

**Evellin Balbinot**

**ELETROCOAGULAÇÃO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES  
DA FILETAGEM DE PESCADO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciência dos Alimentos do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Santa Catarina para obtenção do título de Mestre em Ciência dos Alimentos.

**Orientadora: Profa. Dra. Edna Regina Amante**

**Florianópolis**

**2015**

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Balbinot, Evellin

Eletrocoagulação no tratamento de efluente da filetagem  
de pescado / Evellin Balbinot ; orientadora, Edna Regina  
Amante - Florianópolis, SC, 2015.

171 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-  
Graduação em Ciência dos Alimentos.

Inclui referências

1. Ciência dos Alimentos. 2. Efluente. 3.  
Eletrocoagulação. 4. Tratamento de efluente. 5. Filetagem  
de pescado. I. Amante, Edna Regina. II. Universidade  
Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em  
Ciência dos Alimentos. III. Título.



Dedico este trabalho ao meu pai, Jacyr Balbinot, pelo amor, compreensão, apoio e dedicação.



## AGRADECIMENTO

A Deus por ser onipotente e onipresente em minha vida.

Ao meu maninho Orlando Luiz Balbinot Neto e aos meus pais Jacyr e Marlene Balbinot, pelo amor, apoio, compreensão, palavras de estímulo em momentos de desânimo. Vocês são exemplos de garra e determinação. Meu amor eterno!

Ao meu namorado Alexandre da Trindade Alfaro, que me incentivou desde o início a realizar este sonho, que é mais que um companheiro, é amigo, professor e inspiração profissional. Obrigada pela compreensão diante da minha ausência, pelo amor, carinho, paciência, dedicação e por todas as palavras de incentivo. Te amo!

A minha nona D. Angela Balbinot e a todos os meus familiares tios, tias, primos e amigos paranaenses que mesmo distante sempre estiveram presentes, obrigada pelo incentivo.

Em especial a orientadora Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Edna Regina Amante, por me orientar e acolher em seu grupo de pesquisa. Obrigada por fazer parte deste sonho e por ser exemplo de profissional competente, dedicada e honesta.

A Universidade Federal de Santa Catarina a Pós-graduação de Ciência dos Alimentos pela oportunidade e a todos os professores, servidores e colegas do Departamento de Ciência e Tecnologia de Alimentos, que de alguma forma contribuíram para realização deste trabalho.

As peixarias do Mercado Público Municipal de Florianópolis, pela confiança e por tornar possível a realização deste estudo.

A UNISUL por ter cedido o Laboratório de Engenharia Ambiental para a realização de uma análise, e a Aline Ferreira de Ávila por ter me auxiliado.

A todos os colegas e a prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Carmem Muller do Laboratório de Tecnologia de Frutas e Hortaliças, obrigada pela amizade, companheirismo e momentos de descontração.

A Isabela Silveira, Igor de Medeiros, Mariana Correia, Catarina Braga e Daiane Paggi, além de estagiários amigos, muito obrigada pela colaboração e aprendizado.

A minha querida amiga Ana Carolina Moura de Sena Aquino, que esteve ao meu lado em todos os momentos, que foi muito mais que amiga, uma irmã, obrigada pela amizade, carinho, sinceridade e confiança. Que Deus lhe retribua com graças.

As colegas de mestrado Mayara Schultz, Isabel Hass, Clarissa Barreta e Diana Trem, companheiras em todas as etapas. Dividimos juntas, alegrias e frustrações mas todo desabafo sempre terminou com esperança e um sorriso no rosto!

As novas amigas que fiz em Florianópolis, Alcione, Clarisse, Iara, Isabel, Sullen, Clarissa, Malu, Sandra e todo o grupo da rede-luz, gratidão pela alegria, apoio e aprendizado.

Ao CNPQ por conceder a bolsa.

## RESUMO

Eletrocoagulação é uma alternativa para a precipitação de sólidos solúveis em efluentes industriais, mediante a aplicação de corrente elétrica. Este estudo teve como intuito reduzir sólidos totais, do efluente gerado na filetagem de pescado, o qual foi tratado com eletrocoagulação, utilizando como variáveis operacionais: agitação, centrifugação, densidade de corrente e tempo. Sendo este o primeiro trabalho sobre eletrocoagulação destes efluentes, foram realizados ensaios preliminares com simulações do efluente, posterior aplicação em efluentes reais da filetagem e seleção dos melhores processos. Os parâmetros sólidos totais e resíduo mineral fixo foram usados para definir os melhores resultados. As melhores condições de operação do reator para o processo de eletrocoagulação de efluente de pescado seguida de centrifugação e filtração em carvão ativado foram  $1,0A/cm^2$  por 20 minutos, com redução de 43% dos sólidos totais, 14% de resíduo mineral fixo e pH final de 8,8. O efluente tratado não atendeu aos limites estabelecidos pela legislação ambiental para DBO. O resíduo sólido gerado, denominado lodo pode ser estudado, para futuras aplicações.

**Palavras-chave:** Efluentes. Eletrocoagulação. Tratamento de efluente. Filetagem de pescado.





**ABSTRACT**

Electrocoagulation is an alternative to the precipitation of soluble solids in industrial effluents, through the application of electrical current. This study had as aim to reduce total solids, the effluent generated in filleting of fish, which was treated with electrocoagulation, using operational variables: agitation, centrifugation, current density and time. This is the first work on electrocoagulation of these effluents, preliminary tests with simulations of the effluent, subsequent application in actual effluent filleting and selection of the best processes. The parameters total solids and fixed mineral residue were used to define the best results. The best conditions of operation of the reactor for the electrocoagulation process followed by centrifugation and filtration with activated charcoal of fish effluent were 1.0 A/cm<sup>2</sup> for 20 minutes, with 43% reduction of total solids, 14% of fixed mineral residue and final pH of 8.8. The treated effluent does not meet the limits established by the environmental legislation to DBO. The solid waste generated, called slime can be studied, due to their characteristics, for future applications.

**Keywords:** Effluent. Electrocoagulation. Filleting. Fish.



## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

<b>Figura 1</b>	Fluxograma do processamento de pescado e os resíduos gerados em cada etapa.	28
<b>Figura 2</b>	Esquema do sistema de eletrocoagulação	60
<b>Figura 3</b>	Esquema de um reator monopolar de eletrocoagulação.	61

### CAPITULO 2 –TRATAMENTO DE EFLUENTES SIMULADOS DA FILETAGEM DE PESCADO

<b>Figura 1</b>	Reator eletrolítico: (A) vista frontal e (B) vista lateral	86
<b>Figura 2</b>	Processo de eletrocoagulação para tratamento do efluente da filetagem de pescado: (A) amostra na cuba de vidro durante o tratamento de EC, (B) agitador magnético e (C) fonte de corrente contínua	87
<b>Figura 3</b>	Redução de sólidos totais (%) da água de filé de peixe espada, após processo de eletrocoagulação sem agitação. (●) sem centrifugação (■) com centrifugação.	90
<b>Figura 4</b>	Varição de resíduo mineral fixo (%) da água de filé de peixe espada, após processo de eletrocoagulação sem agitação (●) sem centrifugação (■) com centrifugação	90
<b>Figura 5</b>	Redução de sólidos totais (%) da água de filé de peixe espada, após processo de eletrocoagulação com agitação. (●) sem centrifugação (■) com centrifugação	92
<b>Figura 6</b>	Varição de resíduo mineral fixo (%) da água de filé de peixe espada, após processo de eletrocoagulação com agitação. (●) sem centrifugação (■) com centrifugação	92
<b>Figura 7</b>	Valores de pH da água de filé de peixe espada, após processo de eletrocoagulação com agitação. (♦) com centrifugação (■) sem centrifugação e sem o uso da agitação variando o emprego da centrifugação (●) com centrifugação e (▲) sem centrifugação.	93
<b>Figura 8</b>	Aparência do efluente no final do processo de eletrocoagulação realizado em laboratório para tratamento da água residual de anchova: (A) sobrenadante e (B) efluente tratado.	94

### **CAPÍTULO 3 – DEFINIÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO DE EFLUENTE DO PROCESSAMENTO DE PESCADOS**

- Figura 1** Variação dos sólidos totais (%) das amostras de efluentes de filetagem de pescado no tratamento de eletrocoagulação com agitação (●) e sem agitação (■) a (A) 0,5A (B) 1,0A e (C) 1,5 A. 111
- Figura 2** Variação do resíduo mineral fixo (%) das amostras efluentes da filetagem de pescado no tratamento de eletrocoagulação com agitação (●) e sem agitação (■) a (A) 0,5A (B) 1,0A e (C)1,5 A. 113
- Figura 3** Variação dos valores de pH das amostras de efluentes da filetagem de pescado no tratamento de eletrocoagulação com agitação (●) e sem agitação (■) a (A) 0,5A (B) 1,0A e (C)1,5 A. 115

### **CAPÍTULO 4 – EFEITO DA ELETROCOAGULAÇÃO E DA ELETROCOAGULAÇÃO COMBINADA DE FILTRAÇÃO COM CARVÃO ATIVADO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DA FILETAGEM DE PESCADO**

- Figura 1** Fluxograma do tratamento de efluente da filetagem de pescado. 128
- Figura 2** Efeito das etapas de (●) eletrocoagulação e (■) adsorção de efluente da filetagem de pescados, sobre o pH 134

## LISTA DE TABELAS

### **CAPÍTULO 1 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

<b>Tabela 1</b>	Fatores intrínsecos e extrínsecos que influenciam na composição química do pescado	35
-----------------	--	----

### **CAPITULO 2 –TRATAMENTO DE EFLUENTES SIMULADOS DA FILETAGEM DE PESCADO**

<b>Tabela 1</b>	Planejamento experimental das condições operacionais do processo de eletrocoagulação da água residual de filé de peixe espada	85
<b>Tabela 2</b>	Planejamento experimental das condições operacionais do processo de eletrocoagulação do efluente da filetagem de anchova.	85
<b>Tabela 3</b>	Características físico-químicas da água residual de anchova submetida à eletrocoagulação em diferentes condições de processamento.	97

### **CAPITULO 3 – DEFINIÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO DE EFLUENTES DO PROCESSAMENTO DE PESCADOS**

<b>Tabela 1</b>	Planejamento experimental das condições operacionais do processo de eletrocoagulação do efluente da filetagem de pescado de diferentes espécies. Etapa I (maio de 2014).	105
<b>Tabela 2</b>	Planejamento experimental das condições operacionais do processo de eletrocoagulação do efluente da filetagem de pescado de diferentes espécies. Etapa II (julho de 2014).	106
<b>Tabela 3</b>	Características do efluente da filetagem de pescado, antes do tratamento de eletrocoagulação.	109

<b>Tabela 4</b>	Sólidos totais, resíduo mineral fixo e pH das amostras de efluente da filetagem de pescado após processo de eletrocoagulação	117
<b>Tabela 5</b>	Sólidos totais, resíduo mineral fixo e pH das amostras de efluentes da filetagem de pescado após tratamento de eletrocoagulação e centrifugação	117

#### **CAPÍTULO 4 – EFEITO DA ELETROCOAGULAÇÃO E DA ELETROCOAGULAÇÃO COMBINADA DE FILTRAÇÃO COM CARVÃO ATIVADO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DA FILETAGEM DE PESCADO**

<b>Tabela 1</b>	Efeito do tratamento de eletrocoagulação e da eletrocoagulação combinada de filtração com carvão ativado na redução dos sólidos totais em efluentes da filetagem de pescado	131
<b>Tabela 2</b>	Efeito do tratamento de eletrocoagulação e da eletrocoagulação combinada de filtração com carvão ativado na redução do resíduo mineral fixo em efluentes da filetagem de pescado.	133
<b>Tabela 3</b>	Desempenho do processo de eletrocoagulação (1) e eletrocoagulação combinado de filtração com carvão ativado (2) sobre a variação de % DBO no tratamento de efluente da filetagem de pescado	137
<b>Tabela 4</b>	Desempenho do processo de eletrocoagulação (Processo1) e eletrocoagulação combinado de filtração com carvão ativado (Processo 2) sobre o efeito de % DQO no tratamento de efluente da filetagem de pescado	138
<b>Tabela 5</b>	Variação de turbidez do efluente da filetagem de pescado após tratamento de eletrocoagulação (processo 1) e tratamento de eletrocoagulação	139

combinado de filtração com carvão ativado  
(processo 2)

## **CAPÍTULO 5 – CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DA FILETAGEM DE PESCADO**

<b>Tabela 1</b>	Condições do tratamento de eletrocoagulação combinado de filtração com carvão ativado.	152
<b>Tabela 2</b>	Resultados dos parâmetros analisados de efluentes da filetagem de pescado sem tratamento e após tratamento de eletrocoagulação e filtração de carvão ativado.	155
<b>Tabela 3</b>	Caracterização do lodo formado no processo de eletrocoagulação de efluente da filetagem de pescado.	156





**LISTA DE ABREVIACÕES**

AOAC	<i>Association of Official Analytical Chemists</i>
ANOVA	Análise de Variância
APHA	<i>American Public Health Association</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CODEVASF	Companhia de Desenvolvimento dos Vales São Francisco e do Parnaíba
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EC	Eletrocoagulação
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
ETA	Estação de Tratamento de Água
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais renováveis
MPA	Ministério da Pesca e Aquicultura
MF	Microfiltração
NF	Nanofiltração
NNP	Nitrogênio não proteico
NP	Nitrogênio proteico
ST	Sólidos Totais
RMF	Resíduo Mineral Fixo
UF	Ultrafiltração
UNESCO	<i>United Nations, Educational Scientific and Cultural Organization</i>

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	26
1.1 Cenário mundial da produção e industrialização de pescados .....	26
1.2 CENÁRIO NACIONAL DA PRODUÇÃO E INDUSTRIALIZAÇÃO DE PESCADOS .....	27
1.3 RESÍDUOS SÓLIDOS E LÍQUIDOS DA INDUSTRIALIZAÇÃO DE PESCADOS .....	28
1.4 VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS DO PROCESSAMENTO DE PESCADOS.....	32
1.5 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE PESCADO.....	38
1.6 PROPRIEDADES DAS PROTEÍNAS DE PESCADO....	42
1.7 IMPACTO AMBIENTAL DOS RESÍDUOS LÍQUIDOS DA INDUSTRIALIZAÇÃO DE PESCADOS .....	45
1.8 PERSPECTIVAS PARA O REUSO DO EFLUENTE DE PESCADO.....	47
1.9 LEGISLAÇÃO E PADRÕES DE LANÇAMENTO.....	49
1.10 TIPOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	55
<b>1.10.1 Coagulação e floculação</b> .....	55
<b>1.10.2 Filtração</b> .....	58
<b>1.10.3 Adsorção</b> .....	60
1.11 ELETROCOAGULAÇÃO APLICADA AO TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	62
1.11.2.2 Condutividade elétrica.....	70
1.11.2.3 Densidade de corrente elétrica .....	71
1.11.2.4 Agitação .....	71
1.11.2.5 Consumo de energia .....	72
1.11.2.6 Passivação do eletrodo .....	73
1.11.2.7 Tempo de eletrocoagulação.....	74
1.11.2.8 Distância entre os eletrodos.....	74

REFERÊNCIAS .....	77
<b>CAPITULO 2 - TRATAMENTO DE EFLUENTES SIMULADOS DA FILETAGEM DE PESCADO .....</b>	<b>87</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>87</b>
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>88</b>
2.1 OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS.....	88
2.2 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL .....	89
2.3 PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO .....	91
2.4 AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA .....	93
2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	94
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>95</b>
3.1 AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA AMOSTRA DE EFLUENTE DA FILETAGEM DE ANCHOVA ( <i>Pormatomus saltatrix</i> ).....	100
<b>4 CONCLUSÃO.....</b>	<b>99</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>100</b>
<b>CAPÍTULO 3 – DEFINIÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO DE EFLUENTES DA FILETAGEM DE PESCADOS .....</b>	<b>103</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>103</b>
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>105</b>
2.1 OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS.....	105
2.2 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL .....	105
2.3 PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO .....	107
2.4 PARÂMETROS AVALIADOS NO PROCESSO .....	108
2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	109
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>109</b>
3.2 EFEITO DA ELETROCOAGULAÇÃO SOBRE EFLUENTES DA FILETAGEM DE PESCADOS REALIZADO EM JUNHO DE 2014. ....	117

<b>4 CONCLUSÃO</b> .....	119
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	120
<b>CAPÍTULO 4 – EFEITO DA ELETROCOAGULAÇÃO E DA ELETROCOAGULAÇÃO COMBINADA DE FILTRAÇÃO COM CARVÃO ATIVADO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DA FILETAGEM DE PESCADO</b> .....	123
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	123
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	125
2.1 OBTENÇÃO DA AMOSTRA .....	125
2.2 PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO .....	125
2.3 PROCESSO DE CENTRIFUGAÇÃO .....	125
2.4 PROCESSO DE FILTRAÇÃO COM CARVÃO ATIVADO .....	126
2.5 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL .....	126
2.6 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS .....	126
2.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA .....	129
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	129
3.1 REMOÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS .....	129
3.2 REDUÇÃO DE RESÍDUO MINERAL FIXO .....	131
3.3 pH .....	133
3.4 VARIAÇÃO DA TURBIDEZ, DEMANDA BIOQUÍMICA E QUÍMICA DE OXIGÊNIO DE EFLUENTES DA FILETAGEM DE PESCADO APÓS TRATAMENTO DE ELETROCOAGULAÇÃO E FILTRAÇÃO COM CARVÃO ATIVADO .....	135
<b>4 CONCLUSÃO</b> .....	139
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	140
<b>CAPÍTULO 5 – CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DA FILETAGEM DE PESCADO SUBMETIDO AO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO</b> .....	148

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	148
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	150
2.1 OBTENÇÃO DA AMOSTRA .....	150
2.2 PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO .....	150
2.3 PROCESSO DE CENTRIFUGAÇÃO .....	150
2.4 FILTRAÇÃO COM CARVÃO ATIVADO.....	150
2.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS .....	151
2.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	153
3.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO EFLUENTE DA FILETAGEM DE PESCADO SEM TRATAMENTO E COM TRATAMENTO.....	155
3.2 CARACTERIZAÇÃO DO PRECIPITADO (LODO) FORMADO DURANTE O PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO .....	157
<b>4 CONCLUSÃO</b> .....	159
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	159
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	163
<b>SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS</b> .....	165

## 1 INTRODUÇÃO

As águas residuais geradas na industrialização de pescados contêm sólidos suspensos, solúveis e elevadas demandas química e bioquímica de oxigênio (ARRUDA et al., 2007). As consequências ambientais e econômicas da rápida expansão das empresas alimentícias têm gerado discussões em relação à problemática ambiental, promovendo o desenvolvimento de técnicas eficientes para o tratamento de efluentes e tratamento para reuso das águas residuais (NUNES, 2001).

As atividades industriais no Brasil respondem por aproximadamente 20% do consumo de água, dos quais pelo menos 10% são extraídos diretamente de corpos d'água e mais da metade é tratada de forma inadequada ou não recebe nenhuma forma de tratamento (SEIBEL; SOARES, 2003; FORNARI, 2006).

Os resíduos da indústria de pescados são ricos em compostos orgânicos e inorgânicos, que podem causar impactos ambientais negativos decorrentes da disposição deste material diretamente no ambiente (SILVA; CAMARGO, 2002).

A realização de estudos e a criação de novos conceitos sobre seleção de águas industriais e o desenvolvimento de tecnologias de purificação, que demandem pouca energia e possibilitem o reuso das águas e dos sólidos, são ações de um futuro sustentável. As águas serão escassas e os novos materiais de origem natural poderão ser obtidos e valorizados a partir destes efluentes.

Tradicionalmente, a remoção dos sólidos solúveis ocorre por floculação química, com elevada demanda de insumos. A eletrocoagulação constitui uma alternativa para a precipitação dos sólidos

solúveis em efluentes industriais, embora pouco estudada, pode representar economia de insumos nestes processos. O tratamento de água deve seguir parâmetros preconizados pela Legislação Ambiental, onde são gerados sólidos e/ou lodos e a água tratada retorna ao meio ambiente. Existe a necessidade de desenvolver métodos de reutilização com os sólidos gerados após o tratamento, dando destino a todos os poluentes gerados industrialmente.

As condições ideais para a industrialização da carne de pescados requerem o consumo adequado de água, tanto para a manutenção da higiene industrial quanto para a qualidade dos alimentos processados. Neste cenário, os efluentes industriais são caracterizados como grandes poluidores responsáveis pela intensa lixiviação de compostos que contribuem para as altas demanda química (DBO) e bioquímica de oxigênio (DBO) dos efluentes das unidades processadoras de pescados (GUERRERO et al., 1998; LUCAS, 2000).

Não foram encontrados trabalhos sobre a eletrocoagulação de efluentes da filetagem de pescados. Diante deste cenário, o presente trabalho visa estudar o efluente da filetagem de pescado aplicado ao tratamento de eletrocoagulação, objetivando a redução dos sólidos totais e sugerindo futuros estudos para valorização dos sólidos obtidos neste processo.

Este trabalho está apresentado em capítulos, sendo o primeiro deles, em linhas gerais, uma revisão bibliográfica sobre a indústria de pescados, produção de resíduos, tratamento de resíduos e eletrocoagulação. O segundo trata dos ensaios preliminares para a utilização do processo de eletrocoagulação em efluentes simulados de peixe-espada e anchova. O terceiro, a partir dos resultados obtidos no



segundo capítulo, realiza estudos com os efluentes da filetagem de pescados obtidas do Mercado Público Municipal de Florianópolis. O quarto capítulo avalia os efeitos da eletrocoagulação e da eletrocoagulação combinada com filtração de carvão ativado aplicado ao efluente de pescado. O quinto capítulo procura caracterizar os resíduos líquidos e sólidos obtidos no processo de eletrocoagulação sugerindo futuros trabalhos.

## CAPÍTULO 1 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

---

### 1.1 CENÁRIO MUNDIAL DA PRODUÇÃO E INDUSTRIALIZAÇÃO DE PESCADOS

O enfrentamento de desafios múltiplos e interligados vão desde os impactos da atual crise econômica até as maiores vulnerabilidades das mudanças climáticas e o atendimento às necessidades de alimentação e nutrição da expansão populacional. A situação mundial é preocupante, nos últimos anos ocorreu uma exploração desordenada dos ecossistemas marinhos ocasionando um impacto negativo com consequências ecológicas e econômicas gerando um declínio global na produção de peixe (FAO, 2012).

Conforme dados da EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural do Estado de Santa Catarina), a produção mundial do conjunto pesca e aquicultura, em 2010 alcançou 148 milhões de toneladas de pescado capturado. Segundo a FAO, destes, 128 milhões de toneladas foram utilizadas para alimentação humana (EPAGRI, 2012).

O consumo de peixes vem aumentando nas últimas quatro décadas, tanto pela maior demanda quanto pelas mudanças no hábito alimentar da população, que vem, cada vez mais, buscando produtos com perfil nutricional adequado, estima-se que o consumo de peixe por pessoa é de 18,6 kg (FAO, 2012) A carne de pescado é muito nutritiva, sendo rica em proteínas, aminoácidos, vitaminas e minerais. É um alimento de baixa gordura além de possuir elevados teores de ômega-3, trazendo benefícios à saúde humana (BRUSCHI, 2001).

A Aquicultura é um das produções que mais cresce estimulada pela maior demanda de peixes e da aquicultura mundial a produção deverá atingir cerca de 172 milhões de toneladas em 2021. Em 2011 estima-se que as exportações de produtos da pesca nos Estados Unidos tenham ultrapassado 125 bilhões de dólares, obtendo um aumento de 12% (FAO, 2012).

Dentre os países com maior produção marítima e continental da pesca de captura (extrativa) mundial em 2010, a Ásia representou 89% da produção aquícola mundial em volume, e esta foi dominada pela contribuição da China, que respondeu por mais de 60% do volume de produção da aquicultura mundial. Outros grandes produtores são a Índia, Vietnã, Indonésia, Bangladesh, Tailândia, Myanmar, Filipinas e Japão (CREPALDI et al., 2006; FAO, 2013).

## 1.2 CENÁRIO NACIONAL DA PRODUÇÃO E INDUSTRIALIZAÇÃO DE PESCADOS

A aquicultura brasileira já é responsável por aproximadamente 50% do abastecimento de pescado para o consumo humano em todo o mundo; esta participação deve crescer tendo em vista o aumento da demanda e a estagnação da produção da pesca extrativa em torno de 90 milhões de toneladas de pescado por ano (MPA, 2013).

O Brasil é um dos países com grande potencial para expansão da aquicultura, possui uma das maiores faixas costeiras do mundo com mais de 8.500 km de extensão e abrangendo uma área superior a 3,5 milhões de km<sup>2</sup> de Zona Econômica Exclusiva. O Brasil também é o detentor da maior quantidade de água com potencial para a aquicultura continental no mundo (EMBRAPA, 2007). A piscicultura está melhor representada por

espécies de água doce, como tilápia, carpas, tambaqui, truta, criados principalmente nas regiões Sul, Sudeste e Nordeste. Os peixes de maior destaque são, sem dúvida, as tilápias, grupo nativo da África, Jordânia e Israel, introduzido no Brasil na década de 70 (EMBRAPA, 2001).

O Brasil ocupa o 18º lugar mundial, estando o Estado de Santa Catarina como o maior produtor brasileiro da pesca extrativa marinha e em 2010 foi responsável por uma produção total de 113.925 toneladas, tendo as cidades de Itajaí e Navegantes como os maiores produtores industriais (EPAGRI, 2012).

O segmento da pesca industrial no Brasil é de grande relevância social e econômica para muitos municípios litorâneos. Trata-se de uma atividade de base, fornecedora de matéria prima para as grandes indústrias e centros de distribuição de alimentos (EPAGRI, 2012).

O desenvolvimento desenfreado da pesca industrial no Brasil na década de 1970 resultou em um esforço de pesca muito além da capacidade de recuperação dos estoques pesqueiros. Com o intuito de reverter este cenário negativo vêm sendo promovidas ações políticas estruturais, para assegurar a sustentabilidade da pesca. As ações têm sido focadas no ordenamento da cadeia produtiva, de maneira a garantir a sua continuidade em médio e longo prazo, assim como assegurar a competitividade no mercado (BRASIL, 2011).

### 1.3 RESÍDUOS SÓLIDOS E LÍQUIDOS DA INDUSTRIALIZAÇÃO DE PESCADOS

Globalmente são despejados no meio ambiente aproximadamente 30 milhões de toneladas por ano de resíduos de pescado (BJORN et al., 2009). A indústria pesqueira gera um volume de resíduo

superior a 50% do peso total da captura e seu descarte geralmente é em terra, oceano, rios e lagos, sendo o manuseio dos mesmos um sério problema em nível mundial, principalmente, nos países em desenvolvimento. Aproximadamente 30% dos desembarques totais podem ser considerados como subutilizados, captura acidental, não convencional ou não explorados. Estes resíduos quando não devidamente aproveitados, tornam-se poluentes, causando severos danos ao meio ambiente. Em geral, nem sempre o transporte dos mesmos para fábricas de processamento de subprodutos é economicamente viável. Considerando que estes resíduos contêm um alto teor de proteína e de outros nutrientes necessário e, possibilita o seu aproveitamento na elaboração de subprodutos de grande demanda ou de maior agregação de valor (SHAHIDI; KAMIL, 2001; GONÇALVES, 2011).

Existem diversos processos de beneficiamento dos resíduos, cuja escolha depende da origem e disponibilidade destes e para onde se destinam, porém, a transformação dos mesmos em farinha de pescado ainda é o método alternativo mais utilizado, embora, em escala industrial seja também o mais oneroso quanto aos investimentos das instalações e equipamentos (SHAHIDI; KAMIL, 2001; BJORN et al., 2009).

O termo resíduo refere-se a todos os subprodutos e sobras do processamento de alimentos que são de valor relativamente baixo (OETTERER, 2002). No caso de pescado, o material residual pode ser constituído de aparas do toalete antes do enlatamento, carne escura, peixes fora do tamanho ideal para industrialização, cabeças e carcaças (SEIBEL; SOARES, 2003).

Os resíduos sólidos da industrialização de pescado podem ser dirigidos para vários tipos de aproveitamento e divididos em quatro

categorias: alimento para consumo humano, fertilizantes ou produtos químicos, ou ainda aproveitá-los no desenvolvimento de produtos funcionais como quitosana, cálcio de ostra, óleo rico em ômega 3 e outros produtos de alto valor agregado (OETTERER, 2002). Partes dos resíduos de pescado ainda são descartadas nas imediações do local de processamento, contribuindo para aumentar os problemas da contaminação ambiental. A presença destes resíduos da industrialização do pescado, junto aos pontos de beneficiamento e comercialização, se constitui em sérios problemas de sanidade das instalações, envolvendo custos de eficiência de produção e energéticos (FELTES et al., 2010).

Um aproveitamento alternativo destes resíduos poderia reduzir os custos dos insumos, minimizar os problemas de poluição ambiental e os custos unitários das matérias primas. Assim, a necessidade de instalar sistemas de aproveitamento de resíduos industriais é de ordem econômica e de conservação de energia. Pode-se pensar desde um maior uso da matéria prima até o produto final, ou ainda, o desenvolvimento de novos produtos que utilizem resíduos líquidos e sólidos no seu preparo (SEIBEL; SOARES, 2003).

A recuperação e a utilização de resíduos tanto sólidos quanto líquidos de pescado marinho pode ser uma medida segura de proteção ao ambiente e a indústria, pois para serem descarregados junto a água, após tratamento, há dificuldades devido ao grande volume e elevada DBO (demanda bioquímica de oxigênio), sólidos em suspensão e altos níveis de gordura e proteína (OETTERER, 2002).

Produção limpa (produção mais limpa, tecnologias limpas) é a aplicação contínua de uma estratégia ambiental integrada preventiva a processos, produtos e serviços para aumentar a eficiência global e reduzir

os riscos para os seres humanos e o meio ambiente (THRANE; NIELSEN; CHRISTENSEN, 2009).

As operações de processamento de pescado produzem efluentes os quais contém matéria orgânica na forma solúvel, coloidal e particulada. Efluentes gerados nas indústrias de conservas de pescado apresentam elevadas vazão e concentração de matéria orgânica biodegradável, principalmente na forma de proteínas e lipídeos (GONZÁLEZ, 1996). Na caracterização desses efluentes, observa-se uma acentuada variabilidade de composição, própria do modo de operação das indústrias, tipo de pescado processado e época do ano, entre outros fatores. Dependendo da operação, o grau de contaminação pode ser pequeno, como nas operações de lavagem, médio na filetagem, ou alto, na drenagem de sangue de tanques de estocagem de pescado (VALENTE et al., 2010).

As unidades de processamento de pescado geram efluentes bastante poluídos, os quais comumente são descarregados diretamente nas áreas costeiras, o que representa um dos principais problemas ambientais detectados em regiões com tradição pesqueira (ASPÉ et al., 1997; CONTRERAS et al., 2000;).

Os efluentes são gerados em diversas etapas do processamento do pescado, tais como: recepção, condensação nas câmaras frigoríficas, evisceração, salmoura, acondicionamento em latas, cozimento, adição do óleo, recravação das latas, lavagens das latas, autoclavagem e lavagens para resfriamento. Além das águas de lavagens do pescado são importantes também as lavagens de pisos e equipamentos. Estes efluentes são compostos da matéria orgânica oriunda do processamento do pescado, dos produtos utilizados em limpezas e pelo sal das salmouras descartadas,

tais operações geram grandes volumes de resíduos sólidos e líquidos (LIM et al., 2003).

A maior parte dos resíduos sólidos é facilmente removida no próprio sistema produtivo ou no gradeamento e peneiramento das águas residuárias. Desta forma, o potencial poluidor, no tocante à disposição, se restringe aos resíduos líquidos. Em muitas indústrias, esses efluentes na maioria das vezes, são diretamente lançados no meio ambiente, causando o envelhecimento precoce dos corpos de água sem um tratamento adequado, contribuindo para a poluição do meio ambiente e produzindo impactos na biota e na qualidade das águas (GONZÁLEZ, 1996; HORNES; QUEIROZ, 2005).

Para tratamento de efluentes torna-se necessário o conhecimento das características físico-químicas das águas residuárias, de maneira a determinar o impacto ambiental e adequar os despejos aos parâmetros da legislação bem como técnicas e instalações eficientes no tratamento (GONZÁLEZ, 1996). No entanto, sob o enfoque das tecnologias limpas, as operações de tratamento de resíduos são minimizadas e os resíduos sólidos e os sólidos solúveis e suspensos nos efluentes são investigados visando valorização dos mesmos (AMANTE, 1997).

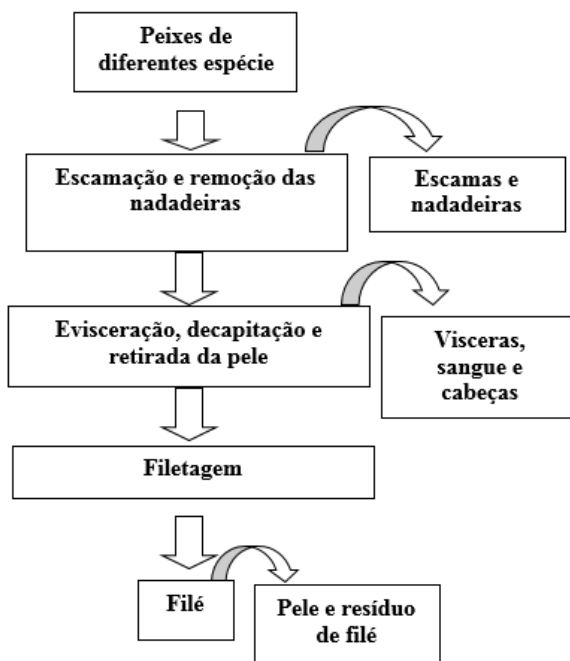
#### 1.4 VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS DO PROCESSAMENTO DE PESCADOS

Ao processar o pescado, os resíduos gerados pela indústria são diversos. Os resíduos obtidos são fundamentalmente sólidos, arrastados pela água de tratamento, durante a manipulação do pescado, e sólidos solúveis ou dispersos na água de processamento. Dentre os resíduos sólidos incluem-se cabeças, pele, espinhas, caudas, pedaços de músculo,



nadadeiras, escamas, vísceras, entre outros. Nos resíduos arrastados com a água durante a manipulação, além dos já citados, têm-se também os solúveis que se dispersam na água de processamento (ALFARO, 2008). A Figura 1 exemplifica o processamento de pescado e os resíduos que são gerados durante as etapas.

Figura 1 - Fluxograma do processamento de pescado e os resíduos gerados em cada etapa.



A composição dos resíduos de pescado possui equilíbrio em aminoácidos, peptídeos e ácidos graxos com proteínas de alto valor biológico, de funções e origens diferentes, sais minerais (cálcio e fósforo), nitrogênio não-proteico, carboidrato, além de vitaminas, antioxidantes,

são encontradas em função dos resíduos de onde provêm (ALFARO, 2008; BJORN et al., 2009).

O aproveitamento de subprodutos não constitui a inovação. Nos países do Norte da Europa, vários subprodutos já foram e ainda são utilizados para vários propósitos; a pele de pescado, por exemplo, tem sido utilizada para a confecção de roupas, sapatos e bolsas, entre outros (RUSTAD, 2003; ALFARO, et al., 2013).

Nesse sentido, o recente declínio nos estoques de espécies tradicionais de pescado, associado ao aumento da demanda mundial de proteínas de origem animal, tem contribuído para o desenvolvimento de técnicas visando o melhor aproveitamento dos recursos. Segundo estudiosos, os subprodutos do processamento de pescado são excelentes matérias primas para a preparação de alimentos de alto valor proteico. Com o seu aproveitamento, é possível reduzir os custos e aumentar a produtividade das indústrias com a minimização de problemas de poluição ambiental (SHAHIDI; KAMIL, 2001; GÓMEZ-GUILLÉN et al., 2002).

Uma elevada percentagem dos recursos da pesca, estimada em mais de 50% das capturas, não é utilizada na alimentação humana e representa cerca de 32 milhões de toneladas. Esses subprodutos das indústrias de processamento (que incluem cabeças, vísceras, peles, espinhas, pedaços de músculo), têm composição muito similar àquelas dos pescados. Sua utilização tem merecido muita atenção do setor produtivo que procura recorrer aos processos mais adequados, com sistemas para aproveitamento e valorização de subprodutos industriais e, de ordem econômica e de conservação de energia, o que possibilitará o uso mais racional da matéria prima, ou ainda, o desenvolvimento de

novos processos, que utilizem subprodutos líquidos ou sólidos no preparo de novos materiais (OETTERER, 1994; GÓMEZ-GUILLÉN et al., 2002; ALFARO, 2008; GONÇALVES, 2011).

A gestão dos recursos da pesca e desenvolvimento de novos produtos está voltada para utilização de resíduos e subprodutos que são gerados durante o processamento e que deve ser prioridade na indústria mundial de pesca. Embora existam muitas abordagens para a utilização desses recursos, o interesse tem sido expresso em isolar produtos de maior valor agregado a partir dos componentes da matéria prima (SHAHIDI; KAMIL, 2001).

A maior parte de resíduos destina-se a produção de farinha, em escala artesanal, ou em escala industrial. A farinha de pescados pode ser definida como um produto sólido obtido através do cozimento, prensagem, secagem e pulverização de peixes inteiros ou resíduos da indústria pesqueira, amplamente utilizado para o enriquecimento e balanceamento de rações para a nutrição animal (MACHADO, 1984; SHAHIDI; KAMIL, 2001).

A farinha de peixe é uma das principais fontes de proteína utilizadas em rações para peixes. A farinha de pescado nacional, geralmente é elaborada de resíduos, principalmente oriundos do processo de filetagem e enlatamento, peixes inteiros de baixo valor comercial ou inadequados para consumo humano (excesso de espinhas, pequeno porte ou por já apresentarem perda de frescor) (MACHADO, 1984; FARIA, et al., 2001).

Os componentes químicos das farinhas são variáveis conforme a procedência de sua matéria prima o que influencia na classificação da mesma, a farinha de pescado apresenta proteínas de alto valor biológico

por conter todos os aminoácidos essenciais, e em proporções superiores, necessários aos requerimentos nutricionais das espécies. Outros componentes de grande importância nutricional são as vitaminas e os ácidos graxos da família ômega 3, pigmentos carotenoides e substâncias que conferem sabor e aroma (BOSCOLO et al., 2008; GONÇALVES, 2011).

O principal método de aproveitamento de capturas de pescado não comestível e dos resíduos procedentes das plantas de processamento de pescado congelado e enlatado é para a produção de óleo de pescado (VIDOTTI; GONÇALVES, 2006).

O óleo de pescado disponível no mercado mundial provém do corpo do pescado e de uma espécie específica. O local de depósito de gordura de pescado varia entre espécies; algumas acumulam mais gordura na pele e músculo, outras na pele e revestimento da cavidade abdominal. Dentro da mesma espécie, a taxa dos ácidos graxos difere em muitos fatores como sexo, tamanho, dieta, localização geográfica, temperatura do ambiente, estação do ano (MACHADO, 1984).

Tradicionalmente os óleos de origem animal são obtidos por fusão ou aquecimento dos tecidos, o que permite sua separação das proteínas e de outros materiais como ácidos graxos livres (VIDOTTI; GONÇALVES, 2006; GONÇALVES, 2011).

A silagem de peixe também é uma forma de aproveitamento dos resíduos gerados na cadeia aquícola, da produção, a industrialização e a comercialização. A tecnologia de obtenção de silagem de pescado é simples e não implica na utilização de maquinários específicos. Um fato importante é que durante o processo de obtenção não exala odores degradáveis que poluem o meio ambiente. O produto não atrai insetos,

em função dos odores ácidos, e não apresenta problemas em relação a micro-organismos, como a salmonela (OETTERER, 1994; GONÇALVES, 2011).

Essa tecnologia de aproveitamento de resíduos da aquicultura é indicada, quando estes são produzidos em pequenos volumes. As restrições se devem às características específicas do produto, entre elas o teor de umidade. As silagens de resíduos de pescado podem ser utilizadas na alimentação animal de suínos, aves, animais aquáticos e ruminantes (SEIBEL; SOARES, 2003; VIDOTTI, GONÇALVES, 2006;).

A indústria da pesca também é uma grande geradora de resíduos ricos em colágeno que consistem em pele e osso, cerca de 30% do resíduo de pescado. Uma opção atrativa para a agregação de valor a parte dos subprodutos da cadeia produtiva de pescado é a produção de gelatina (ALFARO, 2008; GONÇALVES, 2011).

A gelatina é obtida a partir da hidrólise parcial do colágeno, que participa das funções mecânicas do organismo e está presente em ossos e peles. É naturalmente uma substância insolúvel em meio aquoso, porém na produção de gelatina o tecido rico em colágeno é parcialmente hidrolisado, após um pré-tratamento ácido ou alcalino (ARNESEN; GILDBER, 2007).

A gelatina é um hidrocoloide altamente versátil com aplicação principalmente em alimentos, fármacos, materiais fotográficos, entre outras. A gelatina de peixe encontra aplicações semelhantes às gelatinas tradicionais, bovinas e suínas, especialmente as produzidas a partir de peixes de água quente (ARNESEN; GILDBER, 2007; GONÇALVES, 2011; BORDIGNON et al., 2012).

A industrialização de crustáceos é outra grande geradora de resíduo, podendo chegar a 70% da matéria prima. Entre as formas de aproveitamento desses rejeitos de pescado (camarão e siri) estão quitina, quitosana, extração de pigmentos carotenoides, aproveitamento de ovas de pescado (cozidas, defumadas, enlatadas, salgadas, processamento de caviar) e conchas de moluscos bivalves (suplemento de cálcio, construção civil, indústria cosmética) (GONÇALVES, 2011).

Portanto, é possível ordenar os subprodutos de pescado em diferentes categorias de utilização, como materiais para obtenção de fertilizantes e ração até para alimentos e produtos especiais. Nos últimos anos tem aumentado gradativamente o interesse por subprodutos da indústria pesqueira, sendo considerada hoje como uma potencial fonte de recursos para exploração, ao invés de resíduos descartáveis (RUSTAD, 2003; ALFARO, 2008).

Embora tenham vasta aplicação industrial, os resíduos de pescado têm sido pouco aproveitados apesar das técnicas de aproveitamento existentes; a aplicação ainda é restrita, sendo o principal destino a fabricação de farinha de pescado de baixa qualidade, uma vez que no Brasil, a logística de coleta compromete a qualidade, ou o descarte e tratamento como efluente.

## 1.5 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE PESCADO

A determinação da composição química do pescado permite classificá-lo em grandes grupos de alimentos, de acordo com os teores de água, lipídeos, proteínas e minerais. A disponibilidade destas informações possibilita a execução dos seguintes objetivos: padronização dos produtos alimentares com base em critérios nutricionais; fornecimento de subsídio

para decisões de caráter dietético; acompanhamento de processos industriais e pesquisas através de mudança de componentes químicos e seleção de certos equipamentos para otimização econômica e tecnológica (SANTOS, 2004).

De maneira geral admite-se que há nos peixes correlações inversas entre o conteúdo de água e de lipídeo total, muito mais acentuada no caso das espécies gordas. Conhecer a composição química das principais espécies comerciais de pescado é um desafio devido às variações sazonais, idade, sexo, estado fisiológico, entre outros. Variações na composição química das espécies, causada por estados fisiológicos ocasionais, são frequentes e aceitas por analistas, desde que haja uma amostragem bem feita para que não ocorram erros maiores (LUDORFF; MEYER, 1978). Os fatores que afetam a composição química são resumidos no esquema da Tabela 1.

Tabela 1- Fatores intrínsecos e extrínsecos que influenciam na composição química do pescado.

<b>Fatores de matéria prima</b>	<b>Fatores da amostragem</b>
Idade dos peixes (juvenis-adulto)	Zona do corpo (cabeça e cauda)
Estação do ano e fase de migração	Remoção eficiente dos resíduos (ossos)
Sexo e desenvolvimento das gônadas	Tipo de músculo (claro, vermelho)

Fonte: Gonçalves (2011).

Entre os principais componentes do músculo do pescado estão água, lipídeos, compostos nitrogenados não proteicos, carboidratos e as proteínas. O percentual de cada componente é muito variável, e apesar do grande número de pesquisas realizadas, não se tem um conhecimento específico das características desse complexo alimento que é o pescado. São inúmeros os fatores que influenciam nas características físico-químicas das variadas espécies, a salinidade da água, a espécie, parte do corpo analisada, estado nutricional, época do ano, dieta, temperatura média do ano, entre outros fatores (ALBARET; LAE, 2003).

A água é o principal componente do pescado, chegando a constituir em média, até 80% da porção comestível (60 a 85%), sendo que uma parte da umidade da carne de peixe encontra-se fortemente ligada a proteína e carboidratos (15 a 25%) e denomina-se água de constituição. A outra fração está envolvida na estrutura de rede do músculo fibrilar e do tecido conectivo, atuando como meio de dissolução e é chamado de água livre (BOSCOLO et al., 2008).

O conteúdo lipídico de pescado pode apresentar variações acentuadas entre indivíduos da mesma espécie, bem como entre as espécies (bacalhau: < 1%; Merluza: 1% a 1,5%; truta: aproximadamente 5%; sardinha, cavala e arenque: até 25%, ou mais) a gordura não se distribui por igual em todo o corpo do animal, e varia também entre os tecidos e os órgãos (WELCOMME, 1999). Os elementos minerais representam 1,5% da composição química bruta, sendo mais expressivo em peixes marinhos e são influenciados pela qualidade da água ambiente e alimentação. Dependendo das águas, os peixes acumulam certos metais e tornam-se tóxicos. Pode-se considerar que a maioria dos átomos metálicos está contida no músculo do peixe. Normalmente, Na, K, Ca,



Mg, P, Cl e S são majoritários, e Cu, Fe, Mn, Co, Al, Ni, Zn, I e Br apresentam níveis mais baixos (SHAHIDI, 1995; SUÁREZ-MAHECHA et al., 2002).

Os principais carboidratos do pescado são o glicogênio e mucopolissacarídeos (principalmente na forma de quitina do exoesqueleto de crustáceos; ácido hialurônico, na cartilagem de elasmobrânquio), mas também existem açúcares livres e fosfossacarídeos. O conteúdo de carboidratos no peixe é de 0,3% a 1%, exceto em algumas espécies de moluscos e crustáceos que os estocam como reserva energética (até 5% ou mais) (SANTOS, 2004). A maioria dos componentes nitrogenados do pescado faz parte das proteínas, no entanto, o tecido muscular contém compostos nitrogenados não proteicos. O conhecimento da composição e das propriedades dos diversos componentes nitrogenados é de relevância prática, uma vez que as características próprias do músculo dependem, em grande parte, da concentração e da proporção desses componentes (SHAHIDI, 1995).

Segundo Oetterer (1994), a determinação da composição química dos peixes, exige técnica apurada, uma vez que os dados analíticos variam grandemente. Portanto, as características de cada lote são únicas. Andrade e Lima (1975) apresentam percentuais variáveis de umidade, proteína, lipídeos e cinzas encontrados em diferentes espécies de peixe e em indivíduos da mesma espécie, esses parâmetros foram analisados mês a mês durante o período de um ano e não foi encontrado similaridade entre os resultados analíticos.

A alta variabilidade dos componentes físico-químicos de pescado continua sendo um fator que dificulta o avanço de pesquisas que estão ligadas diretamente a estes compostos, mas não extinguem a possibilidade

de aprimorar as técnicas já existentes e tornar os resultados analíticos cada dia mais eficientes. Do mesmo modo, o conhecimento da composição química de pescados pode contribuir para avaliar a natureza dos efluentes do processamento.

## 1.6 PROPRIEDADES DAS PROTEÍNAS DE PESCADO

A indústria de processamento de peixe produz mais de 60% de subprodutos como resíduos. Grandes quantidades de resíduos de peixe subproduto da pesca criam graves problemas de poluição e eliminação de ambos os países desenvolvidos e em desenvolvimento. Estes resíduos de subprodutos contêm boa quantidade de material de risco e proteínas que normalmente são transformados em produtos de baixo valor de mercado, como a alimentação animal, farinha de peixe e fertilizantes (PICOT et al., 2006; CHALAMAIAH et al., 2012).

A composição química da carne de pescado é extremamente variável, mas aproxima-se bastante da composição de aves, bovinos e suínos. Seu principal componente é a água, cuja sua proporção, na parte comestível, pode variar de 64-90%, seguindo das proteínas de 8-23%, e pela gordura de 0,5 a 25% (FI, 2009). O teor de proteína na carne do peixe varia de espécie para espécie, em indivíduos de mesma espécie, pode variar de acordo com a idade, disponibilidade de alimentos, pode estar relacionado com a estação do ano e período reprodutivo (SANTOS, 2004).

As proteínas da carne de peixe são de qualidade superior às proteínas de outros animais, apesar de possuírem igual proporção, este fato ocorre devido ao fato de conter menor teor de tecido conjuntivo. Um estudo sobre a qualidade de peixes e alimentos marinhos determinou que

os peixes contêm de 17 a 25% de proteína altamente digerível e rica em metionina e lisina, considerados aminoácidos essenciais, não sendo sintetizados pelo organismo humano e cuja ingestão na dieta é fundamental (FI, 2009).

A composição de aminoácidos essenciais (histidina, isoleucina, lisina, metionina, fenilalanina, treonina, triptofano e valina) no peixe é completa, balanceada e bastante semelhante entre as espécies de água doce e água salgada. Quanto às proteínas da carne de peixes, a miosina é rica em ácido glutâmico (22,5%), ácido aspártico, lisina, leucina e isoleucina, que juntas perfazem aproximadamente 55% dos aminoácidos totais, podendo variar em função da espécie, tamanho, gênero, habitat, estação do ano; compreendendo geralmente cerca de 20% de proteína total (FI, 2009).

As proteínas sarcoplasmáticas representam aproximadamente 20 a 25% da proteína total do músculo, são solúveis em água e como principais características estão a sua capacidade de adesão às proteínas miofibrilares, impedindo a formação de gel de alta elasticidade, baixa viscosidade, baixa capacidade de retenção de água e baixa capacidade de absorção de sabores e corantes. A maioria dos componentes nitrogenados do pescado faz parte das proteínas, o conhecimento das propriedades dos diversos componentes nitrogenados é de grande relevância prática, uma vez que as características próprias do músculo dependem, em grande parte da proporção e concentração desses componentes (GONÇALVES, 2011).

O músculo do pescado contém dois grupos principais de proteínas e dependendo da solubilidade, podem se dividir em: as proteínas solúveis do sarcoplasma (20 a 30% solúveis em água e, a maioria, tem

atividade enzimática) e as proteínas insolúveis das estruturas miofibrilas (65 a 75% importantes do ponto de vista nutricional e tecnológico, sendo 50 a 54% de miosina, 25 a 27% actina, e 15 a 20% tropomiosina) e do estroma (10 a 15% importantes na estrutura de pescado: colágeno, elastina entre outros). Os principais componentes das proteínas estruturais são: actomiosina, tropomiosina, miosina e actina (SUZUKI, 1987).

A falta de solubilidade das proteínas miofibrilares em água, bem como a sua sensibilidade à desnaturação tem dificultado a aplicação e utilização de proteínas de pescado. Os processos empregados para a produção de proteína de peixe podem ser classificados como químicos, biológicos ou físicos. Em processos químicos, os solventes são utilizados para remover lipídeos e água dos peixes e as demais proteínas restantes e minerais passam subsequentemente por uma secagem. Os métodos biológicos podem empregar enzimas ou micro-organismos para libertação de proteínas no tecido. No processo físico, meios mecânicos são geralmente usados para remover o óleo e água (SHAHIDI, 1995).

Segundo Shahidi e colaboradores, um dos principais desafios das indústrias de alimentos nos últimos anos é apresentar-se em conformidade com as normas de qualidade da água. Os efluentes das plantas de processamento de alimentos são caracterizados por altas demandas químicas bioquímicas de oxigênio e os sólidos suspensos totais. Uma forma de reduzir as cargas poluentes é com a recuperação dos sólidos suspensos através da coagulação e sedimentação é uma forma de aplicação eficiente (MURUETA; DEL TORO; CARREÑO, 2007; SHAHIDI et al., 1999).

## 1.7 IMPACTO AMBIENTAL DOS RESÍDUOS LÍQUIDOS DA INDUSTRIALIZAÇÃO DE PESCADOS

À medida que a água é utilizada nos processos industriais ela vai incorporando várias substâncias, fazendo com que suas características sejam alteradas significativamente, de modo a torná-la um efluente (BRASIL, 2011).

Efluente é qualquer líquido que flui de um sistema de coleta, de tratamento ou de disposição final, seja de procedência agrícola, doméstica ou industrial (ORMOND, 2004). De acordo com a natureza da indústria os efluentes gerados podem apresentar altas concentrações de matéria orgânica, sólidos em suspensão, metais pesados, compostos tóxicos, micro-organismos patogênicos, entre outros (GUERRERO; OMIL; MÉNDEZ, 1999).

O lançamento de efluentes, tratados ou não, nos corpos de água ocasiona alterações em suas características físicas, químicas, biológicas, podendo causar diversos efeitos. Um exemplo é na indústria da pesca, o lançamento de efluentes líquidos pode resultar na morte de peixes, no desaparecimento de organismos aquáticos, na degeneração e no enfraquecimento dos peixes, na obstrução de locais de deposição de ovas, na substituição de espécie, assim como na diminuição do valor econômico da área (BERARDINO; COSTA; CONVERTI, 2000).

As características de efluentes industriais variam largamente entre as indústrias, e ainda na mesma indústria, dependendo de fatores como materiais e processos empregados. Os efluentes produzidos pelas indústrias de alimentos são caracterizados por alto conteúdo de matéria orgânica, constituída por compostos facilmente biodegradáveis, como

carboidratos, proteínas e lipídeos (GUERRERO; OMIL; MÉNDEZ, 1999; BERARDINO; COSTA; CONVERTI, 2000).

Para o tratamento desses efluentes é necessário o conhecimento das características físico-químicas das águas residuais, de maneira a determinar o impacto ambiental e adequar os despejos aos parâmetros da legislação bem como técnicas e instalações eficientes no tratamento (AFONSO; BÓRQUES, 2002).

Os efluentes gerados nas indústrias de conservas de pescado apresentam alta turbidez, forte cor amarelo-esverdeada, cheiro fétido e concentração de matéria orgânica, principalmente na forma de proteínas e lipídeos. Na caracterização desses efluentes se observa uma acentuada variabilidade de composição, própria do modo de operação das indústrias, tipo de pescado processado e época do ano, entre outros fatores (AFONSO; BÓRQUES, 2002; VALENTE, 2010).

O caminho para a sustentabilidade almeja pela transformação do segmento industrial uma das principais atividades humanas responsáveis pela degradação do meio ambiente, poluindo a água, o ar e o solo, além de consumir recursos naturais, contribuindo para o seu esgotamento, requerendo inúmeros esforços. A preparação, transformação e produção de alimentos, utilizam grande quantidade de recursos naturais e conseqüentemente geram resíduos diversos (GERMER et al., 2002), levando a esforços adicionais para a minimização do impacto ambiental desta atividade produtiva.

O setor industrial é tipicamente apontado como um grande consumidor e gestor de água. Levantamentos industriais de consumo demonstram que o total de água consumido por uma indústria pode ser calculado de acordo com a descarga de efluentes. A indústria deveria

desempenhar um papel importante na eficiência relativa à exploração sustentável dos recursos de água doce em todo o mundo, abordando inicialmente suas propriedades e valores (UNESCO, 2012).

Segundo o CONAMA (BRASIL, 2011), as fontes potenciais ou efetivamente poluidoras dos recursos hídricos deverão buscar práticas de gestão de efluentes com vistas ao uso eficiente da água, à aplicação de técnicas para a geração e melhoria da qualidade de efluentes gerados, e sempre que possível e adequado, proceder a reutilização.

Os efluentes de pescado são compostos de matéria orgânica oriunda do processamento em si, de produtos utilizados em limpeza, pelo sal das salmouras descartadas, águas de lavagens do pescado, lavagens de pisos e equipamentos. Os efluentes são gerados em diversas etapas do processamento como: recepção do pescado, condensação nas câmaras frigoríficas, evisceração, salmoura, acondicionamento em latas, cozimento, adição do óleo, lavagem e recravação das latas, autoclavagem e lavagens para resfriamento (GONZÁLEZ, 1996).

## 1.8 PERSPECTIVAS PARA O REUSO DO EFLUENTE DE PESCADO

A operação para o tratamento de efluentes líquidos do processamento de pescados segue padrões rigorosos (legislações governamentais), devendo ser tratadas através de um efetivo controle de resíduos e tecnologia de tratamento.

Em águas residuais de pescado, os contaminantes estão presentes em misturas indefinidas de substâncias sendo em sua maioria de origem orgânica. É difícil generalizar a extensão do problema criado pelos efluentes da indústria de pescado, uma vez que depende de diversos fatores como: DQO, sólidos solúveis e suspensos, parâmetros esses que

variam amplamente entre indústrias e tipos de peixe (MUTHUKUMARAN; KANAGARATMAM, 2013).

Segundo Aspé (1997), para processamento de peixe marinho, utiliza-se uma quantidade de 5 a 10 m<sup>3</sup> t<sup>-1</sup> de água, para uma planta com capacidade de processamento diário de 100 a 1200 toneladas de peixe. Em geral, as águas residuais de processamento de peixe contêm níveis elevados de sólidos em suspensão que são principalmente proteínas e lipídeos. No caso de salmão, *bottom fish*, alabote, cantarilho e atum, os sólidos suspensos totais atingem valores de 100 a 1000 mg L<sup>-1</sup> (MIERZWA et al., 2002).

As características do despejo de indústrias de pescado permitem a recuperação de resíduos a partir da adoção de técnicas de ultrafiltração e nanofiltração, prevenindo assim impactos negativos causados por estas indústrias (AFONSO; BÓRQUEZ, 2002). São alternativas viáveis para a redução de efluentes e a melhoria da qualidade, adotando tecnologias e procedimentos que reduzam a quantidade de água utilizada e aumentem a reutilização da mesma no processo.

Para tanto tais tecnologias já vêm sendo adotadas, substituindo o conceito do tratamento de fim de tubo (“*end of pipe treatment*”) pelo conceito de Produção Mais Limpa (P+L), baseado na redução e na geração de resíduos visando a recuperação a partir de tecnologias denominadas de Tecnologias Limpas (SOUZA; VIDOTTI; NETO, 2008).

Uma das principais características das águas residuais do processamento de peixe é o teor de proteína diluída, a qual pode ser concentrada através de alguns métodos e aplicada na fabricação de ração animal ou para consumo humano (AFONSO; BÓRQUES, 2002).



A reutilização ou reuso de água não é um conceito novo e tem sido praticado em todo o mundo há muitos anos. Há relatos de sua prática na Grécia Antiga, com a disposição de esgotos e sua utilização na irrigação. Contudo, a demanda crescente por água tem feito do seu reuso planejado um tema de grande importância. Neste sentido, deve-se considerar o reuso de água como parte de uma atividade mais abrangente que é o uso racional ou eficiente deste bem, o qual compreende também o controle de perdas e desperdícios e a minimização da produção de resíduos e do consumo de água (HESPANHOL, 1997).

Entretanto, uma vez poluída a água pode ser recuperada e reutilizada de diferentes formas. Segundo Mierzwa (2002) as indústrias têm reutilizado a água em setores do processamento, caldeira, para higienização de pisos e peças, refrigeração, construção pesada, entre outras variadas formas.

A qualidade da água utilizada e o objetivo específico do reuso estabelecem os níveis de tratamento recomendados, os critérios de segurança a serem adotados e os custos de capital, de operação e de manutenção associados. As possibilidades e formas potenciais de reuso dependem, evidentemente, de características, condições e fatores locais, tais como decisão política, esquemas institucionais, disponibilidade técnica e fatores econômicos, sociais e culturais (HESPANHOL, 1997).

## 1.9 LEGISLAÇÃO E PADRÕES DE LANÇAMENTO

As indústrias são grandes consumidores de água, após o consumo da água diversos resíduos são incorporados, ocasionando alterações em suas características físicas, químicas e sensoriais, gerando assim os efluentes líquidos. Para a avaliação da carga poluidora dos efluentes

industriais e esgotos sanitários são necessárias as medições de vazão *in loco* e a coleta de amostras para análise de diversos parâmetros sanitários que representam a carga orgânica e a carga tóxica dos efluentes. Os parâmetros utilizados são conjugados de forma que melhor signifiquem e descrevam as características de cada efluente.

A utilização da água nas indústrias vai além do consumo durante o processamento de alimentos, esta também é utilizada para fins sanitários, para higienização incorporando diversos produtos de limpeza, resíduos alimentícios, produtos desinfetantes e pesticidas. Os esgotos sanitários são compostos de matéria orgânica e inorgânica. Os principais constituintes orgânicos são: proteínas, açúcares, óleos e gorduras, micro-organismos, sais orgânicos e componentes dos produtos saneantes. Os principais constituintes inorgânicos são sais formados de ânions (cloretos, sulfatos, nitratos, fosfatos) e cátions (sódio, cálcio, potássio, ferro e magnésio) (SCHMIDELL et al., 2007).

A legislação é a primeira condicionante para um projeto de uma estação de tratamento de efluentes industriais, sendo importante ressaltar que as diferenças das legislações muitas vezes inviabilizam a cópia de uma estação de tratamento que apresente sucesso em um Estado para outro. Uma ETA pode ser suficiente para atender a legislação de um Estado mas não atender a todos os limites estabelecidos por outro Estado.

Os parâmetros para controle da carga orgânica são aplicados de forma muito diferente, entre alguns Estados. No Estado do Rio de Janeiro a avaliação é feita utilizando-se os parâmetros DBO e DQO. Em relação a DBO a eficiência está diretamente ligada a carga orgânica em duas faixas: até 100 Kg DBO/d 70% e acima de 100 Kg DBO/d 90%. Em

relação a DQO o controle é realizado por concentração existindo uma tabela na qual a tipologia da indústria é o indicador.

No Estado do Rio Grande do Sul as concentrações de DBO e DQO variam inversamente com a carga orgânica. Sendo assim quanto maiores as cargas orgânicas menores são as concentrações permitidas para lançamento.

No Estado de São Paulo o controle é realizado utilizando-se somente a DBO como parâmetro. É exigida a redução de carga orgânica de 80% ou que a DBO apresente concentração máxima de 60mg O<sub>2</sub> /L.

No Estado de Minas Gerais o controle é realizado de duas formas. Por concentração tanto da DBO quanto da DQO, sendo aplicados indistintamente para quaisquer indústrias. Os limites são 60 e 90 mgO<sub>2</sub>/L respectivamente. Por eficiência de redução da carga orgânica em relação a DBO mínima de 85% sendo atendidas em relação a DBO pelo menos uma das duas condições.

O Estado de Goiás limita a carga orgânica somente em relação a DBO, mas estabelecendo a concentração máxima de 60 mgO<sub>2</sub> /L ou sua redução em 80%.

Em relação aos sólidos em suspensão, que na maioria dos casos, se de composição orgânica podem ser relacionados diretamente com a DQO, somente os Estados de Minas Gerais e Rio Grande do Sul estabelecem limites de concentração para os mesmos.

Nos outros Estados o conceito é o mesmo do CONAMA sendo a carga orgânica controlada apenas no corpo receptor.

A Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece os padrões de lançamento de efluentes nos corpos hídricos brasileiros não fixa valores máximos para o parâmetro de cor. Entretanto estabelece que o

lançamento não poderá modificar a característica original do corpo receptor, ou seja, visualmente não poderá haver alteração (CONAMA, 2005). A inexistência de valores numéricos para os parâmetros de lançamento pode causar dificuldades em classificar um efluente como próprio para o lançamento.

Para efeito desta Resolução CONAMA nº430 de 13 de Maio de 2011 complementa e altera informações contidas na Resolução CONAMA nº 357, de 2005.

Das condições e padrões de lançamento de efluentes, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente no corpo receptor desde que obedeçam as condições e padrões previstas na resolução 430/2011.

a) pH entre 5 a 9;

b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;

c) materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone *Inmhoff*. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;

d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vez a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;

e) óleos e graxas:

1. óleos minerais: até 20 mg/L;

2. óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg/L;

f) ausência de materiais flutuantes;

g) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C): remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo.

A Tabela 1, apresenta os padrões de lançamento de acordo com a legislação ambiental em vigência.

Tabela 1 – Padrões de lançamento de acordo com a Resolução CONAMA nº430 de 13 de Maio de 2011.

<b>Parâmetros inorgânicos</b>	<b>Valores máximos</b>
Arsênio total	0,5 mg/L As
Bário total	5,0 mg/L Ba
Boro total (Não se aplica para o lançamento em águas salinas)	5,0 mg/L B
Cádmio total	0,2 mg/L Cd
Chumbo total	0,5 mg/L Pb
Cianeto total	1,0 mg/L CN
Cianeto livre (destilável por ácidos fracos)	0,2 mg/L CN
Cobre dissolvido	1,0 mg/L Cu
Cromo hexavalente	0,1 mg/L Cr+6
Cromo trivalente	1,0 mg/L Cr+3
Estanho total	4,0 mg/L Sn
Ferro dissolvido	15,0 mg/L Fe
Fluoreto total	10,0 mg/L F
Manganês dissolvido	1,0 mg/L Mn

Mercúrio total	0,01 mg/L Hg
Níquel total	2,0 mg/L Ni
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/L N
Prata total	0,1 mg/L Ag
Selênio total	0,30 mg/L Se
Sulfeto	1,0 mg/L S
Zinco total	5,0 mg/L Zn
<b>Parâmetros Orgânicos</b>	<b>Valores máximos</b>
Benzeno	1,2 mg/L
Clorofórmio	1,0 mg/L
Dicloroetano (somatório de 1,1 + 1,2cis + 1,2 trans)	1,0 mg/L
Estireno	0,07 mg/L
Etilbenzeno	0,84 mg/L
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,5 mg/L C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH
Tetracloroeto de carbono	1,0 mg/L
Tricloroetano	1,0 mg/L
Tolueno	1,2 mg/L
Xileno	1,6 mg/L

Fonte: Resolução CONAMA nº430 de 13 de Maio de 2011.

É de responsabilidade da indústria geradora de fontes poluidoras, realizar o automonitoramento para controle e acompanhamento periódico dos efluentes lançados nos corpos receptores, com base em amostragem representativa dos mesmos.

O órgão ambiental competente poderá realizar visitas periódicas nas indústrias emissoras e estabelecer critérios e procedimentos para a

execução e averiguação do automonitoramento de efluentes e avaliação da qualidade do corpo receptor.

## 1.10 TIPOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

### 1.10.1 Coagulação e floculação

O efluente industrial contém inúmeras substâncias, elementos químicos e micro-organismos considerados impurezas, que podem prejudicar o meio ambiente se não forem reduzidos ou eliminados antes do lançamento em um corpo receptor. Estas impurezas podem ser dispersões coloidais ou substâncias dissolvidas. Na maior parte dos casos, estas impurezas possuem cargas superficialmente negativas, impedindo que as mesmas se aproximem (LIBÂNIO, 2010).

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, 2001).

Libânio (2010) 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. Após o processo denominado de hidrólise (formação das espécies hidrolisadas), com a aproximação e a colisão das partículas desestabilizadas, ocorre a formação dos flocos os quais podem ser removidos por sedimentação, flotação e filtração (VALEZUELA, 2008).

A cor e turbidez no meio aquático se dão devido à presença de partículas coloidais que não sedimentam, portanto, não podem ser

removidas pelos processos de tratamento físicos convencionais. Tipicamente, os produtos químicos utilizados como coagulantes são sulfato de alumínio, aluminato de sódio, cloreto de alumínio, sulfato férrico, sulfato ferroso e cloreto férrico. Dependendo do tipo de efluente parâmetros como a agitação, a condutividade, a dosagem de coagulante, entre outros que influenciam na eficiência da coagulação, podem ser determinados em laboratório (LIBÂNIO et al., 2010).

Assim, a aplicação do processo de coagulação sobre o meio a ser tratado irá promover a desestabilização e agregação inicial da matéria coloidal ou substâncias dissolvidas, pela adição de produtos químicos (RICHTER, 1991). Para desestabilizar as impurezas faz-se necessário alterar suas características físico-químicas, por meio do processo de coagulação, geralmente, realizado com sais de alumínio e ferro, que resultam em um fenômeno químico, onde ocorrem reações do coagulante com a água, formando espécies hidrolisadas com carga positiva e o surgimento do fenômeno físico, que consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja contato com as impurezas presentes (VALENZUELA, 2008).

O mecanismo de coagulação-floculação das impurezas, que estão contidas nas águas residuais ou efluentes industriais, depende do tipo de coagulante utilizado, para se obter água tratada para fins domésticos, industriais ou atender à legislação no caso de lançamento. A coagulação resulta da ação individual ou combinada, de quatro mecanismos: compressão da camada difusa, adsorção-neutralização de cargas, varredura e adsorção-formação de ligações (LIBANIO, 2010).



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

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 é um parâmetro importante na floculação, devido à sua influência sobre a velocidade de formação dos flocos e a sua densidade. De maneira que gradiente de velocidade e tempo na agitação devem estar em nível moderado, pois o contrário poderá provocar a quebra dos flocos já formados, diminuindo assim a sua capacidade de remoção (VALENTE et al., 2012).

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 esse último o responsável pela remoção da cor e da turbidez (CARVALO, 2008; YILDIZ, 2008).

A separação das fases sólida (coagulada) e líquida (efluente tratado) ocorre na própria calha. O arraste para a superfície dos coágulos e flocos formados devido à adsorção desses ao hidrogênio gerado por eletrólise, sendo a fase tratada escoada pela parte inferior da calha. A separação de fases pode ser melhorada por sedimentação posterior, por ocasião da dessorção do hidrogênio (VALENTE et al., 2012).

Comparada a tradicional floculação e coagulação, a eletrocoagulação tem, em teoria, a vantagem de eliminar as partículas de menores dimensões coloidais, já que as menores partículas carregadas

têm uma maior probabilidade de coagulação devido ao movimento do campo elétrico (YILDIZ, 2008).

### **1.10.2 Filtração**

A filtração consiste na remoção de partículas suspensas e coloidais e de micro-organismos presentes na água que escoam através de um meio granular. Em geral, a filtração é o processo final de remoção de impurezas realizadas em uma ETA (estação de tratamento de água); e portanto, o principal responsável pela produção de água com qualidade e condizente com o padrão de potabilidade (RAMOS, 2008).

Na filtração rápida descendente, com ação de profundidade, as impurezas são retidas ao longo do meio filtrante, em contraposição de ação superficial, em que a retenção é significativa apenas no topo do meio filtrante. Independente da condição de filtração, após um certo tempo de funcionamento há a necessidade da lavagem do filtro, geralmente realizada por meio da introdução de água no sentido ascensional, com velocidade relativamente alta, para promover a fluidificação parcial do meio granular com liberação das impurezas (RAMOS, 2008).

O retorno das águas ao processo industrial tende a ser uma alternativa importante, minimizando o impacto sobre as reservas hídricas, para o processamento de alimentos. Tecnologias de separação por membranas são potencialmente capazes de reduzir a carga orgânica dos efluentes poluídos ou águas de processo da indústria de peixe, tornando um filtrado final, cuja descarga tem um impacto mínimo no meio ambiente (PÉREZ-GÁLVEZ et al., 2011), ou mesmo dependendo do processo de filtração empregado, pode ser retornada ao processo, desde que atinja os padrões indicados para o setor.

Embora, todos os processos de membrana sejam utilizados para a separação de proteínas/purificação, o maior interesse tem sido a aplicação de pressão nos processos de MF (microfiltração), UF (ultrafiltração) e NF (nanofiltração). MF já está estabelecida como uma operação unitária em engenharia ambiental, biotecnologia, ciências da vida e medicina, bem como várias outras áreas. Membranas são adequadas para a separação de partículas finas na gama de tamanho de 0,1-10,0  $\mu\text{m}$ , enquanto as membranas de UF, com tamanho de poro de 1-100 nm, foram desenvolvidas para proporcionar uma elevada retenção de proteínas e outras macromoléculas. O processo de UF tornou-se particularmente importante para a concentração de soluções proteicas. Exemplos de processos de membrana comercial envolvem a filtração de soluções de proteína na presença de eletrólitos, a concentração de proteínas de soro de leite na indústria leiteira, recuperação de proteína a partir de plasma sanguíneo, a concentração de proteína no processamento a jusante, entre outros. NF é outra tecnologia promissora que separa solutos com base na carga e tamanho (SAXENA et al., 2009).

MF é amplamente utilizado para a separação, purificação e clarificação de soluções contendo proteínas, é aplicada, para a recuperação de proteínas extracelulares produzidas através da fermentação. Neste processo as macromoléculas de proteínas envolvidas são muito menores do que os poros da membrana de MF e normalmente não devem ser retidos (RAMOS, 2008; SAXENA et al., 2009).

MF é comumente utilizado para recuperar macromoléculas e reter partículas coloidais suspensas e estão sendo integrados em ambos os processos a montante e a jusante. Uma grande gama de aplicações MF é

relatada para etapas de pré - tratamento, a remoção de moléculas proteicas de todos os tamanhos, clarificar suspensões celulares e esterilização de líquidos (SAXENA et al., 2009).

Dentre os processos de separação por membrana, o processo de nanofiltração (NF) tem se destacado. Tem sido progressivamente implementado para o tratamento de águas e reuso de efluentes líquidos. Em combinação com processos convencionais ou operado isoladamente, possibilita a retenção de sólidos solúveis, como sais, coloides e componentes orgânicos, gerando um efluente tratado com qualidade adequada para ser utilizado na geração de vapor, em torres de resfriamento, na produção de água para injeção em poços de extração de petróleo, ou mesmo na potabilização da água (RAMOS, 2008).

### **1.10.3 Adsorção**

É comum o emprego de tratamento terciário com a finalidade de se conseguir remoções adicionais de poluentes em águas residuais, antes de sua descarga no corpo receptor e/ou para recirculação em sistema fechado. Essa operação é também chamada de “polimento”. O efluente líquido tratado é submetido a processos e operações como adsorção sobre carvão ativado, remoção de nitrogênio, remoção de fósforo, remoção de substâncias inorgânicas e outros. O cromo residual também é removido nesta etapa de tratamento, principalmente pelos métodos de adsorção e/ou troca iônica (JOST, 1990).

Em função das necessidades de cada indústria, os processos de tratamento terciário são muito diversificados; no entanto, podem-se citar as seguintes etapas: filtração, cloração ou ozonização para a remoção de bactérias, adsorção por carvão ativado, e outros processos de adsorção

química para a remoção de cor, redução de espuma e de sólidos inorgânicos tais como: eletrodialise, osmose reversa e troca iônica (NUNES, 2008).

No processo de adsorção, empregam-se, como adsorventes, compostos de natureza inorgânica como: carvão ativado, sílica gel, alumina, zeólitas, entre outros, e de natureza orgânica como: macrófitas aquáticas e diversas biomassas, tidas como resíduos industriais. Todos capazes de remover metais pesados de meios aquosos (VEIT, 2006; PIETROBELLI et al., 2007).

Ao introduzir sais simples em um sistema coloidal ocorre o aumento da densidade de cargas na camada difusa e a diminuição da esfera de influência das partículas, ocasionando o que se chama de coagulação por compressão da camada difusa. O aumento de íons positivos e negativos na água acarreta o acréscimo do número de íons na camada difusa que, para manter-se eletricamente neutra tem seu volume reduzido, de modo que as forças de Van Der Waals sejam dominantes, eliminando-se a estabilização eletrostática (DI BERNARDO, 2003).

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).

Um método bastante utilizado é o de empregar filtros de areia e carvão ativado. Existem substâncias que agem como adsorventes, fixando em sua superfície outras substâncias que conferem gosto e odor à água e

matéria orgânica dissolvida. Entre as substâncias adsorventes cita-se a turfa, cinza, areia, carvão vegetal, casca de extração do tanino, flocos de hidróxido férrico, trocadores iônicos granulados, carvão ativado, etc. (NUNES, 2008).

O carvão ativado é uma substância adsorvente, possuindo uma elevada área superficial muito porosa, com a grande vantagem de ser regenerável, ou seja, é possível reativar seu poder de adsorção. Além de remover as substâncias citadas, remove também cor (característica física, devido à existência de matéria dissolvida), fenóis, nutrientes (fosfatos, nitratos) sólidos em suspensão, matéria orgânica não biodegradável, entre outros (NUNES, 2008).

### 1.11 ELETROCOAGULAÇÃO APLICADA AO TRATAMENTO DE EFLUENTES

O tratamento de efluentes por eletrocoagulação (EC) vem sendo praticado com sucesso, mas com popularidade limitada. Na última década, esta tecnologia tem apresentado uso crescente na América do Sul e na Europa para o tratamento de efluentes industriais contendo metais. Na América do Norte a eletrocoagulação é aplicada a vários resíduos líquidos, como no tratamento das águas residuais das indústrias de papel, mineração e indústrias de processamento de metais e celulose (MOLLAH, 2001; TCHAMANGO et al., 2010).

A eletrocoagulação tem sido aplicada para o tratamento de água contendo resíduos alimentares, químicos e resíduos de polimento mecânico, resíduos e solução contendo metal. Normalmente, os estudos empíricos são feitos no eletrocoagulador para definir os principais parâmetros de operação para grandes volumes de água contaminada ou

de fluxos de resíduos. A tecnologia foi otimizada para minimizar o consumo de energia elétrica e maximizar as taxas de transferência de efluentes (MOLLAH, 2001).

A eletrocoagulação tem o potencial de ser a escolha distinta econômica e ambiental para o tratamento de águas residuais e outras questões relacionadas com a gestão da água. É uma técnica eficiente uma vez que a adsorção em superfícies de hidróxidos minerais é 100 vezes maior *in situ*, comparativamente aos pré-hidróxidos precipitados quando são utilizados hidróxidos de metais como coagulantes. A eletrocoagulação necessita de equipamentos simples e pode ser destinada para todas as escalas de processo, além de ser rentável e facilmente acessível. Os custos de *start-up* e operação são relativamente baixos. Ela exige baixo custo de manutenção, sem partes móveis, uma vez que praticamente nenhuma adição de produtos químicos é necessária neste processo, o que traz oportunidade mínima de poluição secundária. É operada em baixa corrente, e pode ser executada até mesmo por processos verdes, tais como, solar, moinhos de vento e células a combustível (MOLLAH, 2001).

Em compostos orgânicos biodegradáveis, a eletrocoagulação tem a capacidade de quebrar, de forma segura e com relativa rapidez, estes materiais e removê-los do meio ambiente. Os colóides hidrofílicos são responsáveis pela coloração da água e caracteristicamente têm uma origem orgânica, com um R-NH suspenso ou R-OH, já os colóides hidrofóbicos são de origem mineral. A aglomeração ocorre devido às superfícies negativas concentradas que fazem aglomeração. Colóides nunca são perfeitamente hidrofílicos ou hidrofóbicos, a fração de qualquer destas características depende da sua constituição

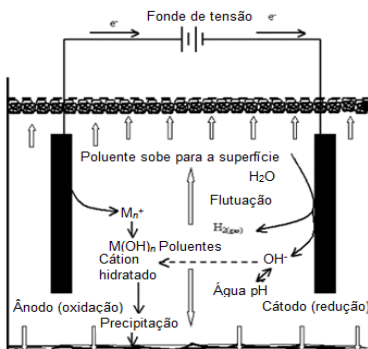
molecular. Devido à baixa velocidade de sedimentação, a melhor maneira para eliminar coloides é o processo de coagulação-floculação. O objetivo da coagulação é desestabilizar a carga eletrostática para promover a união de coloides, permitindo assim a sua aglomeração durante o passo de floculação (CASILLA et al., 2007).

Na eletrocoagulação, um conjunto de eletrodos é geralmente ligado a uma fonte externa e se baseia na geração de coagulantes “*in situ*” por dissolução anódica (de alumínio ou ferro,) e produção de hidróxido através da hidrólise da água no cátodo, que desestabilizam e agregam as partículas promovendo a adsorção dos contaminantes dissolvidos e a sua precipitação (AOUNI et al, 2009; ONCEL et al., 2013).

A eletrocoagulação acontece quando o ânodo de sacrifício sofre a oxidação liberando íons metálicos e o cátodo sofre a redução, ocorrendo a formação de íons hidroxila, através da hidrólise da água. Os íons metálicos dissolvidos a um pH adequado, formam coagulantes e combinam-se com os íons hidroxila, formando os compostos hidróxidos metálicos, que favorecem a formação de flocos por desestabilização dos contaminantes ou partículas suspensas, permitindo a remoção de poluentes por sedimentação ou flotação, essas reações podem ser observadas na Figura 3 (TCHAMANGO et al., 2010; KATAL; PAHLAVANZADEH 2011).



Figura 2 - Esquema do sistema de eletrocoagulação.



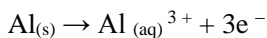
Fonte: Mollah (2004).

Segundo Bouhezila (2011), Akbal (2012) e Khandegar e Saroha (2012), quando o alumínio e ferro são utilizados como material do ânodo, as reações que ocorrem em eletrodos durante a eletrocoagulação são as seguintes:

### **Eletrodos de alumínio**

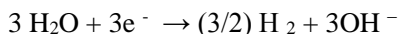
#### **Equação (1)**

Reação de oxidação ocorre no ânodo:



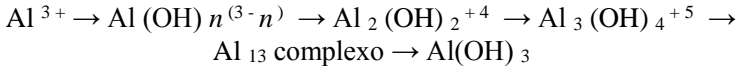
#### **Equação (2)**

Reação de redução tem lugar no cátodo:



#### **Equação (3)**

A reação global durante a eletrólise:



O material do eletrodo aplicado ao tratamento de águas residuais não pode ser tóxico para a saúde humana e ao ambiente. Os materiais comumente empregados são alumínio, ferro, aço inoxidável, aço carbono e grafites todos apresentam eficiência, baixo custo, de fácil aquisição e não tóxicos (MOLLAH, 2004; KATAL; PAHLAVANZADEH, 2011).

A utilização de diferentes combinações de (Al / Al, Al / Fe, Fe / Al, Fe / Fe) do eletrodo para o tratamento de águas residuais tem sido relatada na literatura (BOUZEHILA et al., 2011).

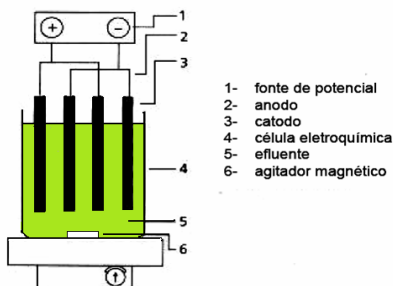
### 1.6.1 Tipos de reatores

Vários tipos de reatores foram propostos, monopolar, bipolar entre outros, sendo que o mais utilizado é o reator monopolar (MOLLAH, 2001). Os reatores consistem de pares de placas metálicas usando conexão elétrica em paralelo e ligado a uma fonte de corrente elétrica contínua. As placas dos metais são conhecidas como eletrodos de sacrifício. Os eletrodos podem ser construídos de um mesmo material ou podem ser de materiais diferentes (MOLLAH, 2001; KHANDEGAR; SAROHA, 2013).

Um reator monopolar de eletrocoagulação pode ser composto por uma célula eletrolítica com um ânodo e um cátodo. Quando conectado a uma fonte de potencial externa, o ânodo sofre corrosão em decorrência da oxidação, enquanto o cátodo é sujeito a reações de redução. Neste caso, é requerido o uso de eletrodos de grande área, ou a utilização de eletrodos conectados em paralelo, como mostra a Figura 4. Este reator é denominado monopolar. Em arranjo paralelo, a corrente elétrica é dividida entre todos os eletrodos em relação à resistência das celas

individuais. Este tipo de reator é o mais utilizado em tratamento de efluentes industriais.

Figura 3 – Esquema de um reator monopolar de eletrocoagulação.



Fonte: Crespilho e Rezende (2004).

As configurações usuais dos reatores de eletrocoagulação são tipicamente placas (vertical ou horizontal), placas perfuradas, tubos concêntricos, e reatores de leito fluidizado (MOLLAH, 2001; MOLLAH, 2004).

Existe uma variedade de reatores citados na literatura, tanto na forma geométrica, quanto no material utilizado ou no arranjo dos eletrodos. As variações de projeto incluem: um reator de leito fluidizado, que emprega pastilhas de alumínio e eletrodos em paralelo (WIMMER, 2007); reatores com sistemas de agitação mecânica ou por barra magnética ou com recirculação externa; reatores com eletrodos colmeias em ferro, reatores em série com eletrodos em malha plana de fio de aço (MATTESON et al., 1995), reatores com placas de alumínio arranjadas em paralelo na forma monopolar e bipolar (DROGUI et al., 2008). Mollah (2004) relata o uso de reatores de fluxo contínuo, com fluxo na vertical e na horizontal com eletrodos de placas quadradas ou retangulares

montadas em paralelo, também relata o uso de reatores formados por tubos concêntricos, sendo estes dutos de fluxo e também eletrodos cátodo e ânodo.

A essência de um reator de EC é uma pilha eletroquímica na qual um ânodo de sacrifício de metal é usado para adicionar à água poluída um agente coagulante (HOLT et al., 2005). O material do eletrodo usado determina o tipo do coagulante (HOLT, 2002). O eletrodo de sacrifício e o cátodo podem ser compostos do mesmo ou de diferentes materiais (MOLLAH, 2004). Em geral, os materiais utilizados para a eletrocoagulação são o alumínio e o ferro, em forma de chapas ou em forma de empacotados de sucata (WIMMER, 2007).

Além destes, existem relatos de uso de vários materiais como eletrodos, incluindo aço inoxidável e platina, mas alguns deles apresentaram rápida perda de atividade devido à obstrução da superfície (carbono vítreo), outros liberavam íons tóxicos ( $PbO_2$ ) e outros mostraram ter vida útil limitada ( $SnO_2$ ) (HOLT, 2002)

O uso de materiais idênticos na confecção do eletrodo, destinados ao tratamento de efluentes apresentam como vantagem o mesmo potencial, desgastes uniformes entre os eletrodos, simplificam a manutenção e o baixo custo por ser o mesmo material (SILVA, 2002).

Não há certamente nenhum “reator dominante” da EC em uso. As condições de operação relatadas e o desempenho, espelhados em uma larga variação de projeto, fazem com que os reatores sejam “ajustados” para servir a uma aplicação específica (WIMMER, 2007). Cada sistema eletrolítico tem seu próprio conjunto de vantagens e desvantagens, entre as quais vários graus de tratamento e habilidade; porém, o importante em

um projeto de um reator de eletrocoagulação é fazer que seja alcançada a máxima eficiência do equipamento (MOLLAH, 2004).

### **1.11.2 Efeito das características do efluente no processo de eletrocoagulação**

#### **1.11.2.1 pH**

O pH do efluente afeta na eficiência da eletrocoagulação e a solubilidade dos hidróxidos metálicos, com melhor remoção de poluentes encontrados em pH 7. O consumo de energia é, no entanto, superior em pH neutro, devido à variação da condutividade. Quando a condutividade é alta, o efeito do pH não é significativo (CHEN, 2004).

Quando se utiliza 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 baixos valores de pH, 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 pouca quantidade 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 monomérico e polimérico. A maior proporção de alumínio da espécie polimérica, é formada para pH entre 4 e 5 (JIMÉNEZ et al., 2012).

### 1.11.2.2 Condutividade elétrica

O mecanismo da EC é altamente dependente da química do meio aquoso, especialmente a condutividade. Além disso, outras características tais como pH, tamanho de partícula e concentrações dos constituintes químicos influenciam também no processo.

A condutividade da solução é muito importante no processo de eletrólise, já que a eficiência de remoção do poluente e custo operacional estão diretamente relacionados com essa característica (KHANDEGAR; SAROHA, 2013).

A solução deve ter alguma condutividade mínima para que aconteça um fluxo da corrente elétrica. A condutividade de um efluente pode ser ajustada pela adição de uma quantidade suficiente de sais, em geral, se faz uso do cloreto de sódio (NaCl) por ser um produto de baixo custo e não ser tóxico, é conhecido por afetar a tensão da célula (U), a eficiência de corrente e o consumo de energia elétrica, devido à 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).

Com a utilização de NaCl em altas concentrações, ocorre a liberação de íon  $\text{Cl}^-$  podendo ocorrer a formação de compostos organoclorados de toxicidade considerável (DASESHVAR et al., 2007). Segundo Chen (2004), a presença dos íons cloreto poderia reduzir significativamente o efeito adverso de ânions, tais como  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ . A existência de íons carbonato ou íons sulfato levaria à precipitação dos íons  $\text{Ca}^{+2}$  e  $\text{Mg}^{+2}$ , que formam uma camada isolante na superfície dos eletrodos, aumentando a resistência elétrica dos eletrodos causando uma diminuição significativa na intensidade de corrente.

Para Khandegar (2013), a adição de NaCl é uma alternativa para melhorar a condutividade da solução, pois o consumo de energia é reduzido quando a condutividade da solução é adequada.

#### 1.11.2.3 Densidade de corrente elétrica

A corrente utilizada na eletrofloculação vai determinar a quantidade de metal (Fe, Al entre outros) que será oxidada no ânodo. Os cuidados devem ser tomados ao escolher o valor da densidade de corrente elétrica aplicada. Elevada corrente pode significar perda de potência, pois parte dela se dissipará pelo efeito Joule, e também maior frequência de manutenção dos eletrodos (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

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, 2001).

A densidade de corrente é crítica, no processo de eletrocoagulação, uma vez que é variável operacional que pode ser controlada. Ela determina 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).

#### 1.11.2.4 Agitação

A agitação influencia fortemente no desempenho e na eficácia dos reatores de eletrocoagulação (HOLT et al., 2002). Nos processos de eletrofloculação e flotação, o transporte de massa pode ser mais eficiente através do aumento da turbulência ou mistura. A mistura do fluido pode

ser aumentada, aumentando a taxa de fluxo dentro do reator de eletrocoagulação. O aumento no nível de turbulência ajuda a reduzir a passivação das placas dos eletrodos (MOLLAH, 2004).

A agitação aumenta a homogeneidade em todo o reator e é geralmente obtido com uma fonte mecânica, como um agitador. Na eletrocoagulação, os reatores em batelada eletrolíticos produzem bolhas de gás *in situ* que são o oxigênio e hidrogênio, que podem ajudar na agitação (HOLT et al., 2005).

Segundo Mollah (2004), essas bolhas são esferas com propriedades isolantes, e se estas se acumularem na superfície do eletrodo irá aumentar a resistência elétrica da célula e, como resultado, mais energia elétrica deverá ser utilizada para alcançar melhor eficiência de remoção. Assim, para minimizar ou eliminar o acúmulo de bolhas em torno dos eletrodos, o fluxo dentro do reator deverá ser suficiente.

#### 1.11.2.5 Consumo de energia

O tratamento de efluente é um processo de grande consumo de energia, as principais despesas operacionais do processo eletrolítico referem-se ao desgaste de eletrodos e ao consumo de energia. O consumo de energia é definido como a quantidade de energia consumida por unidade de massa orgânica removida, está relacionada com a intensidade de corrente utilizada, condutividade do efluente, espaçamento e passivação dos eletrodos (IBEAS, 1998). De acordo com Kobyas (2006), o consumo de energia em um reator batelada pode ser calculado utilizando a Equação 4.



**Equação (4)**

$$C = \frac{U \cdot i \cdot t}{v}$$

Sendo C o consumo de energia (em Wh/m<sup>3</sup>), U a tensão elétrica aplicada ao processo em Volts (V), i a corrente elétrica aplicada (em A), e t o tempo de aplicação da corrente ou tempo de processo (h) e v o volume de efluente tratado (m<sup>3</sup>).

Os benefícios do processo de eletrocoagulação devem estar além da eficiente remoção de poluentes, associando o baixo consumo de energia, condição esta que pode ser possível se a água residual a ser tratada for de alta condutividade (BAYAR et al., 2011).

#### 1.11.2.6 Passivação do eletrodo

A passivação do eletrodo é a formação de uma camada inibidora (normalmente um óxido) na superfície do mesmo, a qual é indesejável para a dissolução do ânodo e operação da eletrocoagulação. A corrente e a potência dependem da resistência total do sistema. Qualquer resistência de uma camada passiva aumenta o potencial da célula, mas não afeta o coagulante ou as taxas de produção de bolhas.

A utilização de água deionizada minimiza a presença de contaminantes, tais como carbonatos, que podem facilmente passivar os eletrodos. Os eletrodos devem ser limpos periodicamente para remover qualquer material de passivação. Isto mantém constante a integridade dos eletrodos e assegura a dissolução anódica. A formação de camadas impermeáveis impede o transporte de corrente tornando o processo ineficiente entre o ânodo e o cátodo. A corrosão nos eletrodos pode ser removida usando corrente alternada substituindo a corrente contínua no eletrocoagulação (KHANDEGAR; SAROHA, 2013).

#### 1.11.2.7 Tempo de eletrocoagulação

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

#### 1.11.2.8 Distância entre os eletrodos

De acordo com as características do efluente, a eficiência do processo pode ser melhorada variando-se a distância entre os eletrodos. A influência sobre o processo se explica pelo fato de que o campo elétrico entre os eletrodos diminui à medida que está variável aumenta. Quanto maior a distância entre os eletrodos, maior deverá ser a diferença de potencial aplicada, pois a solução possui resistividade à passagem de corrente elétrica (CRESPILO; REZENDE, 2004).

Quando se trabalha com eletrólito de alta condutividade, aumentando-se a distância entre eletrodos, a eficiência de remoção aumenta. Esta mudança provavelmente ocorre porque os efeitos eletrostáticos dependem da distância entre eletrodos, então, quando esta aumenta, o movimento dos íons produzidos seria mais lento e os mesmos teriam maior oportunidade de produzir e agregar flocos. Além disso, estes flocos são capazes de adsorver mais moléculas (DANESHVAR; SORKHABI, 2004).

Se tratando de redução de custos de operação é uma importante variável, por isso se recomenda, que quando a condutividade do efluente for relativamente elevada, utilizar um maior espaçamento entre os eletrodos. Já em situações de valor moderado, recomenda-se usar um menor distanciamento, pois isto reduzirá o consumo de energia sem alterar o grau de separação, visto que neste caso, a corrente não seria alterada, facilitando a floculação dos poluentes (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

Segundo Nanseu-njiki et al. (2009), a influência da distância entre os eletrodos está relacionada com a máxima remoção dos poluentes, variando o intervalo de 1 a 5 cm. Estudos realizados por esses autores demonstraram que o aumento da distância entre os eletrodos aumenta ligeiramente a remoção do poluente, e isto foi observado para qualquer natureza de eletrodo.

#### 1.6.4 Vantagens e desvantagens do tratamento eletrolítico

As vantagens relacionadas ao sistema de eletrocoagulação são as seguintes (MOLLAH, 2001; MOLLAH, 2004; VALENTE et al., 2012):

- requer equipamento simples e fácil de operar;
- o lodo formado tende a ser rapidamente decantado e é de fácil desidratação, visto que ele é composto por uma série de hidróxidos e óxidos metálicos, diferentemente do lodo gerado com os coagulantes convencionais;
- a eletrocoagulação gera efluentes com uma menor quantidade de sólidos dissolvidos, comparado com tratamentos químicos;

- evita a adição de substâncias químicas, diminuindo a possibilidade de poluição secundária (elevação da concentração de sulfatos, por exemplo, de matéria orgânica, polímeros);

- as bolhas de gases produzidas durante a eletrólise podem favorecer o processo de eletroflotação, onde as partículas sólidas são carregadas para o topo da solução. Assim, tem-se uma maior facilidade de concentração, coleta e remoção dos poluentes.

Embora a eletrocoagulação tenha numerosas vantagens, ela apresenta alguns inconvenientes tais como (MOLLAH, 2004; VALENTE et al., 2012):

- os eletrodos são eletro-dissolvidos e precisam ser constantemente substituídos;

- o alto consumo de energia elétrica eleva o custo operacional do processo;

- uma camada de óxido pode ser formada na superfície do cátodo, levando à perda de eficiência do processo (como pode ocorrer com o alumínio, por exemplo), no entanto, a mudança de polaridade pode ajudar a reduzir essa interferência;

- alta condutividade do efluente é requerida o que limita seu uso com água contendo baixos teores de sólidos dissolvidos;

- no caso da remoção de compostos orgânicos, alguns compostos clorados tóxicos podem ser formados “*in situ*”, por exemplo, se cloretos também estão presentes. Águas residuais com alto teor de ácido húmico podem ser favoráveis para a formação de trihalometanos. Se fenóis e metabólitos de algas e produtos de decomposição estão presentes, o cloro pode levar a geração de compostos com sabores e odores indesejáveis.

## REFERÊNCIAS

AFONSO, M. D.; BÓRQUEZ, R. Review of the treatment of seafood processing wastewaters and recovery of proteins therein by membrane separation processes-prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination**, v. 142, p. 29-45, 2002.

ALBARET, J. J.; LAE, R. Impact of fishing on fish assemblages in tropical lagoons: the example of the Ebrie lagoon, West Africa. **Aquatic Living Resources**, v.16, p.1-9, 2003.

ANDRADE, E. D. O. M.; LIMA, A. E. D. U. **Variação estacional da composição centesimal do peixe de água doce, *pimelodus darias* bloch (mandi)**. Anais Luiz de Queiroz, v. 32, p.575-586, 1975.

ARRUDA, L. F. BORGHESI, R.; BRUM, A.; REGITANO D'ARCE, M.; OETTERER, M. Nutritional aspects of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) silage. **Ciência e Tecnologia de Alimentos** v.26, n.4, p.749-756, 2006.

ASPÉ, E.; MARTÍ, M. C.; ROECKEL, M. Anaerobic treatment of fishery wastewater using a marine sediment inoculum. **Water Research**, v. 31, p.2147-2160, 1997.

AOUNI, A.; FERSI, C.; SIK, A. B. M.; DHABI, M. Treatment of textile wastewater by a hybrid electrocoagulation/nanofiltration process. **Journal of Hazardous Materials**, v.168, p. 868-874, 2009.

AKBAL, F.; CAMCI, S. Copper, chromium and nickel removal from metal plating wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, v. 269, p. 214-222, 2012.

BAYAR, S.; YILDIZ, S.Y.; YILMAZ, E. A.; IRDEMEZ, S. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. **Desalination**, v. 280, p.103-107, 2011

BERARDINO, S. DI; COSTA, S.; CONVERTI, A. Semi-continuous anaerobic digestion of a food industry wastewater in an anaerobic filter. **Bioresource Technology**, v. 71, p. 261-266, 2000.

BJORN, T. D.; STORMO, K. S.; LARSEN, R.; ERNSTSEN, H. H.; ELVEVOLL, E. O. Utilization of fish industry residuals: Screening the taurine concentration and angiotensin converting enzyme inhibition potential in cod and salmon. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 22, p.714-717, 2009.

BOUHEZILA, F.; HARTI, M.; LOUNICI, H.; MAMERI, N. Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor. **Desalination**, v. 353, p.280-347, 2011.

BOSCOLO, R. W.; HAYASCHI, C.; FEIDEN, A.; MEURER, F.; SIGNOR, A. A. Composição química e digestibilidade aparente da energia e nutrientes da farinha de resíduos da indústria de filetagem de tilápias, para a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Ciência Rural**, v. 38, p.2579-2586, 2008.

BRASIL. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011/.pdf>>. Acesso em: 27 Jun 2013.

BRASIL. MPA, Ministério da Pesca e Aquicultura. Pesca Industrial. 2011. Disponível em: <<http://www.mpa.gov.br/pescampa/industrial>>. Acesso em: 27 de Jun de 2013.

CASILLAS, M. A. H. Electrocoagulation mechanism for COD removal. **Separation and Purification Technology**, v.56, p. 204-211, 2007.

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

CLARK, Hélia Luiza Marquez. **Remoção de fenilalanina por adsorvente produzido a partir da torta prensada de grãos defeituosos de café**. (Dissertação) - Ciência dos Alimentos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2010.

CREPALDI, V. D.; FARIA, C.M. P.; TEIXEIRA, A. D. E.; RIBEIRO, P. L.; COSTA, P. A. A.; MELO, D.C. D.; CINTRA, R. P. A.; CINTRA, R. P. A.; PRADO, A. D. S.; COSTA, A. A. F.; DRUMOND, L. M.; LOPES, E. V.; MORAES, D. E. V. A situação da Aquacultura e da pesca no Brasil e no mundo, **Revista Brasileira Reprodução Animal**, v. 30, n3/4, p. 81-85, 2006.

CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C.G.; REZENDE, M. O. O. Tratamento de efluente de indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. **Química Nova**, v. 27, p. 387-392, 2004.

CODEVASF. Companhia de Desenvolvimento dos Vales São Francisco e do Parnaíba. Manual de criação de peixes em viveiro. Disponível em: <<http://www.codevasf.gov.br/publicacoes>>. Acesso em: 20 Mar 2014.

DANESHVAR, N., KHATAEE, A. R. GHADIM, A. R., RASOULIARD, M. H. Decolorization of C.I. Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC). **Journal of Hazardous Materials**, v.148, p.566-572, 2007.

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**, v.112, p.55-62, 2004.

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

DROGUI, P.; ASSELIN, M.; BRAR, S.K.; BENMOUSSA, H.; BLAIS, J. F. Electrochemical removal of pollutants from agro-industry wastewaters. **Separation and Purification Technology**, v.27, n.3, p.301-310, 2008.

EPAGRI, Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. **Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina de 2014**, v. 1, p. 125, 2014.

FAO, Food And Agriculture Organization. **Utilization and trade Fish**. Fisheries and Aquaculture Department, e-Bulletin, 2014.

FELTES, M. C. M.; CORREIA, C. F. J.; BEIRÃO, H. L.; BLOCK, M. J.; NINOW, L. J.; SPILLER, L. V. Alternativas para a agregação de valor aos resíduos da industrialização de peixe. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 669-677, 2010.

FORNARI, M.; Cobrança pelo uso deve estimular a reutilização. **Revista Saneamento Ambiental**. Ano XVI – nº118, p. 24-27, 2006.

GERMER, S. P. M.; VIALTA, A.; MOURAD, A. L. **A indústria de Alimentos e o Meio Ambiente**. Campinas: ITAL, 2002.

GONÇALVES, A. A. **Tecnologia do Pescado: Ciência, Tecnologia, Inovação e Legislação**. São Paulo: Atheneu, 2011.

GONZALEZ, J. F. Wastewater treatment in the fishery industry. **Fisheries Technical Paper**, p. 52, 1996.

GUERRERO, L.; OMIL, F.; MÉNDEZ, R. Anaerobic hidrólisis and acidogenesis of wastewaters from food industries with high content of organic solids and protein. **Water Research**, v. 33, n. 15, p. 3281-3290, 1998.

HESPANHOL, I. Esgotos como recursos hídricos: Parte I: Dimensões políticas, institucionais, legais, econômicos financeiras e sócio culturais. Engenharia – **Revista do Instituto de Engenharia**, ano 55, 1997, p.45 - 58.

HOLT, P.K.; GEOFFREY, W.; BARTON, M. W.; CYNTHIA, A. M. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation, **Colloids and Surfaces A: Physicochemical Engineering Aspects**, v. 211, p. 233 - 248, 2002.

HOLT, P. K.; BARTON, W. G.; MITCHELL, A. C. **The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology**. Chemosphere 59 (2005) 355-367. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 07 ago. 2014.



HORNES, O. M.; QUEIROZ, I. M. Efeito da razão c/n e do inoculo na remoção de nitrogênio do efluente da indústria da pesca pela cianobactéria *Aphanothece microscopica nãgeli*. **VETOR, Revista de Ciências Exatas e Engenharia**, v. 15, p. 25-32, 2005.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais renováveis. **Estatística da pesca 2006**, p. 174, 2008.

IBEAS. Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais. **Processos eletrolíticos no tratamento de esgotos sanitários**, p. 1-5, 1998.

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.

JOST, P. T. **Tratamento de efluentes de curtumes**. Rio de Janeiro: CNI-DAMPI, 1990.

KATAL, R., PAHLAVANZADEH, H. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. **Desalination**, v.265, p. 99-205, 2011.

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

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

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

LUNDORFF, W. MEYER, V. **El pescado e los productos de la pesca**. Espanha: Acribia, 1978.

LUCAS, C. P. A.; KOETZ, R. P.; PRZYBYLSKI, A. L. S. Tratamento Anaeróbico de Efluentes do Processamento de Corvina (*Micropogonias furnieri*) em reator UASB. **VETOR, Revista de Ciências Exatas e Engenharia**, v. 10, p.113-124, 2000.

MATTESON, M. J. DOBSON, R. L.; GLEN, L. W. J.; KUKUNOOR, N. S.; WAITS, W. H. I.; CLAYFIELD, E. J. Electrocoagulation and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles. **Colloids and Surfaces**, v.104, p.101-109, 1995.

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.

MIERZWA, J. C. **O uso racional e o reuso como ferramentas para gerenciamento de águas e efluentes na indústria estudo de caso da Kodak brasileira**. 2002. 354 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

MOLLAH, Y. M. U. Electrocoagulation (EC) — science and applications. **Journal Hazardous Materials**, v. 48, p. 29-41, 2001.

MOLLAH, Y. M. U. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal Hazardous Materials**, v. 114, p. 199-210, 2004.

MORENO, I. B. Descrição da pesca costeira de média escala no Litoral Norte do rio Grande do Sul: Comunidades pesqueiras de Imbé/Tramandaí e Passo de Torres/Torres. **Boletim do Instituto da Pesca**, v. 35, n.1, p.129-140, 2009.

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

MUTHUKUMARAN, S. KANAGARATMAM, B. Organic and nutriente reduction in a fish processing facility – A case study. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 85, p. 1-8, 2013.

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.

NUNES, D. L. **Preparação de carvão ativado a partir de torta prensada de *Raphanus sativus* L. E utilização para clarificação de soluções**. Dissertação (Mestrado) - Ciência de Alimentos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

OETTERER M. Produção de silagem a partir da biomassa residual de pescado. **Alimentos e Nutrição**, v. 5 p.119-131, 1994.

OETTERER, M. **Industrialização do Pescado Cultivado**. Guaíba: Livraria e Editora Agropecuária, Cap. 7, p. 174-175, 2002.

OLIVEIRA, M. R.; CARVALHO, M. M.; SOUZA, A. L., MOLINA, W. F.; YAMAMOTO, M. E.; CHELLAPPA, S. Caracterização da produção do peixe-voador, *Hirundichthys affinis* em Caiçara do Norte, Rio Grande do Norte, Brasil: durante 1993 a 2010. **Biota Amazônia**, v.3, n.2, p.23-32, 2013.

ONCEL, M. S., MUHCUA, A., DEMIRBS, B. E., KOYAA, M. A comparative study of chemical precipitation and electrocoagulation for treatment of coal acid drainage wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 1, p. 989-995, 2013.

PÉREZ-GÁLVEZ, R.; GUADIX, M. E.; BERGÉ, P. J.; GUADIX, A. Operation and cleaning of ceramic membranes for the filtration of fish press Liquor. **Journal of Membrane Science**, v. 384, p. 142-148, 2011.

PIETROBELLI, J. M. T. DE A.; MÓDENES, A. N; FAGUNDES-KLEN, M. R., ESPINOZA-QUIÑONES, F.R. Cadmium, copper and zinc biosorption study by non-living egeria densa Biomass. **Water Air Pollut**, p. 385-392, 2009.

RAMOS, G. M. R. **Fibras ocas compostas para osmose inversa e nanofiltração baseadas em poli (álcool vinílico) com resistência a agentes oxidantes e incrustações orgânicas.** Tese (Doutorado) - Curso em Engenharia Química. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

RESENDE, E. K. Migratory fishes of the Paraguay-Paraná Basin excluding the upper Paraná River. World Bank, cap. 3, p.99-155, 2003.

SANTOS, B.W.F. Nutrição de peixes de água doce: Definição, Perspectivas, Avanços Científicos. **Revista Panorama da Aquicultura**, v. 83, 2004.

SAXENA, A.; TRIPATHI, P. B.; MAHENDRA, K.; SHAHI, K.V. Membrane-based techniques for the separation and purification of proteins: An overview. **Advances in Colloid and Interface Science**, v.145, p.1-22, 2009.

SEIBEL, F. N.; SOARES, S. D. A. L. Produção de silagem química com resíduos de pescado marinho. **Brazilian Journal Food Technolgy**, v. 6, p. 333-337, 2003.

SERAFINI, M. A. **Cruzamento dialélico interespecífico entre pacu *Piaractus mesopotamicus* e tambaqui *Colossoma macropomum*.** Tese (Doutorado) - Zootecnia. Universidade Federal Lavras, Lavras, 2010.

SHAHIDI, F. Protein concentrates from underutilized aquatic species. Food Flavors: Generation. **Analysis and Process Influence**, v. 37, p.1441-1451, 1995.

SHAHIDI, F.; KAMIL, J. Enzymes from fish and aquatic invertebrates and their application in the food industry. **Food Science & Technology**, v.12, p. 435-464, 2001.

SILVA, G. G. H.; CAMARGO, A. F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhorniacrassipes*, *Pistiastratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 2, p. 519-526, 2002.

SOUZA, A. M.; VIDOTTI, M. R.; NETO, O. L. A. Redução no consumo de efluente gerado em abatedouro de tilápia do nilo através da implantação de conceitos de produção mais limpa (p+1). **Boletim do Instituto de Pesca**, v.34 n.2, p. 289 - 296, 2008

SUÁREZ-MAHECHA, H.; FRANCISCO, D. A.; BEIRÃO, H. L.; BLOCK, M. J.; SACCOL, A.; CARRASCO-PARDO, S. A importância dos ácidos graxos poliinsaturados presentes em peixes de cultivo e de ambiente natural para a nutrição humana. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 28, p.10 -110, 2002.

TCHAMANGO, S. Treatment of dairy effluents by electrocoagulation using aluminium electrodes. **Science of the Total Environment**, v.408, p. 947-952, 2010.

THRANE, M.; NIELSEN, H. E.; CHRISTENSEN, P.; Cleaner production in Danisch fish processing, experiences, status and possible, future strategies. **Journal of Cleaner Production**, v.17, p. 380-390, 2009.

VEIT, M. T. **Estimação dos parâmetros de transferência de massa para biossorção de cromo (III) e níquel (II) num sistema de contínuo em coluna de leito fixo pela biomassa de alga marinha sargassum filipendula**. Tese (Doutorado) – Engenharia Química. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2006.

YILDIZ, S. Y. Optimization of Bomaplex Red CR-L dye removal from aqueous solution by electrocoagulation using aluminum electrodes. **Journal Hazardous Materials**, v. 153, p. 194-200, 2008.

UNESCO, United Nations, Educational Scientific and Cultural Organization. Water for Life: Fundamentals of Integrated Water Resources Management, 2012. Disponível em: <[http://www.unesco.org/new/en/naturalsciences/environment/water/singleviewfresch/water/news/water\\_for\\_life\\_fundamentals\\_of\\_integrated\\_water\\_resources\\_management/](http://www.unesco.org/new/en/naturalsciences/environment/water/singleviewfresch/water/news/water_for_life_fundamentals_of_integrated_water_resources_management/)> Acesso em: 27 Jun 2013.

VALENTE, G. F. S. The efficiency of electrocoagulation in treating wastewater from a dairy industry. **Journal Hazardous Materials, Part I: Iron electrodes**, v. 47, p. 355-361, 2012.

VALENTE, M. A.; ALEXANDRE, M. V.; CAMMAROTA, C. M.; FREIRE, G. M. D. Pré-hidrólise enzimática da gordura de efluente da indústria de pescado objetivando o aumento da produção de metano. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 30, n. 2, p. 483-488, 2010.

VALENZUELA, J. **Tratamento de Efluentes em Indústrias Galvanotécnicas**. São Paulo: Páginas & Letras, 2008.

WELCOMME, R. L. A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. **Fischeries Manangement and Ecolosy**, v.6, p.1-9, 1999.

WIMMER, A. C. S. **Aplicação do processo eletrolítico no tratamento de efluentes de uma indústria petroquímica**. Dissertação (Mestrado) - Ciência dos Materiais e Metalurgia, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007

## **CAPITULO 2 - TRATAMENTO DE EFLUENTES SIMULADOS DA FILETAGEM DE PESCADO**

---

### **1 INTRODUÇÃO**

A indústria de processamento de peixe produz cerca de 60 % de resíduos sólidos, o que tem sido amplamente estudado devido às características poluentes ou para a utilização em produtos de baixo valor agregado (PICOT et al., 2006; CHALAMAIAH et al., 2012). Com relação aos efluentes do processamento de pescados, poucos estudos consideram a composição dos sólidos carreados durante o processamento.

De acordo com a *Food Ingredients Brasil* (FI, 2009) apesar da variabilidade da composição química da carne de pescado, suas características se aproximam da composição das carnes de aves, bovinos e suínos. A carne de pescado tem como principal componente a água, cuja proporção na parte comestível pode variar de 64 a 90 %, seguindo das proteínas de 8 a 23 %, e dos lipídeos 0,5 a 25 %.

Os efluentes da filetagem de pescados carregam parte destes compostos e, tratados ou não, quando dispostos nos corpos de água ocasionam alterações em suas características físicas, químicas, biológicas, podendo gerar efeitos indesejáveis ao meio ambiente (BERARDINO; COSTA; CONVERTI, 2000).

Para tratamento de efluentes torna-se necessário o conhecimento das características físico-químicas das águas residuais, de maneira a determinar o impacto ambiental e adequar os despejos aos parâmetros da legislação ambiental, bem como aplicar técnicas e instalações eficientes no tratamento (GONZÁLEZ, 1996).

Shahidi et al. (1999) afirmam que o principal desafio das indústrias de alimentos nos últimos anos é apresentar conformidade com as normas de qualidade da água. Os efluentes das plantas de processamento de alimentos são caracterizados por altas demandas químicas e bioquímicas de oxigênio e de sólidos totais. Uma forma de reduzir as cargas poluentes é com a recuperação dos sólidos através da coagulação e valorização dos sedimentos (MURUETA; DEL TORO; CARREÑO, 2007).

O avanço das pesquisas, em busca de tratamentos de efluentes que sejam eficientes e de baixo custo, fez ressurgir o interesse pela eletrocoagulação para o tratamento de águas residuais (MOLLAH, 2004). Neste trabalho foram realizados ensaios preliminares em efluentes simulados da filetagem de pescado com o objetivo de estabelecer os parâmetros de operação do reator de eletrocoagulação, utilizando eletrodos de alumínio.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS**

Para obtenção das amostras da água residual da filetagem de pescado, foram realizados dois ensaios com o intuito de simular o processo da filetagem de pescado, utilizando os peixes espada (*Lepidopus caudatus*) e anchova (*Pormatomus saltatrix*), sem a presença de sanitizantes, detergentes e outros contaminantes comuns em efluentes industriais. As operações foram realizadas nas dependências da Usina de Tecnologia de Pescados, do Departamento de Ciência e Tecnologia de Alimentos, Centro de Ciências Agrárias (CCA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Os filés de peixe espada congelado foram



adquiridos no Mercado Municipal de Florianópolis-SC (oito unidades). Foram descongelados sob refrigeração e todos os filés foram colocados em um recipiente com 30 litros de água em repouso por 20 minutos, a fim de simular a água residual gerada no processo de filetagem de pescado. Após este período foram obtidos 30 litros de efluente, esta amostra foi filtrada (10 mesh) a fim de retirar os sólidos, envasado em recipientes plásticos de 600 mL e, armazenada sob refrigeração a 4 °C. O tratamento da água foi realizado dentro de, no máximo 24 horas, a fim de manter a integridade da amostra e simular o tratamento do efluente industrial, o processo de eletrocoagulação seguiu sob temperatura ambiente conforme os tratamentos de efluentes convencionais.

A segunda amostra de água residual da filetagem de peixe foi gerada a partir da espécie anchova (*Pormatomus saltatrix*) foi obtida a partir de quatro unidades de peixe eviscerado, adquirido em uma peixaria do município de Florianópolis, armazenado em caixa térmica com gelo e encaminhado imediatamente para usina de processamento. Os peixes foram lavados com água corrente, seguindo com a retirada da pele e filetagem. Em todas as etapas do processo foi utilizada água corrente e a mesma foi coletada em um recipiente plástico onde foram obtidos dezesseis litros de água residual do processamento. A amostra foi homogeneizada manualmente com um bastão de vidro e armazenada em recipientes plásticos de 600 mL sob refrigeração para realização de testes posteriores.

## 2.2 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

Os ensaios preliminares do tratamento de eletrocoagulação foram realizados em duas etapas conforme planejamento

experimental apresentado nas Tabelas 1 e 2. As análises foram realizadas em triplicata (n=3) e a simulação das amostras foi realizada de acordo com o fluxograma apresentado nas Figuras 1 e 2.

Tabela 1 – Planejamento experimental das condições operacionais do processo de eletrocoagulação da água residual de filé de peixe espada

Densidade de corrente (A/cm <sup>2</sup> )	Agitação (30 rpm)	Centrifugação (1789 x g por 20 min)	Tempo (minutos)
0,5	NÃO	NÃO	5
			10
			15
			20
	NÃO	SIM	5
			10
			15
			20
	SIM	SIM	5
			10
			15
			20
SIM	NÃO	5	
		10	
		15	
		20	

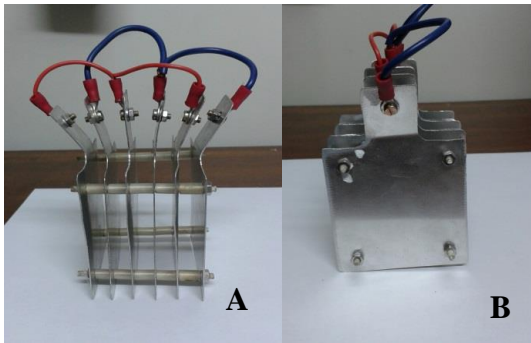
Tabela 2 – Planejamento experimental das condições operacionais do processo de eletrocoagulação do efluente da filetagem de anchova.

Agitação (30 rpm)	Densidade de corrente (A/cm <sup>2</sup> )	Tempo (minutos)
SIM	0,5	5
		10
		15
	1,0	5
		10
		15

### 2.3 PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO

O sistema de eletrodos monopolares foi montado com seis placas de alumínio, conectadas eletricamente em paralelo, resultando em três pares de eletrodos. O reator empregado apresentava placas de alumínio com dimensões de 91,20 mm de altura e 59,54 mm de largura com espessura de 0,64 mm, sendo a distância entre as placas de 8,47 mm. O distanciamento e o isolamento das placas foram feitos por anéis de PVC, com comprimento de 8,43 mm cada e largura de 5,01 mm, conferindo um arranjo de placas equidistantes. O sistema de placas foi fixado com parafusos de PVC, que proporcionaram sustentação, rigidez mecânica e isolamento elétrico. As placas da mesma polaridade foram interligadas através de conectores fixados com parafuso metálico e fio de cobre, conforme ilustrado na Figura 1.

Figura 1 – Placas do reator eletrolítico: (A) vista frontal e (B) vista lateral.



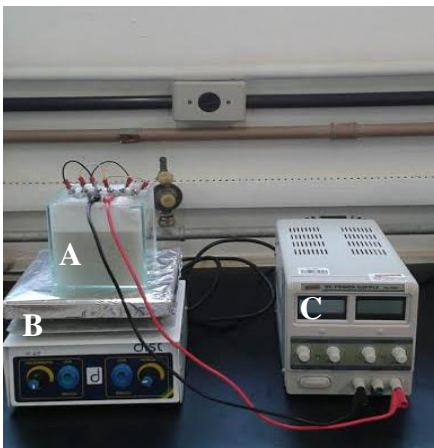
Fonte: Acervo do autor (2014).

A fonte utilizada foi da marca Instrutherm (modelo FA 3003/ FA-3005, São Paulo, Brasil) com tensão máxima de 30V e corrente máxima de saída variando 3A, com precisão de indicação de corrente de  $\pm 2\%$ .

O sistema de agitação foi montado usando um agitador magnético, da marca Dist (modelo DI 03, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil). Esse sistema de agitação promoveu a homogeneização do efluente durante o tratamento de eletrocoagulação.

Para o processo de eletrocoagulação (Figura 2), foram utilizados 600 mL dos efluentes (água do filé de peixe espada e efluente da filetagem de anchova) em cada ensaio, os quais foram tratados em cuba de vidro. As variáveis empregadas nos tratamentos foram as previstas nas Tabelas 1 e 2.

Figura 2 – Processo de eletrocoagulação para tratamento do efluente da filetagem de pescado: (A) amostra na cuba de vidro durante o tratamento de EC, (B) agitador magnético e (C) fonte de corrente contínua.



Fonte: Acervo do autor (2014).

Ao final do processo de eletrocoagulação ocorreu a separação da fase líquida do sobrenadante, os mesmos foram homogeneizados com o auxílio de um bastão de vidro e os efluentes tratados foram coletados em tubos tipo *Falcon* e submetidos à centrifugação 1789 xg (Hermle Z200A, Labortechnik®) por 20 minutos. O precipitado foi descartado e com a água sobrenadante e o efluente não tratado foram realizadas as análises físico-químicas.

## 2.4 AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA

Para avaliação do processo de eletrocoagulação foram utilizadas amostras do efluente tratado, após as operações de eletrocoagulação e centrifugação, sendo formadas três fases, uma fase sobrenadante, outra

precipitada e uma fase intermediária líquida (de cor clara), dessa última foram retiradas alíquotas para a realização das análises. As mesmas análises foram realizadas com os efluentes antes da eletrocoagulação.

## **pH**

As leituras de pH foram realizadas através de um potenciômetro (marca Alfakit, modelo AT 300, Florianópolis, Brasil).

## **Sólidos totais e resíduo mineral fixo**

O teor de sólidos totais (ST) foi determinado por gravimetria. Alíquotas de 10mL das amostras foram colocadas em cadinhos de porcelana e evaporadas em estufa com circulação de ar (Fabbe, São Paulo, Brasil) a 65 °C até peso constante. A partir dos resíduos obtidos da determinação dos sólidos totais, foi determinado o resíduo mineral fixo (RMF), onde os cadinhos foram levados à incineração e, subsequentemente ao forno mufla a 550 °C. As amostras foram resfriadas em dessecador e pesadas. Os resultados de sólidos totais e RMF foram apresentados em percentagem (m/v).

## **2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA**

Todas as análises e experimentos foram realizados em triplicata (n=3) e os resultados expressos como médias e desvios padrão. A comparação entre as médias foi realizada pelo teste de Tukey a nível de 5 % de significância, utilizando o software STATISTICA 7.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O efeito da eletrocoagulação sobre ST, RMF e pH foi avaliado, variando o emprego da agitação durante o processo de eletrocoagulação, e a centrifugação ao término da eletrocoagulação. Nas amostras centrifugadas as análises foram realizadas para o sobrenadante obtido.

A amostra simulada da água de filé de peixe-espada sem tratamento apresentou pH 7,4, 0,15 % de sólidos totais e 0,017% resíduo mineral fixo (RMF).

Nas Figuras 3 e 4 estão apresentados os valores de redução de % ST e de RMF nos tratamentos sem o processo de agitação. O tratamento de eletrocoagulação resultou em redução de ST em todos os tratamentos, variando de 17,69 a 70,71%, sendo a maior redução obtida sem o emprego do processo de centrifugação. O resíduo mineral fixo (Figura 4) apresentou aumento em três ensaios (125,7; 16,9; e 0,58 %), sendo que o tratamento com menor tempo (5 minutos) e sem centrifugação foi o que apresentou o maior aumento de RMF. Nas demais amostras houve redução de RMF (12,8 a 52,6%).

Figura 3 – Redução de sólidos totais (%) da água de filé de peixe espada, após processo de eletrocoagulação sem agitação. (●) sem centrifugação (■) com centrifugação.

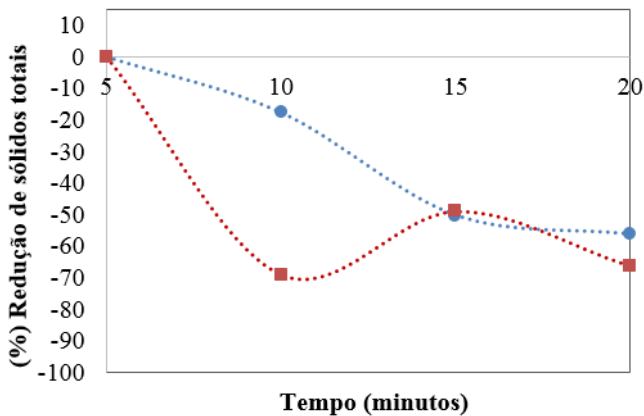
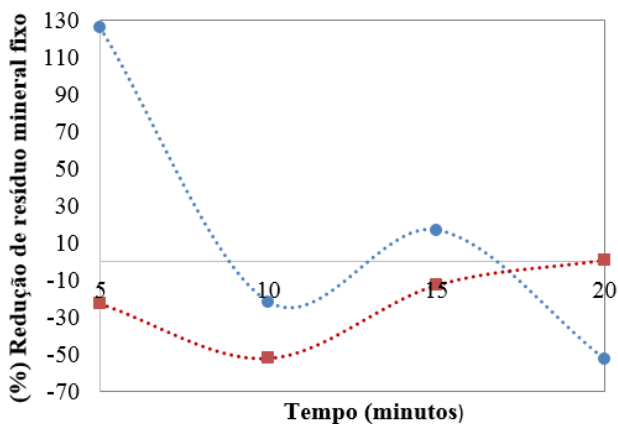


Figura 4 – Redução de resíduo mineral fixo (%) da água de filé de peixe espada, após processo de eletrocoagulação sem agitação (●) sem centrifugação (■) com centrifugação.





A Figura 5 apresenta os resultados de redução de sólidos totais e a Figura 6 a variação do resíduo mineral fixo, estes resultados foram obtidos no tratamento de EC com agitação.

Observa-se que foi obtido redução de sólidos totais em todos os ensaios. A melhor remoção foi alcançada foram 96,4 % de ST e 52,6 % de RMF no tempo de 20 minutos com centrifugação.

Os componentes de resíduo mineral fixo apresentaram um aumento em uma única amostra (8,19 %) sendo empregado neste ensaio a agitação e submetida ao tempo de 5 minutos de eletrocoagulação sem aplicar força centrífuga, o tratamento submetido na mesma condição, mas sem o emprego da agitação apresentou 125,7 % de aumento de RMF, em 90 % das amostras foi verificado redução de RMF. O processo de agitação precisa ser melhor investigado para avaliar a necessidade da sua utilização durante o tratamento de eletrocoagulação. Com os resultados apresentados neste estudo não é possível definir se o emprego desta técnica torna o tratamento de eletrocoagulação mais eficiente.

Figura 5 – Redução de sólidos totais (%) da água de filé de peixe espada, após processo de eletrocoagulação com agitação. (●) sem centrifugação (■) com centrifugação.

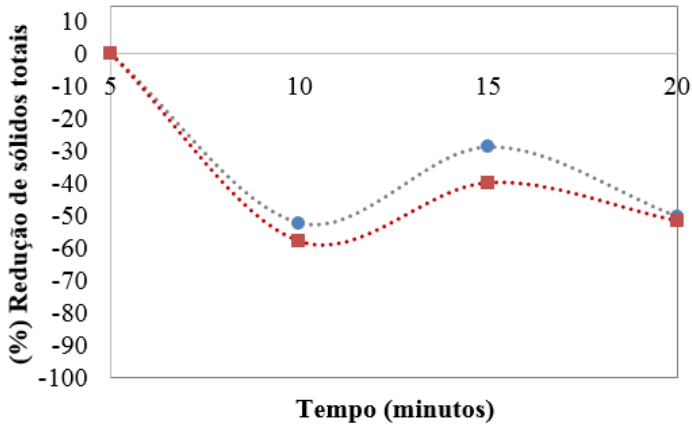
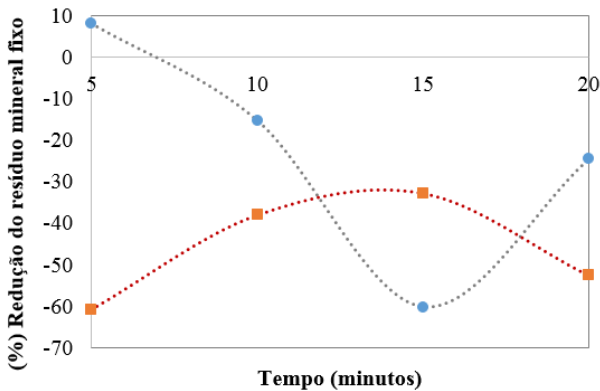
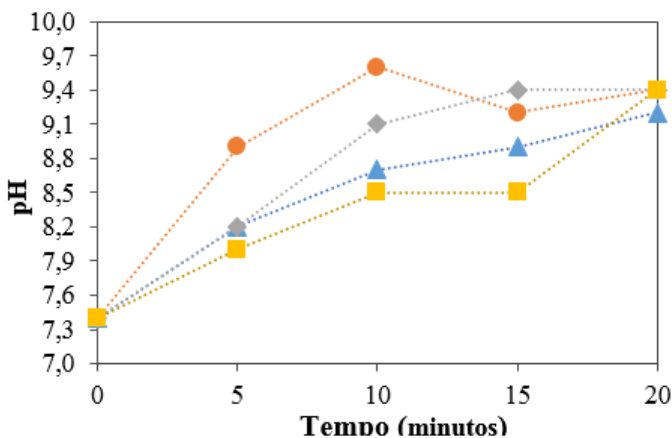


Figura 6 – Redução de resíduo mineral fixo (%) da água de filé de peixe espada, após processo de eletrocoagulação com agitação. (●) sem centrifugação (■) com centrifugação.



Os resultados de pH estão apresentados na Figura 7. Observou-se que 80 % dos tratamentos apresentaram pH > 9 após a centrifugação, enquanto os ensaios que não passaram por este processo demonstraram aumento apenas em duas amostras, aquelas submetidas a um maior tempo de tratamento de eletrocoagulação (20 minutos).

Figura 7 – Valores de pH da água de filé de peixe espada, após processo de eletrocoagulação com agitação. (◆) com centrifugação (■) sem centrifugação e sem o uso da agitação variando o emprego da centrifugação (●) com centrifugação e (▲) sem centrifugação.



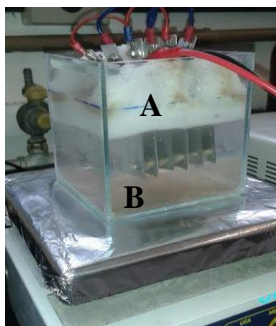
Entre todas as condições aplicadas, a EC por 20 minutos com agitação sem o uso de centrifugação foi a mais eficiente, apresentando resultados satisfatórios, com redução de ST de 96,4 % e RMF 52,6 %, porém o valor de pH 9,4 caracteriza este efluente como fora dos padrões ambientais (BRASIL, 2011).

Visando explorar esta técnica em amostras mais próximas às condições reais de filetagem e, com maior percentual de sólidos totais, foi efetuada a simulação do processo de filetagem em outra espécie de peixe. Nesta etapa foi avaliado o tratamento de eletrocoagulação aplicado ao efluente da filetagem de anchova, tendo como variáveis tempo e densidade de corrente diferentes.

### 3.1 AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA AMOSTRA DE EFLUENTE DA FILETAGEM DE ANCHOVA (*Pormatomus saltatrix*)

O reator de eletrocoagulação, está apresentado na Figura 8, o material resultante do processo apresentou duas fases distintas no interior do reator: o sobrenadante (resultante da flotação dos sólidos) e o efluente clarificado.

Figura 8 – Aparência do efluente no final do processo de eletrocoagulação realizado em laboratório para tratamento da água residual de anchova: (A) sobrenadante e (B) efluente tratado.



Fonte: Acervo do autor (2014).

Observa-se na Tabela 3, que ocorreu um aumento no valor do pH final, este comportamento foi o mesmo observado nos ensaios com água de filé de peixe-espada.

A determinação da concentração de sólidos totais envolve todos os compostos particulados e dissolvidos como metais, sais inorgânicos, óleos e graxas e matéria orgânica presentes no efluente (APHA, 1998). Essa determinação fornece informações sobre a quantidade de resíduos presentes nos efluentes. As água da filetagem de anchova sem tratamento apresentou 0,10 % de sólidos totais e 0,016 % de resíduo mineral fixo com pH 6,5; estes valores são inferiores aos encontrados na água de filé de peixe espada.

Todos os tratamentos apresentaram redução de sólidos totais (Tabela 4), demonstrando crescente remoção e em conformidade com o gradativo aumento do tempo de tratamento e densidade de corrente a que as amostras foram submetidas. Neste estudo, a remoção de ST de 76,4 % foi o melhor resultado encontrado. Na mesma condição o resíduo mineral fixo apresentou um aumento de 183 % e pH 9,1. Ressalta-se que a densidade de corrente aplicada neste ensaio foi 1,0 A/cm<sup>2</sup> no tempo de 10 minutos, o valor de pH não está em conformidade com a legislação brasileira.

Apenas a amostra eletrocoagulada a 1,0 A/cm<sup>2</sup> apresentou remoção (38,2%) de resíduo mineral fixo, os demais ensaios apresentaram um aumento desse parâmetro.



Tabela 3 – Características físico-químicas da água residual de anchova submetida à eletrocoagulação em diferentes condições de processamento.

Amostras	Densidade de corrente (A/cm <sup>2</sup> )	Tempo (minutos)	pH inicial	Sólidos totais (%)	Redução (%)	Resíduo mineral fixo (%)	Redução (%)	pH final
Sem tratamento	NA	0		0,10 ± 0,008 <sup>a</sup>	-	0,016 ± 0,003 <sup>cd</sup>	-	-
1		5		0,060±0,008 <sup>bc</sup>	-41,37	0,030 ± 0,003 <sup>bc</sup>	88,2	9,1
2	0,5 A/cm <sup>2</sup>	10		0,043±0,014 <sup>cd</sup>	-57,67	0,018 ± 0,002 <sup>cd</sup>	11,1	8,9
3		15	6,7	0,063± 0,005 <sup>b</sup>	-38,57	0,048 ± 0,001 <sup>ab</sup>	196,3	8,9
4		5		0,064± 0,004 <sup>b</sup>	-37,21	0,010 ± 0,006 <sup>d</sup>	-38,2	8,6
5	1,0 A/cm <sup>2</sup>	10		0,024±0,008 <sup>bc</sup>	-76,40	0,045 ± 0,003 <sup>ab</sup>	183,3	9,1
6		15		0,055±0,008 <sup>bc</sup>	-46,58	0,059 ± 0,022 <sup>a</sup>	266,0	9,1

(NA) não aplicável

\*Média ± Desvio Padrão.

\*\*Letras minúsculas comparam médias, na mesma coluna, entre os tratamentos de eletrocoagulação com diferentes condições de processo. Letras diferentes diferem significativamente (p<0,05), de acordo com o teste de Tukey.





Segundo Mollah (2001) o aumento do resíduo mineral fixo (minerais) ao final do processo de EC pode estar associado ao desgaste dos eletrodos, que sofrem oxidação durante o processo de eletrocoagulação.

A composição do efluente, com sua elevada carga orgânica, subentende-se que o mesmo pode apresentar elevada DBO. Segundo Schmidell et al. (2007) os sólidos totais presentes no efluente têm relação direta com o valor da demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

#### **4 CONCLUSÃO**

Os tratamentos de eletrocoagulação aplicados aos efluentes obtidos em condições laboratoriais resultaram em remoção dos sólidos totais em todos os ensaios realizados. Os resultados de sólidos totais mais eficientes foram reduções de 96,4 % em efluente de peixe-espada o e de 76,4 % no efluente de anchova.

A falta de linearidade nas respostas obtidas exige estudos mais aprofundados desta complexa matriz. Ainda não é possível afirmar a importância do processo de centrifugação no tratamento de efluente, as amostras apresentaram respostas similares para pH e sólidos totais, já para resíduo mineral fixo foram diferentes e em alguns casos ocorreu o aumento de resíduo mineral fixo no efluente tratado.

Estudos futuros fazem-se necessários para a avaliação de outras variáveis no reator, incluindo tempo de processo, de forma a otimizar o tratamento de eletrocoagulação. Os tratamentos de eletrocoagulação aplicados aos efluentes simulados obtidos em condições laboratoriais resultaram em remoção dos sólidos totais em todos os ensaios realizados.

**REFERÊNCIAS**

AMANTE, E. R. **Proposições metodológicas para a minimização de resíduos do processamento de aves, suínos, pescados e fecularias do Estado de Santa Catarina**. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), American Water works association Water Environment Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20 ed. Washington, D.C.: APHA, AWWA, WEF, 1999.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS (AOAC). **Official Methods of Analysis of the AOAC**. 18 ed. Gaithersburg: AOAC International, 2005.

BERARDINO, S. DI; COSTA, S.; CONVERTI, A. Semi-continuous anaerobic digestion of a food industry wastewater in an anaerobic filter. **Bioresource Technology**. v. 71, p. 261-266, 2000.

BRASIL. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011/.pdf>>. Acesso em: 27 Jun 2013.

CHALAMAIAH, N.; KUMAR, D. B.; HEMALATHA, R.; JYOTHIRMAYI, T. Fish protein hydrolysates: proximate composition, amino acid composition, antioxidante activities and applications: a review. **Food Chemistry**, v.135, p. 3020-3038, 2012.

FI, Food Ingredients Brasil. Proteínas de Peixe. Disponível em:<<http://www.revista-fi.com/materiais/100.pdf>>. Acesso em: 30 Jun 2013.

GONZÁLEZ, J. F. Wastewater treatment in the fishery industry. **Fisheries Technical Paper**, v.5 p. 52, 1996.

MOLLAH, Y. M. U. Electrocoagulation (EC) — science and applications. **Journal Hazardous Materials**, v. 84, p. 29-41, 2001.

MURUETA, C. H. J.; DEL TORO, N. A. L. M.; CAREÑO, G. F. Concentrates of fish protein from by catch species produced by various drying processes. **Food Chemistry**, v. 100, p. 705-711, 2007.

PICOT, L.; BORDENAVE, S.; DIDELOT, S.; FRUITIER-ANAUDIN, I.; SANNIER, F.; THORKELSSON, G.; BERGÉ, J. P.; GUÉRARD, F.; CHABEAUD, A.; PIOT, J. M. Antiproliferative activity of fish protein hydrolysates on human breast cancer cell lines. **Process Biochemistry**, v.41, p. 1217-1222, 2006.

SCHMIDELL, W.; SOARES, M. H.; ETCHEBEHERE, C.; MENES, J. R.; BERTOLA, C. N.; CONTRERAS, M. E. **Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Florianópolis: 2007.

SHAHIDI, F.; KAMIL, J.; ARACHCHI, V.; JEON, J. Review, food applications of chitin and chitosans. **Trends in Food Science & Technology**, v.10, p. 37- 51, 1999.



## **CAPÍTULO 3 – DEFINIÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO DE EFLUENTES DA FILETAGEM DE PESCADOS**

---

### **1 INTRODUÇÃO**

As consequências ambientais e econômicas da rápida expansão das empresas alimentícias têm gerado discussões em relação à problemática ambiental, promovendo o desenvolvimento de técnicas para o tratamento de efluentes e para o reuso da água residual das indústrias alimentícias (NUNES, 2001).

Os resíduos da indústria de pescados apresentam uma composição rica em compostos orgânicos e inorgânicos, gerando impactos ambientais negativos, decorrentes da disposição deste material diretamente no ambiente (SILVA; CAMARGO, 2002).

A realização de estudos e a criação de novos conceitos sobre a seleção de águas industriais e o desenvolvimento de tecnologias de purificação que demandem pouca energia e possibilitem o reuso das águas e dos sólidos; são ações de um futuro sustentável. As águas serão escassas e os novos materiais de origem natural podem ser obtidos e valorizados a partir de efluentes. A eletrocoagulação é uma das tecnologias a ser estudada para a purificação das águas e reaproveitamento dos sólidos separados.

A eletrocoagulação é um conjunto de eletrodos geralmente ligado a uma fonte externa e se baseia na geração de coagulantes *in situ* por dissolução anódica (de alumínio ou ferro) e produção de hidróxido através da hidrólise da água no cátodo, que desestabilizam e agregam as

partículas promovendo a adsorção dos contaminantes dissolvidos e a sua precipitação (AOUNI et al., 2009; ONCEL et al., 2013).

A eletrocoagulação ocorre quando o ânodo de sacrifício sofre a oxidação liberando íons metálicos e o cátodo sofre a redução, ocorrendo a formação de íons hidroxila, através da hidrólise da água. Os íons metálicos dissolvidos a um pH adequado formam coagulantes e combinam-se com os íons hidroxila, formando hidróxidos metálicos, que favorecem a formação de flocos por desestabilização dos contaminantes ou partículas suspensas, permitindo a remoção de poluentes por sedimentação ou flotação (TCHAMANGO et al., 2010; KATAL; PAHLAVANZADEH 2011).

O material empregado na fabricação dos eletrodos para tratamento de efluentes não pode ser tóxico ao homem e ao ambiente. Os materiais comumente utilizados são de alumínio, ferro, aço inoxidável, aço carbono e grafite; que apresentam eficiência, baixo custo, de fácil aquisição e não tóxicos (MOLLAH, 2004; KATAL; PAHLAVANZADEH, 2011).

Trabalhos avaliando o funcionamento da eletrocoagulação em efluentes da filetagem de pescados não foram encontrados. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar o processo de eletrocoagulação usando eletrodos de alumínio como material de ânodo e cátodo, operando em diferentes condições de densidade de corrente, tempo e agitação em efluentes da filetagem de pescados. Sólidos totais e resíduo mineral fixo foram as principais variáveis respostas avaliadas para verificar a eficiência do processo de eletrocoagulação.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS

As amostras de efluentes da filetagem de pescado foram coletadas em peixarias do Mercado Público Municipal de Florianópolis - Brasil, sendo das espécies de peixes: abrótea (*Urophycis brasiliensis*), anchova (*Pormatomus saltatrix*), linguado (*Solea solea*) e pescada (*Merluccius gayi*). Após a coleta as amostras foram homogeneizadas e conduzidas imediatamente ao laboratório e armazenadas sob refrigeração 4°C.

### 2.2 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

As análises foram realizadas em duas etapas conforme planejamentos experimentais apresentados nas Tabelas 1 e 2, sendo que as variáveis da Tabela 2 foram estabelecidas somente após a conclusão da primeira etapa (Tabela 1). As análises foram realizadas em triplicata (n=3) e as coletas foram realizadas em maio e julho de 2014.

Tabela 1 – Planejamento experimental das condições operacionais do processo de eletrocoagulação do efluente da filetagem de pescado de diferentes espécies: Etapa I (maio de 2014).

Amperagem (A/cm <sup>2</sup> )	Tempo (minutos)	Agitação
0,5	5	Sim
	5	Não
	10	Sim
	10	Não
	15	Sim
	15	Não
	20	Sim
	20	Não
1,0	5	Sim
	5	Não
	10	Sim
	10	Não
	15	Sim
	15	Não
	20	Sim
	20	Não
1,5	5	Sim
	5	Não
	10	Sim
	10	Não
	15	Sim
	15	Não
	20	Sim
	20	Não



Tabela 2 – Planejamento experimental das condições operacionais do processo de eletrocoagulação do efluente da filetagem de pescado de diferentes espécies. Etapa II (julho de 2014).

Densidade da corrente (A/cm <sup>2</sup> )		Tempo (minutos)	
<b>CENTRIFUGADO</b>			
1,0	10	20	30
1,5	10	20	30
<b>NÃO CENTRIFUGADO</b>			
1,0	10	20	30
1,5	10	20	30

### 2.3 PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO

O sistema de eletrodos monopolares foi montado com seis placas de alumínio com dimensões de 91,20 x 0,64 x 59,54 mm, conectadas eletricamente em paralelo, resultando em três pares de eletrodos. O espaçamento entre os eletrodos foi de 8,47 mm, mergulhadas em uma cuba com volume útil de 600 mL (0,0006 m<sup>3</sup>).

Para o experimento laboratorial de EC foi utilizado uma fonte de corrente contínua (Instrutherm modelo FA 3003/ FA-3005, São Paulo – Brasil) as densidades de corrente aplicadas foram de 0,50, 1,00 e 1,50A/cm<sup>2</sup>.

Os experimentos foram conduzidos à temperatura ambiente. O processo de eletrocoagulação foi realizado com agitação (30 rpm) e sem agitação. Os tempos de eletrocoagulação foram pré-estabelecidos em 5, 10, 15 e 20 minutos.

Para avaliação do processo de eletrocoagulação foram utilizadas amostras do efluente tratado. Após as operações de eletrocoagulação ocorreu a formação de três fases, uma fase sobrenadante (espuma), outra precipitada (lodo) e uma fase intermediária líquida (água tratada), sendo que dessa última foram retiradas alíquotas para a realização das análises, bem como do efluente não tratado.

Diferentes experimentos, desde a aplicação apenas da eletrocoagulação quanto com o uso de centrífuga foram realizados. Por isso, as mesmas condições de tratamento foram repetidas e ao término da EC o efluente tratado foi centrifugado em centrífuga (NT825, Nova Técnica®) a 1789xg por 25 minutos, havendo remoção do resíduo sedimentado e estudo do sobrenadante como efluente final após eletrocoagulação e centrifugação. Para tanto, novas variáveis foram testadas aplicando os tempos de 10, 20 e 30 minutos e densidades de correntes de 1,0 e 1,5 A/cm<sup>2</sup> sem agitação combinado com centrifugação.

## 2.4 PARÂMETROS AVALIADOS NO PROCESSO

A avaliação do tratamento foi realizada 15 minutos após o final de cada um dos processos de EC, onde foram removidas alíquotas (das fases clarificadas) para a análise dos parâmetros de avaliação. Para as amostras centrifugadas, o material precipitado foi descartado e o sobrenadante foi analisado. Os efluentes tratados (eletrocoagulados) e efluentes não tratados foram avaliados. O pH foi avaliado em um pHmetro (Alfakit, AT 300, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil). Os sólidos totais foram determinados a partir de uma alíquota de 10 mL, em cadinho de porcelana de 25 mL previamente calcinado a 550 °C em um forno mufla (Quimis, Q - 318M24, Diadema, São Paulo, Brasil), pesados

, e seco em estufa (Fabbe, São Paulo, São Paulo, Brasil) a 65 °C até a completa evaporação. O resíduo sólido da operação de secagem foi pesado e incinerado a 550 ° C para a determinação do resíduo mineral fixo.

A condutividade foi avaliada em um condutivímetro Hanna HI 4321.

## 2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Todas as análises e experimentos foram realizados em triplicata (n=3) e os resultados expressos como médias e desvios padrão. A comparação entre as médias dos parâmetros ambientais e os demais parâmetros de composição foram realizados pelo teste de Tukey a nível de 5% de significância, utilizando o software STATISTICA 7.

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os efeitos da eletrocoagulação sobre o pH, condutividade, sólidos totais e resíduo mineral fixo foram avaliados, a partir das características dos efluentes da filetagem de pescados.

A Tabela 3 apresenta as características do efluente da filetagem de peixe sem tratamento. Para o tratamento de eletrocoagulação é desejado pH neutro, o efluente da filetagem de peixe apresentou pH 6,5. De acordo com Chen (2004) e Mollah (2004) o pH afeta a eficiência do tratamento de EC. Segundo os autores, as melhores remoções de poluentes são encontrados em pH próximo de 7.

A condutividade do efluente sem tratamento 1,113  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , (Tabela 3), apresentou-se similar ao valor conseguida por Valente et al.

(2012) em efluente de laticínio. Este autor utilizou NaCl para melhorar a condutividade do efluente. Não foi necessária a adição de nenhum sal para melhorar a eletrólise do efluente da filetagem de pescado. Segundo Khandegar e Saroha (2013), a condutividade da solução está diretamente relacionada com o custo operacional, o consumo de energia é reduzido quando a condutividade da solução é adequada.

Os valores do percentual de sólidos totais e resíduo mineral fixo (Tabela 3), do efluente da filetagem de pescado sem tratamento foram similares.

Tabela 3 – Características do efluente da filetagem de pescado, antes do tratamento de eletrocoagulação.

<b>Parâmetros</b>	<b>Valores</b>
pH	6,52 ± 0,05
Condutividade (µS/cm)	1,113 ± 0,007
ST (%)	0,34 ± 0,01
Resíduo mineral fixo (%)	0,34 ± 0,01

### 3.1 EFEITO DA ELETROCOAGULAÇÃO SOBRE EFLUENTES DA FILETAGEM DE PESCADOS REALIZADO EM MAIO DE 2014.

As Figuras 1 e 2 ilustram os resultados analíticos das amostras de água residual da filetagem de pescado, submetidas ao processo de eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio, tendo como variáveis o tempo (minutos), a agitação (rpm) e a densidade da corrente (A/cm<sup>2</sup>).

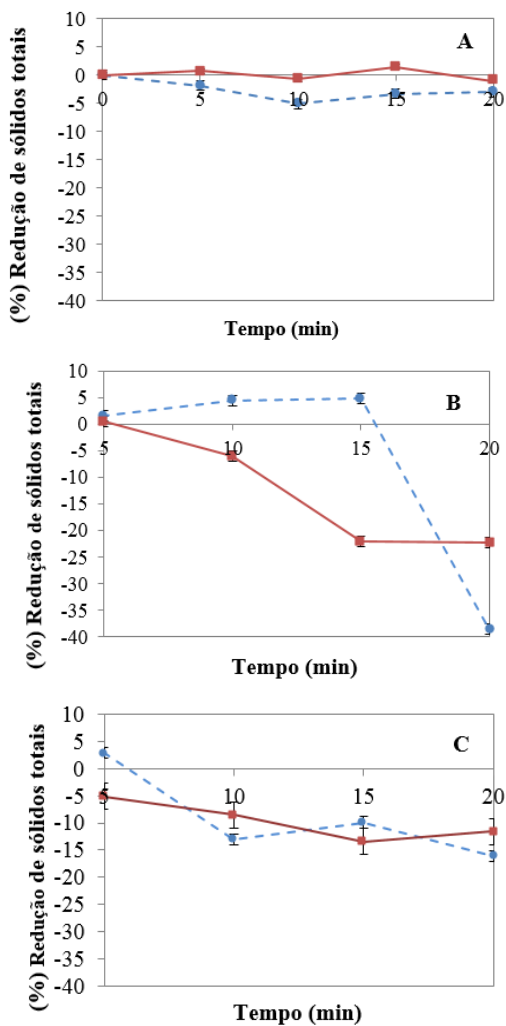
Foi observado que o mecanismo de agitação não influenciou significativamente ( $p < 0,05$ ) nos resultados finais dos experimentos. Os valores obtidos para remoção de ST estão de acordo com os resultados

obtidos por Hernández - Linares (2007) em efluentes industriais mistos (frigorífico de aves, bovino e suíno).

Conforme apresentado na Figura 1, pode ser observado que a fração de sólidos totais após a eletrocoagulação foi reduzida, no entanto, não atingiu o percentual mínimo desejado de 50 %. Em alguns ensaios ocorreu um aumento no percentual final de ST, (Figura 2 A, 2 B e 2 C), esse comportamento também se repetiu nos estudos de Casillas (2007) em diferentes tipos de efluente, De Lima (2010) com lixiviado de aterro sanitário e Valente (2012) com efluente de laticínio.

Observa-se também que a densidade de corrente e o tempo variaram entre os experimentos acarretando mudanças em algumas propriedades físico-químicas, não sendo observada redução significativa de % ST.

Figura 1 - Redução dos sólidos totais (%) das amostras de efluentes de filetagem de pescado no tratamento de eletrocoagulação com agitação (●) e sem agitação (■) a (A) 0,5A (B) 1,0A e (C) 1,5A.



As melhores respostas para este estudo foram obtidas quando as amostras foram submetidas à densidade de corrente de  $1,0\text{A}/\text{cm}^2$  no maior tempo (20 minutos), sendo que nesta condição sem o uso da agitação houve remoção tanto de ST (22,3%) quanto de resíduo mineral fixo (23,9%).

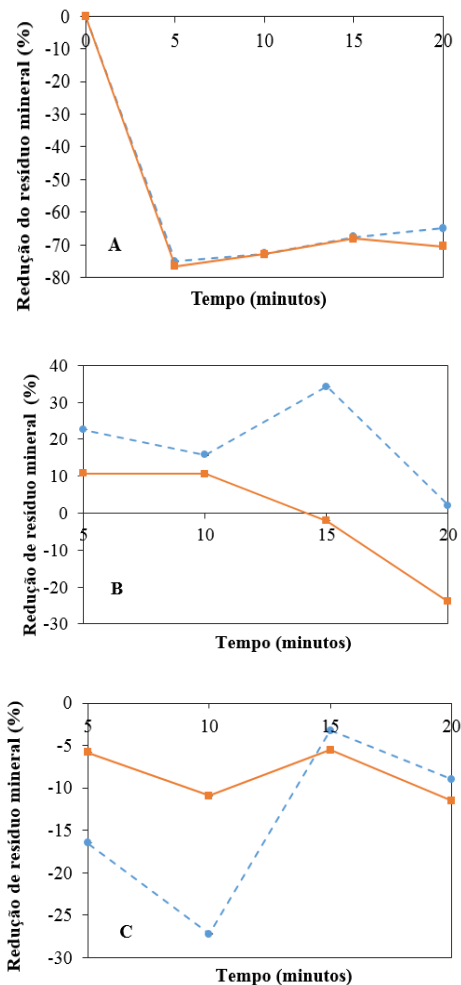
A Figura 2 ilustra a remoção de resíduo mineral fixo, ocorreu variação do percentual de redução entre os tratamentos. Parte dos ensaios das (Figuras 2A e 2C) apresentaram redução de resíduo mineral fixo. O desempenho do tratamento nas condições da Figura 2A, apresentou redução de resíduo mineral elevada (76,5%). Quanto menor a densidade de corrente aplicada ao tratamento menor é a dissociação do material constituinte dos eletrodos.

Nos ensaios realizados com agitação (Figura 2B), ocorreu um aumento do percentual de resíduo mineral fixo na maioria dos ensaios. Mollah (2001) e Sengil e Ozacar (2006) relataram aumento do percentual de resíduo mineral fixo ao final do tratamento de eletrocoagulação. As amostras tratadas em maior tempo (15 e 20 minutos) sem o uso de agitação foram as únicas a apresentar redução. Com o emprego da densidade de corrente de  $1,0\text{ A}/\text{cm}^2$  ocorreu comprometimento na remoção do resíduo mineral fixo.

Nestes ensaios, cujos resultados estão ilustrados na (Figura 2C) não houve aumento de resíduo mineral fixo, onde 27,2 % foi a maior redução encontrada.

Estudos relacionados a remoção de resíduo mineral fixo (minerais) em efluentes de pescado, não foram encontrados.

Figura 2 - Redução do resíduo mineral fixo (%) das amostras efluentes da filetagem de pescado no tratamento de eletrocoagulação com agitação (●) e sem agitação (■) a (A) 0,5A (B) 1,0A e (C) 1,5 A.



A legislação preconiza pH de 5 a 9 para efluentes tratados (BRASIL, 2011). Neste estudo os valores de pH (Figura 3) apresentaram-se fora desse padrão em quatro dos ensaios (Figura 3C) com pH > 9. Este

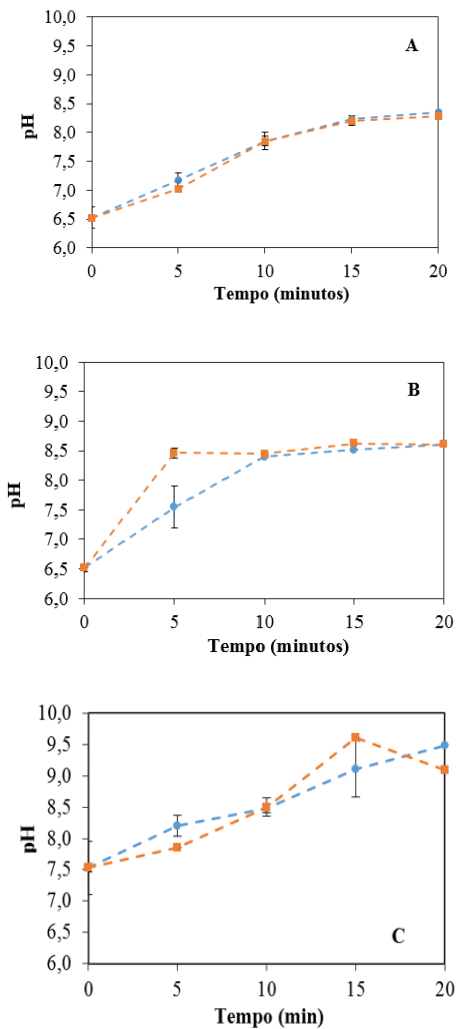


aumento também foi relatado em estudos de Hernández-Linares (2007) efluente industrial misto; Gavin et al. (2008) em soro de leite desproteinado e Bensadok et al. (2011) em efluente de laticínio.

A densidade de corrente de 1,5 A/cm<sup>2</sup> incidiu na redução do percentual de sólidos totais e resíduo mineral fixo em todos os ensaios, no entanto o pH (Figura 3) apresentou um aumento. De acordo com Chen (2004), o aumento do pH está relacionado a liberação de hidrogênio no cátodo e a formação de Al (OH)<sub>3</sub>.

Chen (2000) estudou efluente de restaurante e Sengil e Ozacar (2006) efluente de laticínios. Os autores ajustaram o pH com hidróxido de sódio antes de iniciar o processo de eletrocoagulação para pH 7 e afirmaram que o valor de pH do efluente influencia no desempenho do processo de eletrocoagulação. Neste estudo não foi necessário realizar ajustes, pois o pH inicial do efluente da filetagem de pescado sem tratamento apresentou pH 6,5.

Figura 3 - Valores de pH das amostras de efluentes da filetagem de pescado no tratamento de eletrocoagulação com agitação (●) e sem agitação (■) a (A) 0,5A (B) 1,0A e (C) 1,5 A.



Os valores indicaram a necessidade de um processo que complemente a eletrocoagulação, atuando como um polimento final do processo.

### 3.2 EFEITO DA ELETROCOAGULAÇÃO SOBRE EFLUENTES DA FILETAGEM DE PESCADOS REALIZADO EM JUNHO DE 2014.

Devido à variabilidade das características de cada espécie de pescado, o efluente da filetagem demonstrou variações no percentual de sólidos totais e resíduo mineral fixo entre as amostras investigadas. Foram estudadas as mesmas espécies de peixe citadas no ensaio anterior, no entanto a concentração de sólidos totais das amostras do efluente sem tratamento foi de 0,85 % sólidos totais e 0,21 % para resíduo mineral fixo.

A Tabela 4 ilustra os resultados das análises após eletrocoagulação (EC) e a Tabela 5 após o tratamento de eletrocoagulação seguindo de centrifugação, em todos os ensaios ocorreu redução destes componentes.

Observa-se que ocorreu redução de sólidos totais e resíduo mineral fixo, sendo que os melhores percentuais ocorreram na maior corrente (1,5A/cm<sup>2</sup>), e o melhor resultado em maior tempo (30 minutos).

As maiores reduções obtidas foram de 28,32 % para ST e de 21,64 % para resíduo mineral fixo (Tabela 4). O processo combinado de eletrocoagulação e centrifugação apresentou resultados mais satisfatórios exibindo 41,57 % de redução de ST e 34,22 % de resíduo mineral fixo, estes valores foram obtidos em 30 minutos de EC com densidade de corrente de 1,5 A/cm<sup>2</sup>.

Tabela 4 – Sólidos totais, resíduo mineral fixo e pH das amostras de efluente da filetagem de pescado após processo de eletrocoagulação.

Corrente (A/cm <sup>2</sup> )	Ensaio	Tempo (min)	Sólidos totais (%)	Redução (%)	Resíduo mineral fixo (%)	Redução (%)	pH
NA	Sem tratamento	0	0,85 ± 0,02 <sup>a</sup>	-	0,21 ± 0,00 <sup>a</sup>	-	6,5
1,0	1	10	0,71 ± 0,01 <sup>b</sup>	16,27	0,20 ± 0,00 <sup>b</sup>	6,24	8,1
	2	20	0,65 ± 0,01 <sup>cd</sup>	23,38	0,18 ± 0,01 <sup>cd</sup>	12,20	8,8
	3	30	0,63 ± 0,01 <sup>cde</sup>	25,45	0,18 ± 0,00 <sup>d</sup>	15,15	9,5
1,5	4	10	0,66 ± 0,00 <sup>c</sup>	22,34	0,16 ± 0,00 <sup>e</sup>	21,64	8,4
	5	20	0,62 ± 0,01 <sup>de</sup>	26,43	0,18 ± 0,00 <sup>c</sup>	10,79	8,8
	6	30	0,61 ± 0,00 <sup>e</sup>	28,32	0,19 ± 0,00 <sup>bc</sup>	9,15	9,5

(NA) não aplicável

\*Média ± Desvio Padrão.

\*\*Letras minúsculas comparam médias, na mesma coluna, entre os tratamentos de eletrocoagulação com diferentes condições de processo. Letras diferentes diferem significativamente ( $p < 0,05$ ), de acordo com o teste de Tukey.

Tabela 5 – Sólidos totais, resíduo mineral fixo e pH das amostras de efluentes da filetagem de pescado após tratamento de eletrocoagulação e centrifugação.

Corrente (A/cm <sup>2</sup> )	Ensaio	Tempo (min)	Sólidos totais (%)	Redução (%)	Resíduo mineral fixo (%)	Redução (%)	pH
NA	Sem tratamento	0	0,85 ± 0,02 <sup>a</sup>	-	0,21 ± 0,00 <sup>a</sup>	-	6,5
1,0	1	10	0,56 ± 0,01 <sup>cd</sup>	33,79	0,15 ± 0,00 <sup>cd</sup>	29,24	8,2
	2	20	0,54 ± 0,00 <sup>d</sup>	35,81	0,14 ± 0,00 <sup>de</sup>	32,04	8,8
	3	30	0,58 ± 0,00 <sup>c</sup>	32,03	0,14 ± 0,00 <sup>d</sup>	30,15	9,6
1,5	4	10	0,62 ± 0,00 <sup>b</sup>	27,09	0,16 ± 0,00 <sup>b</sup>	24,83	8,4
	5	20	0,58 ± 0,00 <sup>c</sup>	31,20	0,15 ± 0,00 <sup>bc</sup>	27,25	8,8
	6	30	0,50 ± 0,00 <sup>e</sup>	41,57	0,14 ± 0,00 <sup>e</sup>	34,22	9,5

(NA) não aplicado

\*Média ± Desvio Padrão.

\*\*Letras minúsculas comparam médias, na mesma coluna, entre os tratamentos de eletrocoagulação com diferentes condições de processo. Letras diferentes diferem significativamente ( $p < 0,05$ ), de acordo com o teste de Tukey.

Os valores de pH final das amostras estão apresentados nas Tabela 4 e 5. Segundo o art. 16 do CONAMA (BRASIL, 2011), os

efluentes somente poderão ser lançados diretamente no corpo receptor desde que obedeçam as condições de pH (faixa de 5 a 9), as amostras eletrocoaguladas no maior tempo (30 minutos) apresentaram pH 9,5 e 96 e não atenderam a legislação vigente, este resultado também foi encontrado no estudo apresentado anteriormente. As demais amostras tratadas em tempos menores (10 e 20 minutos) estão dentro dos padrões, com valores de pH abaixo de 9.

Estudando o processo de eletrocoagulação quanto à redução de ST, em diferentes matrizes do setor de alimentos, alguns autores obtiveram maior eficiência. Asselin (2008) que atingiu 89 % em água residual de abatedouro de aves, Quiñones (2009) em efluentes de curtume observou uma redução de 60 % de ST, enquanto Valente (2012) obteve redução de 80 % em efluente da indústria de laticínio. Sengil e Ozacar (2006), Asselin (2008) e Guven (2008) avaliaram a eficiência da eletrocoagulação através dos resultados das análises de DBO e DQO.

#### **4 CONCLUSÃO**

Considerando que o objetivo desse trabalho foi atingir a maior redução de sólidos totais presentes no efluente da filetagem de pescado, nas condições de operação do reator de eletrocoagulação avaliadas, o planejamento experimental proposto sugere que as condições ótimas nesse trabalho foram de 30 minutos para o tempo de eletrólise, 1,5 A/cm<sup>2</sup> de densidade de corrente elétrica e com aplicação da centrifugação após o término da EC. No entanto, o pH apresentou valores acima do estabelecido pelo CONAMA, indicando a necessidade de estudos

posteriores que caracterizem esta amostra, combinando outros processos para o tratamento deste efluente.

Os resultados indicaram que a centrifugação pode ser um dos processos complementares que contribui positivamente para a redução de sólidos.

Os resultados obtidos indicaram a necessidade de um processo que complemente a eletrocoagulação, atuando como um polimento final do processo.

Sugere-se em futuros trabalhos, variações em outros parâmetros de processo, como a densidade de corrente visando procurar resultados mais satisfatórios para a EC. Pode ser citada a filtração tangencial como um tipo de operação complementar a ser estudada.

## REFERÊNCIAS

AOUNI, A.; FERSI, C.; SIK, A. B. M.; DHABI, M. Treatment of textile wastewater by a hybrid electrocoagulation/nanofiltration process. **Journal of Hazardous Materials**, v.168, p. 868-874, 2009.

ASSELIN, M.; ROGUI, P.; BENMOUSSA, H.; BLAIS, F. J. Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. **Chemosphere**, v.72, p.1727-1733, 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), American Water works association Water Environment Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20 ed. Washington, D.C.: APHA, AWWA, WEF, 1999.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTIS (AOAC). **Official Methods of Analysis of the AOAC**. 18 ed. Gaithersburg: AOAC International, 2005.

BENSADOK, K.; EL HANAFI, N.; LAPICQUE, F. Electrochemical treatment of dairy effluent using combined Al and Ti/Pt electrodes system. **Desalination**, v. 280, p. 244-251, 2011.

BRASIL. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011/.pdf>>. Acesso em: 27 Jun 2013.

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

COSMANN, N. J; GOMES, S. D.; ANDRADE, L.; KUMMER, A. C. B. Caracterização do efluente de processamento de pescado e desempenho da lagoa anaeróbica. SIGERA, I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais Tratamento de Dejetos de Animais, p. 550-554, 2009.

DE LIMA, C. M. R. **Aplicabilidade da eletrocoagulação, eletrocoagulação seguida de reativo de fenton e eletrofenton no tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Química). Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2010.

GUVEN, G.; PRENDECI, A.; TANYOLAC, A. Electrochemical treatment of deproteinated whey wastewater and optimization of treatment conditions with response surface methodology. **Journal of Hazardous Materials**, v.157, p. 69–78, 2008.

HERNÁNDEZ-LINARES, I.; DÍAZ-BARRERA, C.; ROA-MORALES, G.; BILYEU, B.; URENA-NÚÑEZ, F. A combined electrocoagulation–sorption process applied to mixed industrial wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v.144 p.240 – 248, 2007.

MOLLAH, Y. M. U. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal Hazardous Materials**, v. 114, p. 199-210, 2004.

NUNES, S. B. **Estabelecimento de um plano de análise de perigo e pontos críticos de controle (APPCC) para Peixe-Sapo (*Lophispiscatorius*) eviscerado e congelado.** Tese. (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Universidade Federal Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

ONCEL, M. S., MUHCUA, A., DEMIRBS, B. E., KOYAA, M. A comparative study of chemical precipitation and electrocoagulation for treatment of coal acid drainage wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 1, p. 989-995, 2013.

QUIÑONES-ESPINOZA, R. F.; FORNARI, T. M. M.; MÓDENES, N. A.; PALÁCIO, M. S.; DA SILVA, G. F.; SZYMANSKI, N.; KRUMOV, D. A.; TRIGUEROS, E. G. D. Pollutant removal from tannery effluent by electrocoagulation, **Chemical Engineering Journal**, v.151, p. 59 – 65, 2009.

ROA-MORALES, G.; MEDINA-CAMPOS, E.; COTERO-AGUILERA, J.; BILYEU, B.; DÍAZ-BARRERA, C. Aluminum electrocoagulation with peroxide applied to wastewater from pasta and cookie processing. **Separation and Purification Technology**, v. 54, p.124- 129, 2007.

SENGIL, A.; OZACAR, M. Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 137, p.1197–1205, 2006.

SILVA, G. G. H.; CAMARGO, A. F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhorniacrassipes*, *Pistiastratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 2, p. 519-526, 2002.

TCHAMANGO, S. Treatment of dairy effluents by electrocoagulation using aluminium electrodes. **Science of the total Environment**, v.408, p. 947-952, 2010.

VALENTE, G. F. S. The efficiency of electrocoagulation in treating wastewater from a dairy industry. **Journal Hazardous Materials, part I: Iron electrodes**, v. 47, p. 355-361, 201



# **CAPÍTULO 4 – EFEITO DA ELETROCOAGULAÇÃO E DA ELETROCOAGULAÇÃO COMBINADA DE FILTRAÇÃO COM CARVÃO ATIVADO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DA FILETAGEM DE PESCADO**

---

## **1 INTRODUÇÃO**

O aumento na industrialização de pescados provoca ampliação no volume de efluentes gerados enquadrando o setor industrial como um dos maiores geradores de resíduo, devido ao elevado índice de lançamento de efluentes nos corpos receptores. As normativas e decretos são ajustados de acordo com o histórico da poluição industrial, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), de 13 de maio de 2011, nº 430, dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, sendo obrigatória a adequação de todas as indústrias de forma a garantir a preservação do meio ambiente (BRASIL, 2011).

Para Aspé et al. (1997), o volume de efluente gerado no processamento industrial de peixes marinhos é significativamente grande e de difícil tratamento. Esses autores apontaram um fluxo de 5.000 a 10.000 litros de efluente por tonelada de peixe produzido segundo uma planta industrial de capacidade de produção entre 100 a 1.200 toneladas de pescado. Guerrero et al. (1998) citaram 5.400 litros de geração de efluente por tonelada de peixe produzido e com um conteúdo altamente variável de matéria orgânica e sólidos suspensos. Segundo Afonso e Bórquez (2002), complexos industriais chilenos com capacidade de produção de 100 t de peixe por hora possuem uma vazão entre 20.000 a 40.000 litros por hora.

Alguns trabalhos têm buscado caracterizar as águas residuárias para conhecer sua real condição orgânica e conseqüentemente seu potencial poluidor. Prasertsan et al. (1993 a; b), em estudos com efluente proveniente de diferentes processamentos de pescados (atum em conserva, camarões cozidos e frutos do mar congelados), observaram pH variável de 8,3 a 5,3, DQO entre 157.080 e 5.950 mg L<sup>-1</sup>, sólidos totais entre 82,2 e 19,3 mg L<sup>-1</sup> e óleos e graxas entre 32.182 e 666 mg L<sup>-1</sup>. Em outro trabalho, Aspé et al. (1997) encontraram pH 4,5, DQO de 6.000 mg L<sup>-1</sup>, sólidos totais de 39.000 mg L<sup>-1</sup> e nitrogênio total de 540 mg L<sup>-1</sup> para águas residuárias da produção de pescados marinhos em plantas industriais no Chile. Azad et al. (2001; 2003) realizaram a sedimentação do efluente industrial de processamento de sardinhas e encontraram pH 6,3, DQO de 32.000 mg L<sup>-1</sup> e nitrogênio total de 10 mg L<sup>-1</sup>. No Brasil, Giordano (2004) apresentou valores variáveis entre 6,2 e 7,0 de pH, 4.300 mg L<sup>-1</sup> de DQO e um teor de óleos e graxas superior a 800 mg L<sup>-1</sup>.

A eletrocoagulação é um tratamento alternativo e tem o potencial para substituir os tratamentos físico-químicos tradicionais, pois utiliza fundamentos básicos de coagulação-floculação fornecendo elementos que aprimoram este método, como a geração de hidrogênio na etapa de eletrólise produzindo um fluxo ascendente de microbolhas que interagem com o efluente (MOLLAH, 2001). Um modelo de confiança para todas as instalações de tratamento de águas residuais deve conter um dispositivo para a previsão do desempenho e controle do processo, minimizando os custos de funcionamento e assegurando a estabilidade (CHEN et al., 2004).

Neste estudo, a partir das condições definidas no Capítulo 3, foi introduzida a operação complementar com carvão ativado, visando

melhorar a eficiência do processo de eletrocoagulação para efluentes da filetagem de pescado.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 OBTENÇÃO DA AMOSTRA**

O tratamento de eletrocoagulação foi realizado com amostra de efluente da filetagem de pescado composto das espécies de abrótea (*Urophycis brasiliensis*) e pescada (*Merluccius gayi*), obtidos de peixarias do Mercado Público Municipal de Florianópolis, SC. Em cada tratamento de EC foram utilizados 600 mL (0,0006 m<sup>3</sup>) da amostra em cuba de vidro, as variáveis pré-estabelecidas foram o tempo (10, 20 e 30 minutos) e a densidade da corrente contínua (1,0 e 1,5 A/cm<sup>2</sup>). Ao final do processo de EC parte das amostras foi centrifugada, seguindo o planejamento experimental apresentado na Tabela 2, do Capítulo 2.

### **2.2 PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO**

O processo foi realizado conforme item 2.3, do Capítulo 2.

### **2.3 PROCESSO DE CENTRIFUGAÇÃO**

Ao término da EC a água residual tratada foi centrifugada a 1789xg por 25 minutos, com conseqüente separação das fases, o precipitado e a água foram armazenados sob congelamento para futuras análises. Os efluentes tratados (eletrocoagulados) e efluentes não tratados foram avaliados.

## 2.4 PROCESSO DE FILTRAÇÃO COM CARVÃO ATIVADO

Após tratamento por eletrocoagulação todas as amostras (30 L) foram adicionadas 1g por litro de carvão ativado da Carbonmar (Simões Filho, Bahia) e homogeneizadas por 15 minutos sob agitação constante a 30 rpm, sendo posteriormente filtradas em funil de Buchner com papel filtro da marca Quanty, poros 8 $\mu$ m (Figura 1).

## 2.5 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

Diante dos resultados apresentados Tabela 5 do Capítulo 3, as mesmas condições de operação do reator de eletrocoagulação foram aplicadas incluindo a filtração com carvão ativado.

## 2.6 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

### **pH**

Foi determinado diretamente nas amostras de água residual utilizando um potenciômetro (marca Quimis, modelo Q400A, Diadema, Brasil).

### **Sólidos totais e material mineral**

O teor de sólidos totais foi determinado por gravimetria. As amostras foram evaporadas em estufa com circulação de ar (Fabbe, São Paulo, Brasil) a 65 °C até peso constante. O resíduo obtido foi levado à incineração e ao forno mufla a 550° C para a determinação do material mineral. Portanto, sólidos totais foram avaliados em cadinhos de

porcelana, visando aplicar estes resíduos também nas avaliações de cinzas, após o cálculo dos sólidos totais.

### **DBO<sub>5</sub>**

A demanda bioquímica de oxigênio de efluente da filetagem de pescado foi determinada pelo sistema de análise de DBO pelo método manométrico, marca Velp sensor System 10 da marca Velp Científica.

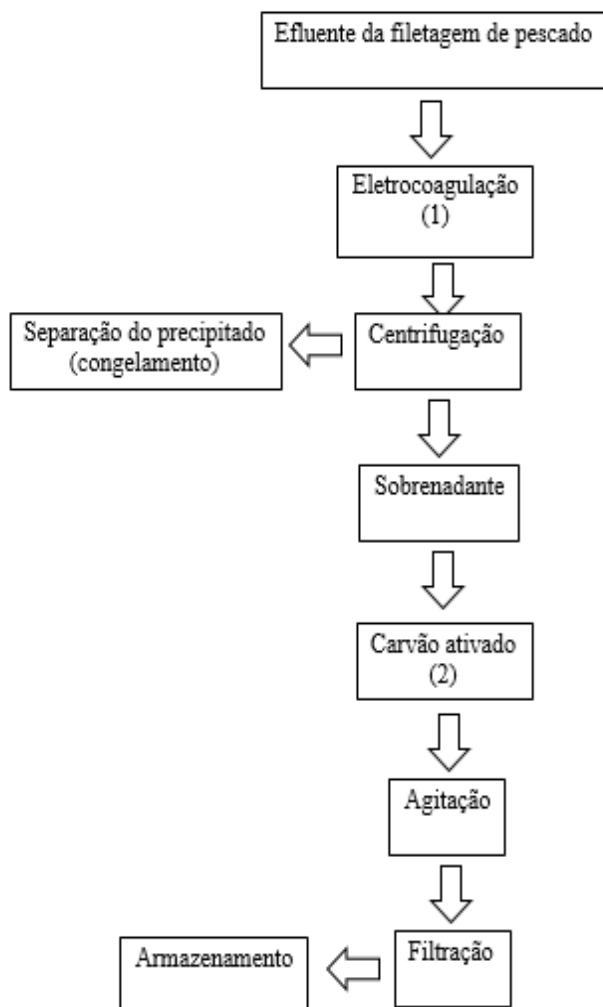
### **DQO**

A demanda química de oxigênio de efluente da filetagem de pescado, foi determinada de acordo com metodologia de DQO-*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater American Public Health Association* (1995).

### **Turbidez**

Para a medida de Turbidez utilizou-se turbidímetro microprocessado, marca Alfakit (Florianópolis – Santa Catarina – Brasil).

Figura 1 – Fluxograma do tratamento de efluente da filetagem de pescado.



## 2.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Todas as análises foram realizadas em triplicata e os dados expressos como média  $\pm$  desvio padrão (DP). Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) ao nível de 5 % de significância, seguido pelo teste de Tukey, para comparação das médias.

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 3.1 REMOÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS

A Tabela 1 ilustra os resultados do efeito da eletrocoagulação (1) e da eletrocoagulação combinada de filtração com carvão ativado (2) sobre a remoção dos sólidos totais no efluente da filetagem de pescado.

Houve redução em todas as amostras, tendo como maior remoção (20,6 %) de sólidos totais no processo 1. O processo 2 apresentou melhor resultado demonstrando que a utilização do carvão ativado propiciou maior redução de sólidos totais (43,2 %).

Outros trabalhos indicam que a redução de sólidos totais no tratamento de efluentes por eletrocoagulação é consideravelmente variável. Hernandez-Linares et al. (2007) avaliaram a redução de ST em efluente mistos e obtiveram redução de 10 %, valor similar ao encontrado no processo (1). Roa-Morales et al. (2007) em efluente da indústria de biscoito obtiveram redução de 95 % dos sólidos totais.

No entanto, em estudos realizados por: Casillas et al. (2007) em diferentes tipos de efluentes e De Lima (2010) lixiviado de aterro sanitário, ambos relataram que ocorreu um aumento de sólidos totais ao final do processo de eletrocoagulação.

O efluente da filetagem de pescado possui um grande percentual de sólidos totais, este fato acarretou algumas limitações ao tratamento, apesar da água residual apresentar boa condutividade para o tratamento de EC, a fonte de alimentação não atingiu a densidade de corrente máxima ( $3A/cm^2$ ), limitando o uso do reator. Segundo Mollah (2001), os íons de  $Al^{3+}$  reagem com os sólidos para formar os flocos, portanto quanto maior a concentração de sólidos totais, maior a quantidade de íons necessários para a formação de flocos. Acredita-se que a natureza dos sólidos solúveis e suspensos no efluente estudado pode ter influenciado. Material nitrogenado e, a possível presença de tampões, naturalmente pode interferir na eficiência do processo.

O processo (2) eletrocoagulação seguida de centrifugação combinada com adsorção de carvão ativado apresentou melhor desempenho na redução do percentual de sólidos totais.



Tabela 1 – Desempenho do processo de eletrocoagulação (1) e eletrocoagulação combinado de filtração com carvão ativado (2) sobre a redução dos sólidos totais em efluentes da filetagem de pescado.

Tratamentos	Processo 1			Processo 2		
	Densidade de corrente (A/cm <sup>2</sup> )	Tempo (minutos)	Sólidos totais (mg. L <sup>-1</sup> )	Redução (%)	Sólidos totais (mg. L <sup>-1</sup> )	Redução (%)
(1) Sem tratamento	NA	0	6,500 ± 0,03 <sup>a</sup>	NA	6,500 ± 0,03 <sup>a</sup>	NA
<b>Com centrifugação</b>						
2	1,0	20	5,400 ± 0,03 <sup>b</sup>	16,3	3,700 ± 0,00 <sup>e</sup>	43,2
3	1,5	30	5,100 ± 0,01 <sup>b</sup>	20,6	4,200 ± 0,02 <sup>d</sup>	35,0
<b>Sem centrifugação</b>						
4	1,0	30	6,100 ± 0,00 <sup>a</sup>	16,5	5,000 ± 0,01 <sup>c</sup>	22,3
5	1,5	30	5,400 ± 0,03 <sup>b</sup>	41,1	5,700 ± 0,01 <sup>b</sup>	13,0

(NA) não aplicável

\*Média ± Desvio Padrão.

\*\*Letras minúsculas comparam médias, na mesma coluna, entre os tratamentos de eletrocoagulação com diferentes condições de processo. Letras diferentes diferem significativamente ( $p < 0,05$ ), de acordo com o teste de Tukey.

### 3.2 REDUÇÃO DE RESÍDUO MINERAL FIXO

A Tabela 2 ilustra o percentual de redução de resíduo mineral fixo no processo (1) de eletrocoagulação e no processo (2) eletrocoagulação combinada com carvão ativado.

O resíduo mineral fixo foi utilizado como parâmetro de medida devido à dissolução de alumínio durante o tratamento do efluente da filetagem de pescado. Os valores demonstram que ocorreu redução de resíduo mineral nos dois processos, sendo que, o processo (2) apresentou reduções similares entre todos os tratamentos.

As amostras centrifugadas quando tratadas com o carvão ativado (processo 2) apresentaram remoção inferior às amostras do processo (1), mas em ambos ocorreu redução. Segundo Nunes (2009) o adsorvato encontra-se ligado à superfície por forças de Van der Waals, além de forças eletrostáticas e ligações de hidrogênio, as moléculas encontram-se fracamente ligadas à superfície e a energia de adsorção é mais baixa.

Os processos (1 e 2), com centrifugação, apresentaram melhor remoção de resíduo mineral do que as amostras não centrifugadas, a melhor redução alcançada foi de 20,2 %, no entanto, quando esta mesma amostra foi submetida a densidade de corrente maior (1,5 A/cm<sup>2</sup>) a redução diminuiu, demonstrando a influência que a densidade de corrente exerce sobre o desgaste dos eletrodos e consequente aumento do resíduo mineral fixo.

As amostras que passaram pelo processo (2), não centrifugadas, quando adicionadas de carvão ativado apresentaram aumento na redução de resíduo mineral fixo. Acredita-se que essa ocorrência se explica pelo elevado percentual de resíduo orgânico presente nesta amostra. Clark (2010) afirma que mudanças na temperatura, pressão ou pH, pode provocar a fácil remoção do soluto adsorvido no sólido.

Mollah (2001), Sengil e Ozacar (2006), Guvin (2008) e Moisés (2010) relataram um aumento do resíduo mineral fixo no final do processo de eletrocoagulação. Não foram encontrados estudos relatando a redução de resíduo mineral durante o processo de eletrocoagulação.

Tabela 2 - Desempenho do processo de eletrocoagulação (1) e eletrocoagulação combinado de filtração com carvão ativado (2) sobre a redução do resíduo mineral fixo em efluentes da filetagem de pescado.

Tratamentos	Processo 1			Processo 2		
	Densidade de corrente (A/cm <sup>2</sup> )	Tempo (minutos)	Resíduo mineral fixo (mg L <sup>-1</sup> )	Redução (%)	Resíduo mineral fixo (mg L <sup>-1</sup> )	Redução (%)
(1) Sem tratamento	NA	0	1,800 ± 0,02 <sup>a</sup>	NA	1,800 ± 0,02 <sup>a</sup>	NA
<b>Com centrifugação</b>						
2	1,0	20	1,500 ± 0,02 <sup>d</sup>	18,0	1,533 ± 0,00 <sup>bc</sup>	14,8
3	1,5	30	1,400 ± 0,04 <sup>e</sup>	20,2	1,526 ± 0,02 <sup>bc</sup>	15,2
<b>Sem centrifugação</b>						
4	1,0	30	1,800 ± 0,01 <sup>b</sup>	7,1	1,557 ± 0,05 <sup>b</sup>	13,5
5	1,5	30	1,700 ± 0,00 <sup>c</sup>	12,5	1,511 ± 0,01 <sup>c</sup>	16,6

(NA) não aplicável

\*Média ± Desvio Padrão.

\*\*Letras minúsculas comparam médias, na mesma coluna, entre os tratamentos de eletrocoagulação com diferentes condições de processo. Letras diferentes diferem significativamente ( $p < 0,05$ ), de acordo com o teste de Tukey.

### 3.3 pH

Conforme os resultados apresentados na Figura 2, o pH do efluente sem tratamento é 7,2 após o processo de eletrocoagulação apenas uma das amostras se apresentou dentro dos padrões para despejo, as demais amostras se apresentaram inadequadas com  $\text{pH} > 9$ , fora dos padrões da legislação brasileira CONAMA (BRASIL, 2011).

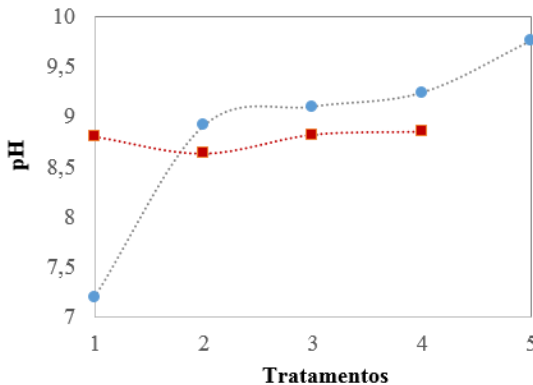
Sengil e Ozacar (2006), Valente (2012) que utilizaram eletrodos de ferro, Gavin (2008) eletrodos de carbono, relataram o pH elevado ao final do processo de eletrocoagulação, justificando esse fato na dissolução

do material do reator e incorporação destes componentes ao efluente em tratamento, ocasionando o aumento do pH final.

Bayar (2011), Díaz (2014) e Vu (2014) também utilizaram reator de alumínio, e optaram por ajustar o pH com ácido clorídrico antes de iniciar o tratamento de eletrocoagulação. No presente estudo não foram realizados ajustes do pH.

O tratamento com carvão ativado (Figura 2) reduziu o pH de todas as amostras, por tanto o pH está dentro dos padrões exigidos pela legislação (BRASIL, 2011).

Figura 2 - Efeito das etapas de (●) eletrocoagulação e (■) adsorção de efluente da filetagem de pescados, sobre o pH.



Em todos os tratamentos de eletrocoagulação empregados neste estudo, ocorreu elevação do pH do efluente. Observa-se que o carvão ativado pode ser aplicado no efluente de pescado, reduzindo o pH. Segundo Clarck (2010) o processo de adsorção pode ocorrer com todos os tipos de interface, tais como gás-sólido, solução-sólido, solução-gás.

### 3.4 VARIAÇÃO DA TURBIDEZ, DEMANDA BIOQUÍMICA E QUÍMICA DE OXIGÊNIO DE EFLUENTES DA FILETAGEM DE PESCADO APÓS TRATAMENTO DE ELETROCOAGULAÇÃO E FILTRAÇÃO COM CARVÃO ATIVADO

A Tabela 3 ilustra os resultados de variação do % DBO do efluente da filetagem de pescado. Após os tratamentos, apenas uma das amostras apresentou redução de (-58%) de DBO, no entanto não atende, os padrões preconizados pela legislação. A normativa n. 430 de 2011 do órgão ambiental brasileiro CONAMA (BRASIL, 2011), preconiza que todo efluente deve ter uma remoção mínima de 60% da DBO após o tratamento. Neste estudo nenhuma das amostras apresentou resultados de acordo com os padrões.

Após os tratamentos do efluente da filetagem de pescado, observou-se um aumento dos compostos orgânicos e não houve redução de DBO em 90% das amostras. Segundo Shimidell et al. (2007), os valores superiores de DBO podem ser encontrados, dependendo da biodegradabilidade da matéria-orgânica e da composição química do meio, quando o efluente apresenta matéria orgânica complexa de difícil degradação durante o tratamento do efluente, elas são hidrolisadas e se degradam aumentando a carga orgânica inicial. Nestas condições a remoção é negativa, o que caracteriza o processo de eletrocoagulação, nas condições aplicadas, como sendo ineficiente no tratamento de efluente de pescado.

Estudos utilizando a eletrocoagulação foram realizados por alguns autores e apresentaram resultados de redução de DBO: Bayar (2011) avaliando efluente do abatedouro de aves reduziu 90 %; Katal

(2011) em indústria de papel verificou 88 % de redução; Valero (2011) em águas residuais da indústria de amêndoas reduziu 80 %; Díaz (2014) em uma estação de tratamento industrial (aves, suíno e bovino) atingiu redução de 78 % e Teczan (2013) em águas residuais de soro de queijo reduziu 86 %, enquanto Quiñones (2009) tratando efluente de curtume alcançou 60 % de redução.

No processo (2) eletrocoagulação combinado de filtração com carvão ativado, as amostras (2, 3 e 4) apresentaram aumento de DBO em relação ao processo (1), já a amostra (5) demonstrou aproximadamente 40% de redução, com relação ao tratamento anterior. No entanto, nenhuma das amostras apresentou resultados dentro do padrão da legislação ambiental.

Segundo Phan et al (2006), o processo de adsorção pode ser ineficiente, devido à baixa difusão das partículas nos poros, as moléculas encontram-se fracamente ligadas à superfície e a energia de adsorção é baixa principalmente nos casos de adsorventes granulares.

A estrutura dos poros a área superficial disponível limita as dimensões das moléculas e a quantidade de material que podem ser adsorvidas (ALVES, 2005).

Tabela 3 - Desempenho do processo de eletrocoagulação (1) e eletrocoagulação combinado de filtração com carvão ativado (2) sobre a redução de % DBO no tratamento de efluente da filetagem de pescado.

Tratamentos	Processo 1		Processo 2	
	DBO (mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	Redução (%)	DBO (mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	Redução (%)
Sem tratamento	2.810 ± 0,01 <sup>d</sup>	NA	2.810 ± 0,01 <sup>d</sup>	NA
2	1.180 ± 0,00 <sup>e</sup>	-58	5.900 ± 0,02 <sup>a</sup>	110
3	3.200 ± 0,03 <sup>c</sup>	13,9	5.900 ± 0,00 <sup>a</sup>	110
4	4.160 ± 0,00 <sup>b</sup>	48,0	4.210 ± 0,00 <sup>c</sup>	49,8
5	5.900 ± 0,01 <sup>a</sup>	110	4.800 ± 0,00 <sup>b</sup>	70,8

(NA) não aplicável

\*Média ± Desvio Padrão.

\*\*Letras minúsculas comparam médias, na mesma coluna, entre os tratamentos de eletrocoagulação com diferentes condições de processo. Letras diferentes diferem significativamente ( $p < 0,05$ ), de acordo com o teste de Tukey.

Os resultados de redução de DQO estão apresentados na Tabela 4, as amostras apresentaram redução de DQO, com exceção do (tratamento 2 do processo 1) que apresentou resultado nulo, os demais foram reduzidos ao término do processo de tratamento de efluente. Os resultados de DQO apresentados entre as amostras 4 e 5 (processo 1) e 3 e 4 (processo 2) foram semelhantes.

A legislação em vigor não estabelece limites de redução para DQO (BRASIL, 2011).

A redução de DQO foi menor do que a obtida em outros estudos. Chen (2000) removeu 90 % da DQO de efluente de restaurante, Kobya et al. (2003) 61 % em efluente têxtil, Teczan et al. (2013) 56 % em efluente de tintas, Tchamango et al. (2010) 61 % em efluente de laticínio. De

acordo com Cassilas et al. (2007) a DQO apresenta pouca variação quando compostos sólidos e miscíveis não reagem com íons liberados e permanecem na solução.

Tabela 4 - Desempenho do processo de eletrocoagulação (Processo1) e eletrocoagulação combinada de filtração com carvão ativado (Processo 2) sobre a redução de % DQO no tratamento da efluente da filetagem de pescado.

Tratamentos	Processo 1		Processo 2	
	DQO (mg L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	Redução (%)	DQO (mg L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	Redução (%)
Sem tratamento	7.942 ± 0,03 <sup>a</sup>	NA	7.942 ± 0,03 <sup>a</sup>	NA
2	7.942 ± 0,02 <sup>a</sup>	0	6.336 ± 0,01	-20
3	3.168 ± 0,03 <sup>c</sup>	-60	3.168 ± 0,04 <sup>c</sup>	-60
4	6.336 ± 0,01 <sup>b</sup>	-20	3.168 ± 0,05 <sup>c</sup>	-60
5	6.336 ± 0,02 <sup>b</sup>	-20	7.920 ± 0,01 <sup>a</sup>	-0,2

(NA) não aplicável

\*Média ± Desvio Padrão.

\*\*Letras minúsculas comparam médias, na mesma coluna, entre os tratamentos de eletrocoagulação com diferentes condições de processo. Letras diferentes diferem significativamente ( $p < 0,05$ ), de acordo com o teste de Tukey.

Os resultados de turbidez (Tabela 5), no processo (1) a melhor redução foi de (-29%), apenas uma das amostras apresentou aumento de turbidez (13%) ao final do tratamento de eletrocoagulação. No processo (2) com adsorção de carvão ocorreu uma melhora na redução, sendo que (44%) foi o melhor valor alcançado neste estudo. No entanto, duas amostra apresentaram resultado atípico, a amostra (2) apresentou aumento da turbidez ao término do processo (2) e a amostra (4) que havia



apresentado aumento (13%) no processo (1) obteve redução de (-21%) no processo (2).

Em efluente diferentes, tratados por eletrocoagulação foi observado redução de turbidez mais positivas. Em efluente galvânico Theodoro (2010) reduziu 100%, Palácio (2009) reduziu 95% em efluente têxtil e Valente et al., (2012) também reduziu 95% em efluente de laticínio.

Tabela 5 – Desempenho do processo de eletrocoagulação (1) e eletrocoagulação combinado de filtração com carvão ativado (2) sobre a redução de turbidez do efluente da filetagem de pescado.

Tratamentos	Processo 1		Processo 2	
	Turbidez (UNT)	Redução (%)	Turbidez (UNT)	Redução (%)
Sem tratamento	324 ± 0,02 <sup>b</sup>	NA	324 ± 0,02 <sup>b</sup>	NA
2	281 ± 0,02 <sup>c</sup>	-13,0	355 ± 0,05 <sup>a</sup>	9,7
3	280 ± 0,01 <sup>c</sup>	-13,5	253 ± 0,01 <sup>d</sup>	-21,8
4	370 ± 0,04 <sup>a</sup>	13,9	255 ± 0,03 <sup>d</sup>	-21,1
5	228 ± 0,00 <sup>e</sup>	-29,5	179 ± 0,01 <sup>f</sup>	-44,4

(NA) não aplicável

\*Média ± Desvio Padrão.

\*\*Letras minúsculas comparam médias, na mesma coluna, entre os tratamentos de eletrocoagulação com diferentes condições de processo. Letras diferentes diferem significativamente ( $p < 0,05$ ), de acordo com o teste de Tukey.

## 4 CONCLUSÃO

O uso de carvão ativado como material adsorvente, em conjunto com o processo de eletrocoagulação, apresentou resultados positivos na remoção de sólidos totais, resíduo mineral fixo, DQO, turbidez e pH,

melhorou a remoção de alguns componentes solubilizados e em suspensão.

De acordo com os dados apresentados, os processos de eletrocoagulação com eletrodos de alumínio combinada de filtração com carvão ativado apresentou – se ineficiente na redução da DBO e no entanto, apresentou resultados positivos para os valores de pH ao final do processo, ambos são alguns dos parâmetros preconizados pela legislação brasileira.

O tratamento nas condições de operação de 1,0A/cm<sup>2</sup> eletrocoagulado por 20 minutos, centrifugado e filtrado com carvão ativado, apresentou o melhor desempenho, tendo reduções de sólidos totais de 43% mais significativas do que as demais amostras.

Estudos devem ser realizados com o intuito de caracterizar a água residual da filetagem de pescado que apresentou melhor redução de sólidos totais e avaliar a possível recuperação dos sólidos separados pelos processos de eletrocoagulação e centrifugação, a fim de identificar uma provável aplicação para os sólidos.

## REFERÊNCIAS

AFONSO, M. D.; BÓRQUEZ, R. Review of the treatment of seafood processing wastewaters and recovery of proteins therein by membrane separation processes-prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination**, v. 142, p. 29-45, 2002.

ALVES, R. W. **Extração de corantes de urucum por processos adsortivos utilizando argilas comerciais e Colloidal Gas Aphrons.** (Dissertação) - Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2005.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), American Water Works Association Water Environment Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20 ed. Washington, D.C.: APHA, AWWA, WEF, 1999.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS (AOAC). **Official Methods of Analysis of the AOAC**. 18 ed. Gaithersburg: AOAC International, 2005.

ASPÉ, E.; MARTÍ, M. C.; ROECKEL, M. Anaerobic treatment of fishery wastewater using a marine sediment inoculum. **Water Research**, v. 31, p.2147-2160, 1997.

AZAD, S. A.; VIKINESWARAY, S.; RAMACHANDRAN, K. B.; CHONG, V. C. Growth and production of biomass of *Rhodovulum sulfidophilum* in sardine processing wastewater. **Applied Microbiology**, v. 33, p. 264-268, 2001.

AZAD, S. A.; VIKINESWARAY, S.; CHONG, V. C.; RAMACHANDRAN, K. B. *Rhodovulum sulfidophilum* in the treatment and utilization of sardine processing wastewater. **Applied Microbiology**, v. 38, p.13-18, 2003.

AUTA, M.; HAMEED, B. H. "Preparation of waste tea activated carbon using potassium acetate as an activating agent for adsorption of Acid Blue 25 dye", **Chemical Engineering Journal**. v. 171. p. 502-509. 2011.

BAYAR, S.; YILDIZ, S. Y.; YILMAZ, E. A.; IRDEMEZ, S. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. **Desalination**, v. 280, p.103-107, 2011.

BRASIL. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011/.pdf>>. Acesso em: 27 Jun 2013.

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

CLARK, H. L. M. **Remoção de fenilalanina por adsorvente produzido a partir da torta prensada de grãos defeituosos de café.** (Dissertação) - Ciência dos Alimentos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2010.

COUTO, G. M. Utilização da serragem de *Eucalyptus* sp. na preparação de carvões ativados. Dissertação em Ciência e Tecnologia da Madeira. Universidade Federal de Lavras. 115 p. 2009.

DENG, H.; LU, J.; LI, G.; ZHANG, G.; WANG, X. Adsorption of methylene blue on adsorbent materials produced from cotton stalk”, **Chemical Engineering Journal**. v. 172. p. 326-334. 2011.

DÍAZ B.C.; URIBE, F. B.; BILYEU, B. Removal of organic pollutants in industrial wastewater with an integrated system of copper electrocoagulation and electrogenerated H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. **Chemosphere**, v.105, p.160–164, 2014.

GIORDANO, G. Tratamento e controle de efluentes industriais. Departamento de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente, UERJ, Rio de Janeiro. 2004. Disponível em: <<http://www.ufmt.br/esa/moduloii>> Acesso em: 19 março 2015.

GUERRERO, L., OMIL, F., MÉNDEZ, R., LEMA, J.M., 1998. Protein recovery during the overall treatment of wastewaters from fish-meal factories. *Bioresource Technology*, v. 63, p. 221-229, 1998.

GUVEN, G.; PRENDECI, A.; TANYOLAC, A. Electrochemical treatment of deproteinated whey wastewater and optimization of treatment conditions with response surface methodology. **Journal of Hazardous Materials**, v.157, p. 69–78, 2008

HU, C.; ZHOU, J.; HE, S.; LUO, Z.; CEN, K. Effect of chemical activation of an activated carbon using zinc chloride on elemental mercury adsorption. **Fuel Processing Technology**, v. 90. p. 812-817. 2009.

KATAL, R., PAHLAVANZADEH, H. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. **Desalination**, v.265, p. 99-205, 2011.

LHAN, F.; KURT, U. APAYDIN, O.; GONULLU, M.T. Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 154, n.1-3, p.381-389, 2008.

MACEDO, J. S. **Aproveitamento dos resíduos do beneficiamento de fibras de coco na obtenção de um eco-material: carbono ativado mesoporoso**. Dissertação (Química). Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2005.

MOLLAH, Y. M. U. Electrocoagulation (EC) — science and applications. **Journal Hazardous Materials**, v. 48, p. 29-41, 2001.

MARTIN, C.; PERRARD, J. P.; JOLY, F.; GAILLARD, V.; DELECROIX, V. Dynamic adsorption on activated carbons of SO<sub>2</sub> traces in air. Adsorption capacities”, **Carbon**, v. 40. p. 2235-2246. 2002.

MOHAMMADI, S. Z.; DARYOUSH, A.; FATERMEH, M. Removal of Pb (II) from aqueous solutions using activated carbon from Sea-buckthorn stones by chemical activation. **Desalination**, v. 262. p. 86-93. 2010.

MOLINA-SABIO, M.; ALMANSA, C.; RODRIGUEZ-REINOSO, F. Phosphoric acid activated carbon discs for methane adsorption. **Carbon**, v. 41. p. 2113-2119. 2003.

NUNES, Diego Luiz. **Preparação de carvão ativado a partir de torta prensada de *Raphanus sativus* L. E utilização para clarificação de soluções**. Dissertação (Mestrado) - Ciência de Alimentos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

PHAN, N. H. *et al.* “Production of fibrous activated carbons from natural cellulose (jute, coconut) fibers for water treatment applications”, **Carbon**. v. 44. p. 2569-2577. 2006.

PRASERTSAN, P.; CHOORIT, W.; SUWANNO, S. Isolation, Identification and growth condition of photosynthetic bacteria found in seafood processing wastewater. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 9, p. 590- 593, 1993a.

PRASERTSAN, P.; CHOORIT, W.; SUWANNO, S. Optimization for growth of *Rhodocyclus gelatinosus* in seafood processing effluents. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 9, p. 593-596, 1993b.

QUIÕES-ESPINOZA, R. F.; FORNARI, T. M. M.; MÓDENES, N. A.; PALÁCIO, M. S.; DA SILVA, G. F.; SZYMANSKI, N.; KRUMOV, D. A.; TRIGUEROS, E. G. D. Pollutant removal from tannery effluent by electrocoagulation, **Chemical Engineering Journal**, v.151, p. 59 – 65, 2009.

ROCHA, O. R. S. NASCIMENTO, N. F.; CAMPOS, N. F.; SILVA, L. V.; DUARTE, B. M. M. M. Avaliação do processo adsorptivo utilizando mesocarpo de coco verde para remoção do corante cinza reativo BF-2R. **Revista Química Nova**. v. 35. p. 1369-1374. 2012.

SAMPAIO, L. R.; MEDEIROS, E. P.; CONRADO, L. S. Produção de bioadsorventes obtidos da torta de mamona para remoção de íons cobre em soluções aquosas, IV Congresso Brasileiro de Mamona e I Simpósio Internacional de Oleaginosas Energéticas. João Pessoa. 2010.

SENGIL, A.; OZACAR, M. Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 137, p.1197–1205, 2006.

SCHMIDELL, W.; SOARES, M. H.; ETCHEBEHERE, C.; MENES, J. R.; BERTOLA, C. N.; CONTRERAS, M. E. **Tratamento Biológico de Águas Residuais**. Florianópolis, CNPQ: 2007.

TAKASHI, A.; LEVINE, D. A. Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present, and future. **Water Science Technology**, v. 33, p.1-14, 1996.

TECZAN, U.; OZEL, E. Electrocoagulation of yogurt industry wastewater and the production of ceramic pigments from the sludge. **Separation and Purification Technology**, v.120, p.386–391, 2013.

VALENTE, G. F. S. The efficiency of electrocoagulation in treating wastewater from a dairy industry. **Journal Hazardous Materials, part I: Iron electrodes**, v. 47, p. 355-361, 2012.

VALERO, D.; ORTIZ, M. J.; GARCIA, V.; EXPÓXITO, E.; MONTIEL, V. ALDAZ, A. Electrocoagulation of wastewater from almond industry. **Chemosphere**, v. 84, p.1290–1295, 2011.

VU, T.P.; VOGEL, A.; KERN, F.; PLATZ, S.; MENZEL, U.; GADOR, R. Characteristics of an electrocoagulation–electroflotation process in separating powdered activated carbon from urban wastewater effluent. **Separation and Purification Technology**, v. 134, p.196-203, 2014.







## **CAPÍTULO 5 – CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DA FILETAGEM DE PESCADO SUBMETIDO AO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO**

---

### **1 INTRODUÇÃO**

O principal desafio do século 21 é a sustentabilidade, tendo a água e a energia como alvos para a conquista de fontes renováveis (BRASIL, 2013). A grande maioria dos países não possui infraestrutura e capital para enfrentar adequadamente a escassez de água. A qualidade e quantidade de água disponível está crescentemente comprometida pelo aumento da poluição, tendo a indústria, agricultura e a população como fontes potenciais deste crescimento.

Com os rígidos padrões para fontes de água potável e os regulamentos ambientais estritos a respeito da descarga de efluentes, as tecnologias eletroquímicas ganharam novamente sua importância durante as duas décadas passadas (VALENTE et al., 2010). O processo de eletrocoagulação em menor escala encontrou um nicho na indústria de tratamento de água, provando ser tecnologia eficiente e de confiança, embora necessite de entendimento técnico para a exploração de seu potencial (HOLT et al., 2002).

Os efluentes gerados nas indústrias de conservas de pescado apresentam elevada vazão e concentração de matéria orgânica biodegradável. Na caracterização desses efluentes, observa-se uma acentuada variabilidade de composição própria do modo de operação das indústrias, tipo de pescado processado e época do ano, entre outros fatores (LUCAS; KOETZ; PRZYBYLSK, 2000).

Em geral, os processos biológicos são os mais empregados no tratamento de efluentes industriais, tendo maior destaque os processos

biológicos anaeróbios, que vêm sendo largamente utilizados no tratamento de efluentes da indústria de pescado em função de sua elevada carga orgânica biodegradável (VALENTE et al., 2010).

Na definição de um processo de tratamento de resíduos deve ser selecionada uma tecnologia adequada a diferentes situações, sendo que a decisão tomada deve estar relacionada ao nível de desenvolvimento da tecnologia e dos custos, de acordo com a realidade de cada indústria e de suas instalações. Para definir o melhor tratamento de efluente são avaliadas as características da água residual, e depois identificado o nível de tratamento a ser realizado, de forma que garanta um efluente tratado de acordo com os parâmetros exigidos pela legislação em vigência (SCHMIDELL et al., 2007). É necessário atentar às características de cada efluente, pois elas definem o processo a ser aplicado e se existe a necessidade de combinar a outros tipos de tratamento para garantir a sua eficiência.

A escassez de recursos hídricos, bem como na produção de matérias primas, indica que novos materiais sejam gerados. O objetivo geral deste estudo é caracterizar os efluentes da filetagem de pescados e as águas e resíduos sólidos gerados após o processo de eletrocoagulação, com a finalidade de propor trabalhos futuros sobre a sua aplicação.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 OBTENÇÃO DA AMOSTRA

O tratamento de eletrocoagulação foi realizado em amostras de efluentes da filetagem de pescado das espécies de abrótea (*Urophycis brasiliensis*) e pescada (*Merluccius gayi*), obtidas de peixarias do Mercado Público Municipal de Florianópolis, SC.

### 2.2 PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO

O sistema de eletrodos monopolares foi montado com seis placas de alumínio com dimensões de 91,20 x 0,64 x 59,54 mm, conectadas eletricamente em paralelo, resultando em três pares de eletrodos. O espaçamento entre os eletrodos foi de 8,47 mm, mergulhadas em uma cuba com volume útil de 600 mL (0,0006 m<sup>3</sup>). O sistema foi operado em densidade de corrente de 1 A/cm<sup>2</sup> no tempo de 20 minutos.

### 2.3 PROCESSO DE CENTRIFUGAÇÃO

Ao término da EC a água residual tratada foi centrifugada, conforme descrito no item 2.3 do capítulo 4. O precipitado e a água foram armazenados sob congelamento para futuras análises. Os efluentes tratados (eletrocoagulados) e efluentes não tratados foram avaliados

### 2.4 FILTRAÇÃO COM CARVÃO ATIVADO

Após tratamento de eletrocoagulação foi utilizado um sistema de filtração com adsorção de carvão ativado como polimento final, conforme descrito no item 2.4 do capítulo 4.

Após a aplicação dos tratamentos de eletrocoagulação e adsorção com carvão ativado, foi escolhido o tratamento mais eficiente, aquele que obteve a maior redução de sólidos totais e  $\text{pH} < 9$ . O sobrenadante e o precipitado do melhor tratamento foram caracterizados quanto aos parâmetros físico-químicos. Todos os processos e análises foram realizados em triplicata ( $n=3$ ).

## 2.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

### **Bases voláteis totais**

Foram determinadas mediante a destilação da amônia, amina e demais voláteis, por arraste de vapor, em meio levemente alcalino, quantificadas por volumetria de neutralização, de acordo com metodologia proposta pelo Instituto Adolfo Lutz (IAL, 2008).

### **Determinação de Alumínio**

As amostras foram tratadas com água régia a quente, sendo que o precipitado após a primeira digestão ácida foi calcinado a  $550^{\circ}\text{C}$  após o ataque ácido e calcinação. Após este tratamento as amostras foram solubilizadas e avolumadas para 25 mL. Foi feita a leitura do alumínio em espectrômetro de absorção atômica de chama (Erkim Elmer pinAAcle 900 T), seguindo as condições recomendadas pelo fabricante. Essa análise foi realizada pela Central de Análises do Departamento de Química da UFSC.

### **Extrato etéreo, sólidos não gordurosos**

Determinado de acordo com método nº99136 da AOAC (2005). As amostras foram desidratadas em estufa com circulação de ar (Fabbe,

São Paulo, Brasil) a 65 °C, resfriadas e pesadas em cartuchos do extrator de lipídeos (Velp, 2101). Os sólidos não gordurosos foram determinados por diferença, sendo o extrato etéreo correspondente aos sólidos gordurosos e, a partir da determinação dos sólidos totais, foi determinado o teor de sólidos não gordurosos, em base peso seco.

### **Nitrogênio total e não proteico**

A determinação de nitrogênio proteico (NP) foi realizada precipitando-se as proteínas com ácido tricloroacético (TCA) a 10 % (GAINES, 1977; TSCHINYANGU E HENNEBERT, 1996). O precipitado e o sobrenadante resultantes foram analisados quanto ao teor de nitrogênio pelo método de *Kjedahl* (AOAC, 1995).

Em um tubo Falcon de 40 mL foi adicionado 1g de amostra e 10 mL de TCA 10 % e homogeneizado com o auxílio de um bastão de vidro. O tubo foi agitado manualmente de 10 em 10 minutos totalizando 1 hora em temperatura controlada de 10 °C. Após este período o precipitado foi separado por centrifugação, em centrífuga a 1789 xg por 20 minutos (Hemle Z200A, Labortechnik®) a uma temperatura de 10 °C. O sobrenadante foi removido com o auxílio de uma pipeta de *Pasteur*. O precipitado foi lavado com mais 10 mL de TCA 10 %, repetindo-se a etapa de centrifugação e de extração do sobrenadante. Os sobrenadantes resultantes da extração foram homogeneizados e colocados em balão volumétrico ajustando-se o volume para 50 mL com água destilada. O precipitado foi então transferido para uma placa de Petri, previamente tarada, com auxílio de 20 mL de solução de éter:etanol (1:1). Após a evaporação da solução, o precipitado foi pesado e em seguida removido cuidadosamente da placa de Petri com o auxílio de espátula e

acondicionado em frasco hermético. A análise do teor de nitrogênio pelo método de *Kjedahl* foi realizado com 100 mg de precipitado e 1 mL de sobrenadante.

## **pH**

Foi determinado utilizando um potenciômetro (marca Quimis, modelo Q400A, Diadema, Brasil), devidamente calibrado com tampões de pH 4 e 7.

## **Sólidos totais e material mineral**

O teor de sólidos totais foi determinado por gravimetria. As amostras foram evaporadas em estufa com circulação de ar (Fabbe, São Paulo, Brasil) a 65 °C até peso constante. O resíduo obtido foi levado à incineração e ao forno mufla a 550 °C para a determinação do material mineral. Portanto, sólidos totais foram avaliados em cadinhos de porcelana, visando aplicar estes resíduos também nas avaliações de cinzas, após o cálculo dos sólidos totais.

## **2.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA**

Todas as análises foram realizadas em triplicata e os dados expressos como média  $\pm$  desvio padrão (DP). Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), ao nível de 5 % de significância, seguido pelo teste de Tukey, para comparação das médias.

## **3 RESULTADOS E DISCUSSÕES**

O efluente da filetagem de pescado sem tratamento, o precipitado (lodo) e o sobrenadante do tratamento as condições de operação do reator

estão apresentadas na Tabela 1 e estão de acordo com as normas de legislação em vigência (BRASIL, 2011)

Tabela 1 – Condições do tratamento de eletrocoagulação combinado de filtração com carvão ativado.

<b>Parâmetros</b>	<b>Valores</b>
Densidade de corrente (A/cm <sup>2</sup> )	1,0 ± 2 %
Tempo (minutos)	20
pH	8,80 ± 0,07
Sólidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	3,70 ± 0,001
Resíduo mineral fixo (mg.L <sup>-1</sup> )	1,53 ± 0,001
DBO (mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	5.90 ± 0,01
DQO (mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	6.33 ± 0,01
Turbidez (UNT)	355 ± 0,05

DBO: Demanda bioquímica de oxigênio

DQO: Demanda química de oxigênio

No efluente simulado em escala laboratorial, caracterizado pelo baixo teor de sólidos totais, a operação de eletrocoagulação mostrou-se eficiente, porém com o aumento destes sólidos, aplicando as mesmas condições, resultados semelhantes não foram alcançados. Conseqüentemente, o efluente das peixarias apresentou menor redução dos sólidos.

Não foram encontrados estudos do processo de eletrocoagulação aplicados para efluentes de pescado. Na literatura, são encontrados diversos estudos utilizando o processo de eletrocoagulação para tratamento de efluentes de laticínios: Sengil e Ozacar (2006); Kushwaha



(2010); Tchamango (2010); Bensadok (2011); Yavuz (2011); Valente (2012) e Teczan (2013). Nesses estudos, observa-se grande variação nas metodologias aplicadas e nas características das amostras avaliadas.

Tchamango et al. (2010), avaliaram a eletrocoagulação em amostras simuladas elaboradas a partir de leite em pó. Segundo os autores, tal procedimento permite fazer uma estimativa do tratamento. No entanto, no efluente industrial, além dos componentes do leite, verifica-se a presença de detergentes, sanitizantes e outros resíduos. Esses dados estão de acordo com o presente estudo, visto que o percentual de remoção de sólidos totais foi mais elevado nas amostras simuladas, utilizando as mesmas condições operacionais. Acredita-se que essa diferença seja proveniente das diferentes características de cada efluente, visto que a amostra simulada foi obtida de apenas uma espécie, enquanto que o efluente gerado nas peixarias é proveniente da filetagem de diversas espécies de pescado.

### 3.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO EFLUENTE DA FILETAGEM DE PESCADO SEM TRATAMENTO E COM TRATAMENTO

A água residual da filetagem de pescado sem tratamento e a água residual que apresentou melhor desempenho no processo de eletrocoagulação foram caracterizadas (Tabela 2). Os resultados das análises não apresentaram variação entre os tratamentos e, em alguns casos, como sólidos não gordurosos, nitrogênio proteico e lipídeos houve um aumento após o tratamento de eletrocoagulação.

Na amostra sem tratamento (Tabela 2) apresentou o mesmo valor de NP e NNP ( $1,10 \text{ mg L}^{-1}$ ). O efluente tratado apresentou redução de NNP ( $7,00 \text{ mg L}^{-1}$ ) e aumento de NP ( $1,20 \text{ mg L}^{-1}$ ).

Os valores de bases voláteis totais sem tratamento e após o tratamento de EC e adsorção com carvão ativado são apresentados na Tabela 2. Os valores encontrados para ambas são consideravelmente inferiores, aos valores máximos exigidos pela legislação para pescados ( $30 \text{ mg L}^{-1}$ ). Ressalta-se que a determinação para bases voláteis totais não é exigida para efluentes.

O efluente sem tratamento apresentou ( $1,10 \text{ mg L}^{-1}$ ) de lipídeos este valor é considerado baixo. Segundo Oetterer (2006) o teor médio de lipídeos em peixe é (0,1 a 22 %), Após o tratamento o efluente apresentou redução de lipídeos (0,05%).

O efluente apresentou presença de alumínio após o tratamento, decorrente do material do eletrodo que durante a eletrocoagulação se dissocia liberando este mineral ao efluente em tratamento, ressaltando que a legislação não estabelece limites para alumínio em efluentes.

Não foi encontrado nenhum estudo que avaliasse os parâmetros nutricionais de efluentes da filetagem de pescado. Portanto, ressalta-se que o objetivo de realizar a avaliação dos compostos nutricionais presentes no efluente de pescado é identificar suas características e avaliar a eliminação destes compostos carregados do pescado no efluente final. É necessário realizar uma investigação mais aprofundada para identificar quais são os compostos presentes no efluente após o tratamento.

Tabela 2 – Resultados dos parâmetros analisados de efluentes da filetagem de pescado sem tratamento e após tratamento de eletrocoagulação e filtração com carvão ativado.

<b>Parâmetro</b>	<b>Sem Tratamento</b>	<b>Tratado</b>
Alumínio (mg L <sup>-1</sup> )	ND*	4,96 ± 0,33
Bases voláteis totais (mg L <sup>-1</sup> )	0,16 ± 0,01	1,40 ± 0,00
Lípídeos (mg L <sup>-1</sup> )	1,10 ± 0,5	5,00 ± 0,02
Nitrogênio não proteico (mg L <sup>-1</sup> )	1,10 ± 0,00	7,00 ± 0,03
Nitrogênio proteico (mg L <sup>-1</sup> )	1,10 ± 0,01	1,20 ± 0,04
Sólidos não gordurosos (mg L <sup>-1</sup> )	5,90 ± 0,3	5,00 ± 0,01

(ND) não detectado

\*Média ± Desvio Padrão.

### 3.2 CARACTERIZAÇÃO DO PRECIPITADO (LODO) FORMADO DURANTE O PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO

A Tabela 3 ilustra as características do resíduo sólido (lodo). Há poucos trabalhos relatando a caracterização do lodo gerado no final do processo do tratamento de eletrocoagulação.

O lodo apresentou NNP inferior ao sobrenadante (0,05 %), os demais parâmetros apresentaram percentual superior. Foi verificada a presença de 8,100 mg L<sup>-1</sup> de alumínio, decorrente do material do eletrodo, estes resultados caracterizam a toxicidade do lodo, tornando imprópria a investigação da sua aplicação em alimentos. Kushwaha (2010) relatou a presença de 4,4 % de alumínio no lodo do efluente de laticínio. Não foram verificados estudos na literatura avaliando os demais parâmetros.

Estudos realizados por Kushwaha (2010) concluíram que o lodo e o material flotado, produzidos durante a eletrocoagulação de efluente artificial de laticínio, podem ser desidratados e usados como combustível para fornalhas de caldeiras. Heikal (2000) sugeriu a aplicação das cinzas geradas na combustão que também podem ser misturadas com o barro para fazer tijolos. A argilas têm em sua composição química: alumina, sílica, óxidos de ferro, de magnésio, calcário, esses componentes aumentam a resistência ao calor e melhoram a resistência a compressão.

Tabela 3 – Caracterização do lodo formado no processo de eletrocoagulação de efluente da filetagem de pescado.

<b>Características do lodo</b>	
Alumínio (mg)	8,100 ± 0,01
Base proteica solúvel (mg L <sup>-1</sup> )	24,15 ± 0,45
Nitrogênio não proteico (mg L <sup>-1</sup> )	0,053 ± 0,003
Nitrogênio total (mg L <sup>-1</sup> )	0,47 ± 0,03
Resíduo mineral fixo (mg L <sup>-1</sup> )	4,62 ± 0,10
Sólidos totais (mg L <sup>-1</sup> )	10,38 ± 0,30

A aplicação de lodos como matéria-prima na indústria é muito importante no plano econômico e ambiental, através da conversão deste resíduos em produtos de valor agregado (SENGIL E OZACAR, 2006).

Segundo os critérios de classificação de resíduos sólidos da NBR 10004/2004, o lodo desidratado é um resíduo não perigoso classe II. Não foi possível definir se esse material é inerte ou não em virtude da falta de avaliação de constituintes que podem ser solubilizados em concentrações

superiores aquelas estabelecidas no anexo G da norma. Assim é necessário estudo mais detalhado de acordo com CONAMA nº 375/2006 (BRASIL, 2006), pois este material pode ser investigado, por exemplo, para aplicação na forma desidratada e aplicado na agricultura.

#### 4 CONCLUSÃO

Os compostos nutricionais presentes no efluente da filetagem de pescado necessitam uma investigação mais aprofundada, para identificar todos os compostos presentes no efluente após o tratamento.

É indispensável a realização de novas pesquisas explorando outras condições de tratamento de eletrocoagulação, que investiguem a possibilidade de reutilização destas águas nas próprias peixarias, através da realização de estudos detalhados que preconizem as exigências do CONAMA nº 430/2011 para reuso de água.

O lodo gerado ao final do processo de eletrocoagulação apresentou percentual de alumínio inferior aos relatados em outros estudos. Os resultados indicam a possibilidade de utilizá-lo na forma desidratada na agricultura. Para tanto uma avaliação mais detalhada é necessária, como estabelece a resolução do CONAMA.

#### REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), American Water works association Water Environment Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20 ed. Washington, D.C.: APHA, AWWA, WEF, 1999.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS (AOAC). **Official Methods of Analysis of the AOAC**. 18 ed. Gaithersburg: AOAC International, 2005.

ARRUDA, L. F. BORGHESI, R.; BRUM, A.; REGITANO D'ARCE, M.; OETTERER, M. Nutritional aspects of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) silage. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v.26, n.4, p.749-756, 2006.

BENSADOK, K.; EL HANAFI, N.; LAPICQUE, F. Electrochemical treatment of dairy effluent using combined Al and Ti/Pt electrodes system. **Desalination**, v. 280, p. 244-251, 2011.

BOSCOLO, R. W.; HAYASCHI, C.; FEIDEN, A.; MEURER, F.; SIGNOR, A. A. Composição química e digestibilidade aparente da energia e nutrientes da farinha de resíduos da indústria de filetagem de tilápias, para a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Ciência Rural**, v. 38, p.2579-2586, 2008.

BRASIL. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011/.pdf>>. Acesso em: 27 Jun 2013.

BRASIL. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375, de 29 de Agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 19 Jan 2015.

BRASIL. MPA, Ministério da Pesca e Aquicultura. Pesca Industrial. 2011. Disponível em: <<http://www.mpa.gov.br/pescampa/industrial>>. Acesso em: 27 de Jun de 2013.

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

DENG, H.; LU, J.; LI, G.; ZHANG, G.; WANG, G. Adsorption of methylene blue on adsorbent materials produced from cotton stalk. **Chemical Engineering Journal**, v. 172, p. 326-334, 2011.

DÍAZ B.C.; URIBE, F. B.; BILYEU, B. Removal of organic pollutants in industrial wastewater with an integrated system of copper electrocoagulation and electrogenerated H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. **Chemosphere**, v.105, p.160-164, 2014.

GAINES, T. P. Determination of protein nitrogen in plants. *Journal AOAC International*. Gaithersburg, v.60, n.3, p.590-593, 1977.

GONÇALVES, A. A. **Tecnologia do Pescado: Ciência, Tecnologia, Inovação e Legislação**. São Paulo: Atheneu, 2011.

HEIKAL, M. Effect of temperature on the physico-mechanical and mineralogical properties of Homra pozzolanic cement pastes. **Cement and Concrete Research**, v.30, p. 1835-1839, 2000.

IAL. **Métodos Físico-Químicos para Análise de Alimentos**. IV Edição. Instituto Adolfo Lutz, 2008.

KUSHWAHA, P. J.; SRIVASTAVA, C. V.; MALL, D. I. Treatment of dairy wastewater by inorganic coagulants: Parametric and disposal studies, *Water research*, v.44, p. 5867-5874, 2010.

LUCAS, A. P. C.; KOETZ, P. R.; PRZYBYLSKI, S. L. A. Tratamento anaeróbio de efluentes do processamento de corvina (*Micropogonias furnieri*) em reator UASB. **Vetor**, v. 10, n. 9, p. 113-124, 2000.

OETTERER, M. **Proteínas de pescado – processamentos com intervenção na fração protéica**. In: OETTERER, M.; REGITANO-d'ARCE, M. A. B.; SPOTO, M. H. F. **Fundamentos de ciência e tecnologia de alimentos**. Barueri: Manole, 2006, p. 99-134.

OGAWA, M.; MAIA, E. L.; **Manual de Pesca. Ciência e Tecnologia do Pescado**. São Paulo, Varela, 1999, v. 1, 453 p.

SCHMIDELL, W.; SOARES, M. H.; ETCHEBEHERE, C.; MENES, J. R.; BERTOLA, C. N.; CONTRERAS, M. E. Tratamento Biológico de Águas Residuais. Florianópolis, 2007.

SENGIL, A.; OZACAR, M. Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 137, p.1197–1205, 2006.

TCHAMANGO, S. Treatment of dairy effluents by electrocoagulation using aluminium electrodes. **Science of the total Environment**, v.408, p. 947-952, 2010.

TECZAN, U.; OZEL, E. Electrocoagulation of yogurt industry wastewater and the production of ceramic pigments from the sludge. **Separation and Purification Technology**, v.120, p.386–391, 2013.

TSHINYANGU, K. K.; HENNEBERT, G. L. Protein and chitin nitrogen contents and protein content in *Pleurotus ostreatus* var. *columbinus*. **Food Chemystri**, v. 57, n.2, p. 223-227, 1996.

VALENTE, G. F. S. The efficiency of electrocoagulation in treating wastewater from a dairy industry. **Journal Hazardous Materials, part I: Iron electrodes**, v. 47, p. 355-361, 2012.

YAVUZ, Y.; OCAL, E.; KOPARAL, A. S.; OGUTVEREN, U. B. Treatment of dairy industry wastewater by EC and EF processes using hybrid Fe–Al plate electrode. **Journal Chemical Technology Biotechnology**, v. 86, n. 7, p. 964–969, 2011.



## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo é pioneiro no tratamento do efluente da filetagem de pescado. A escolha pelo tratamento com o uso do processo de eletrocoagulação se justifica pela eficiência que esse processo demonstra no tratamento de efluentes de diferentes indústrias químicas e de alimentos.

A escolha dos eletrodos de alumínio está associado a disponibilidade do material, por ser de baixo custo e eficiência comprovada em vários estudos.

Nos tratamentos de eletrocoagulação aplicados aos efluentes simulados em escala laboratorial, foram obtidos os melhores resultados de redução de sólidos totais (96,4 %) em efluente de peixe-espada e de (57,6 %) no efluente de anchova. Estes valores não foram alcançados no tratamento de efluentes reais.

Nos estudos realizados com amostras reais, coletadas nas peixarias, avaliando diferentes condições de operação do reator de eletrocoagulação, as condições ótimas nesse trabalho foram de 20 minutos para o tempo de eletrólise, 1,0 A/cm<sup>2</sup> de densidade de corrente elétrica, com aplicação da centrifugação e filtrado com carvão ativado, apresentando o melhor desempenho na redução de sólidos totais.

Nas condições de operação do reator aplicada neste trabalho, o tratamento de eletrocoagulação não apresentou eficiência na remoção de DBO, não atingiu a remoção mínima de 60%, conforme preconizado pela legislação ambiental em vigência.

A aplicação de carvão ativado como material adsorvente, em conjunto com o processo de eletrocoagulação, apresentou resultados

positivos melhorou a remoção de componentes solubilizados e em suspensão, além de reduzir o pH.

É indispensável a realização de novas pesquisas que investiguem a possibilidade de reutilização da água tratada nas próprias peixarias, através da realização de estudos detalhados que preconizem as exigências da legislação vigente para reuso de água.

O lodo gerado ao final do processo de eletrocoagulação apresentou percentual de alumínio inferior aos relatados em outros estudos. Os resultados indicam a necessidade de mais estudos com a possibilidade de utilizá-lo na forma desidratada na agricultura.

## SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- ✓ Estudar a eficiência do tratamento do efluente de eletrocoagulação com reatores de outro material como aço carbono, aço inoxidável e zinco.
- ✓ Utilizar outras fontes com densidades de corrente e voltagem mais amplas.
- ✓ Aprofundar o estudo da caracterização do lodo separado neste processo.
- ✓ Investigar a reutilização do efluente tratado pelo processo de eletrocoagulação.
- ✓ Associar processos de filtração tangencial.
- ✓ Investigar a aplicação do processo de eletrocoagulação ao efluente da indústria de pescado.

