologia. **Parâmetros: fatores técnicos e científicos**. 2004. Disponível em:< <http://www.ufrrj.br/institutos/it/de/acidentes/limno.htm>>. Acesso em: 25 jul. 2013.

CRESPILHO; REZENDE, F.N.; REZENDE, M.O. **Eletroflotação: Princípios e Aplicações**. Rima, São Carlos, 2004.

DANESHVAR, N.; SORKHABI, H.A.; KASIRI, M.B. Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections. **Journal of Hazardous Materials**, B112, p.55-62, 2004.

DEMIRAK, A.; YILMAZ, F.; TUNA, A.L.; OZDEMIR, N. Heavy metals in water, sediment and tissues of leuciscus cephalus from a stream in southwestern Turkey. **Chemosphere**. V.63, p.1451-1458, 2006.

DI BERNARDO, L. **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. PROSAB, 366p, São Carlos, 3ªed, 2003.

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

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 575p., 1988.

GONZALES, L.G.V. O efeito de diferentes eletrodos metálicos na eletrocoagulação de efluentes oleosos. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica e de Materiais)**. Pontificia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2008. Rio de Janeiro, RJ, 2008.

GRADVOHL, S.T.S.; SILVA, M.E.R.; NETO, F.C.; NUNES, I.V.; AQUINO, M.D. **Avaliação da qualidade das águas na região metropolitana de Fortaleza-CE: Estudo de caso dos açudes Gavião, Pacoti e Riachão**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, 2007. São Paulo: ABRH, 2007.

GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorous from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. **Aquaculture**, v.226, p.201-212, 2003.

HEIDMANN, I.; CALMANO, W. Removal of Zn(II), Cu(II), Ni(II), Ag(I) and Cr(VI) present in aqueous solutions by aluminium electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v.84, n.1, p.83-94, 2007.

HOLT, P.K. Electrocoagulation: Unravelling and synthesizing the mechanisms behind a water treatment process. University of Sydney, **Chemical Engineering**, 200p. Thesis, 2002.

HOLT, P.K.; BARTON, G.W.; MITCHELL, C.A. The future for electrocoagulation as a localized water treatment technology. **Chemosphere**, n.59, p.355-367, 2005.

ISLAM, M.S. Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. **Marine Pollution Bulletin**, n.50, p.48-61, 2005.

JIMÉNEZ, C.; SÁEZ, C.; MARTÍNEZ, F.; CAÑIZARES, P.; RODRIGO, M.A. Electrochemical dosing of iron and aluminum in continuous processes: A key step to explain electro-coagulation processes. **Separation and Purification Technology**, v.98, p.102-108, 2012.

JING-WEI, F.; YA-BING, S.; ZHENG, Z.; JI-BIAO, Z.; LI S.; YUAN-CHUM, T. Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation. **Journal of Environmental Sciences**, v.19, p.1409-1415, 2007.

KHANDEGAR, V.; SAROHA, A.K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review. **Journal of Environmental Management**, v.128, p.949-963, 2013.

KOBYA, M.; CAN, O.T.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, B100, p.163-178, 2003.

KOBYA, M.; CIFTCI, C.; BAYRAMOGLU, M.; SENSOY, M.T. Study on the treatment of waste metal cutting fluids using electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v.60, p.285-291, 2008.

KOPARAL A.S.; OUTVEREN, U.B. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v.89 n.1, p. 83-94, January 2002.

KUBITZA, F. **Qualidade da água na produção de peixes - Parte I, Panorama da aquicultura**. v.8, n.45, p.36-41, 1998.

KUMAR, P.R.; CHAUDHARI, S.; KHILAR, K.C.; MAHAJAN, S.P. Removal of arsenic from water by electrocoagulation. **Chemosphere**, v.55, p.1245-1252, 2004.

LACASA, E.; CAÑIZARES, P.; SÁEZ, C.; FERNÁNDEZ, F.J.; RODRIGO, M. A. Removal of nitrates from groundwater by electrocoagulation. **Chemical Engineering Journal**, v.171, p.1012-1017, 2011.

LATONA, N. Fertilizing Sport Fish Ponds. **Southern Ponds & Wildlife**, 1(2): p.28-31, 2002.

LI, J.; JIAO, S.; ZHONG, L.; PAN, J.; MA, Q. Optimizing coagulation and flocculation process for kaolinite suspension with chitosan. **Colloids and surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v.428, p.100-110, 2013.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 3ª edição, 2010.

LIMA, E.B.N.R. Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na Bacia do rio Cuiabá. **Dissertação (Doutorado em Recursos Hídricos). Programa de Engenharia Civil - COPPE/UFRJ**, Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 2001.

MACEDO, C.F.; SIPAÚBA-TAVARES, H.L. **Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: Consequências e recomendações**. **Boletim de instituto de pesca**, São Paulo, v.36, n.2. p.149-163, 2010.

MATOS, E.L. Avaliação e medição de demanda de recursos naturais na prestação de serviços de lavanderia. **Dissertação (Bacharel em administração)**. Departamento de Ciências Administrativas, Universidade Federal do Rio Grande de Sul, 2010.

MATSUZAKI, M.; MUCCI, J.L.N.; ROCHA, A.A. Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. **Revista de Saúde Pública**, v.38, n.5, p.679-681, 2004.

MERZOUK, B.; GOURICH, B.; SEKKI, A.; MADANI, K.; CHIBANE, M. Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation–electroflotation technique. **Journal of Hazardous Materials**, v.164, p.215–222, 2009.

MERZOUK, B.; GOURICH, B.; SEKKI, A.; MADANI, K.; VIAL, C.; BARKAOUI, M. Studies on the decolorization of textile dye wastewater by continuous electrocoagulation process. **Chemical Engineering Journal**, v.149, p.207-214, 2009.

MINUCCI, L.V.; PINESE, J.F.; ESPÍNDOLA, E.L.G. Análise limnológica de sistema semi-intensivo de criação de *Leporinus macrocephalus* (Pisces, Anostomidade). **Bioscience Journal**, Uberlândia, v.21, n.1, p.123-131, Jan./abril, 2005.

MOHEDANO, R.A. **Tratamento de efluente e produção de alimento, em cultivos de tilápias (*Oreochromis niloticus*), através da macrófita aquática *Lemna valdiviana* (Lemnaceae)**. Uma Contribuição para a Sustentabilidade da Aquicultura, Florianópolis, 2004, 52p. Dissertação.

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

MOLLAH, M.Y.A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J.A.G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D.L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal Hazardous Materials**, B114, p.199–210, 2004.

MORENO-CASILLAS, H.A.; COCKE, D.L.; GOMES, J.A.G.; MORKOVSKY, P.; PARGA, J.R.; PETERSON, E. Electrocoagulation mechanism for COD removal. **Separation and Purification**, v.56, p.204-211, 2007.

MOUEDHEN, G.; FEKI, M.; WERY, M.P.; AYEDI, H.F. Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. **Journal of Hazardous Materials**, v.150, p.124-135, 2008.

MURTHY, Z.V.P.; PARMAR, S. Removal of strontium by electrocoagulation using stainless steel and aluminum electrodes. **Disalination**, v.282, p.63-67, 2011.

NANSEU-NJIKI, C.P.; TCHAMANGO, S.R.; NGOM, P.C.; DARCHEN, A.; NGAMENI, E. Mercury(II) removal from water by electrocoagulation using aluminium and iron electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v.168, p.1430-1436, 2009.

NYANTI, L.; HII, K.M.; SOW, A.; NORHADI, I.; LING, T.Y. Impacts of Aquaculture at Different Depths and Distances from Cage Culture Sites in Batang Ai Hydroelectric Dam Reservoir, Sarawak, Malaysia. **World Applied Sciences Journal**, v.19 (4), p.451-456, 2012.

OLIVEIRA, R.R.A.; FRANÇA, J.M.B.; ALEXANDRE, D.M.B.; FREIRE, F.A.; PAULINO, W.D. **Avaliação da influência da qualidade da água na ocorrência de mortalidade de peixes em reservatórios hídricos tropicais: O caso do açude Sítios Novos, Ceará.** In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 19., 2011. Maceió-AL: ABRH, 2011.

OSTRENSKY, A.; BOEGER, W. **Piscicultura: fundamentos e técnicas de manejo**, p.96, 1998.

PESSOA, G.P. Estudo da remoção de cor de efluente têxtil por eletrocoagulação. **Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental)**. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, CE, 2008.

ROTTA, M.A.; QUEIROZ, J.F. **Boas práticas de manejo (BPMs) para a produção de peixes em tanques-redes. Documentos 47**, Corumbá: Embrapa Pantamal, dez. 2003. Disponível em:<<http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/DOC47.pdf>>. Acesso em: 9 mai. 2013.

SAPKOTA, A.; SAPKOTA, A.R.; KUCHARSKI, M.; BURKE, J.; MCKENZIE, S.; WALKER, P.; LAWRENCE, R. Aquaculture practices and potential human health risks: current knowledge and future priorities. **Environ. Int.** v.34, p.1215–1226, 2008.

SCHWARTZ, F.M.; BOYD, C.E. Effluent quality during harvest of channel catfish from watershed pounds. **The progressive fish-culturist**, v.56, p.25-32, 1994.

SEMACE – Superintendência Estadual do Meio Ambiente - C.E. **Portaria Nº154, de 22 de Julho de 2002 (DOE – 01.10.2002)**. Disponível em:<http://antigo.semace.ce.gov.br/integracao/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95>. Acesso em: 22 Agost. 2013.

SHRESTHA, R.; FISCHER, R.; RAHNER, D. **Behavior of cadmium, lead and zinc at the sediment-water interface by electrochemically initiated processes.** v.222, n.1-3, p.261-271, july. 2003.

SILVA, G.L.; AURELIANO, J.T.; LECENA, S.V. de O. **Proposição de um índice de qualidade de água bruta para abastecimento público.** v.9, n.1, p.17-24, Jan./Jun. 2012.

SILVA, S.A. Avaliação da concentração de micro e macroconstituintes do sedimento do reservatório Ituparanga/Sorocaba-SP. **Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear)**. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, 2012.

SPERLING, M.V. **Introdução à qualidade das águas e tratamento de esgotos: princípio do tratamento biológico das águas residuárias**. 2.ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. v.1, 125p., 1996.

THEODORO, P.S. Utilização da eletrocoagulação no tratamento de efluente da indústria galvânica. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Química)**. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Campus de Toledo. Toledo, PR. 135p. 2010.

TOMAZELLI JUNIOR, O. & CASACA J.M. **Avaliação dos efluentes da piscicultura durante a despesca. Agropecuária catarinense, Florianópolis**, v.11, n.3, p.19-22, 1998.

TROMPETTE, J.L.; VERGNES, H. On the crucial influence of some supporting electrolytes during electrocoagulation in the presence of aluminum electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v.163, p.1282-1288, 2009.

UGURLU, M.; GÜRSES, A.; DOGAR, Ç.; YALÇIN, M. The removal of lignin and phenol from paper mill effluents by electrocoagulation. **Journal of Environmental Management**, v.87, p.420-428, 2008.

VALENTI, W. C. **Aquicultura sustentável**. In: Congresso de Zootecnia, 12º, Vila Real, Portugal, 2002.

WIMMER, A.C.S. Aplicação do Processo de Eletrolítico no Tratamento de Efluentes de uma Indústria Petroquímica. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica e de Materiais)**. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2007.

WOOTTON, R.J. **Fish Ecology**. New York: Champman e Hall. v.1, 212p. 1992.

ZANIBONI, F.E. **Tratamento de efluentes da piscicultura**. Anais do ZOOTECH, Campo Grande –MS, 2005.