

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL  
– MESTRADO  
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM GESTÃO E TECNOLOGIA  
AMBIENTAL**

Carlos Alexandre Lutterbeck

**EFICIÊNCIA DA DETOXIFICAÇÃO DE EFLUENTES DA LAVANDERIA  
HOSPITALAR ATRAVÉS DO USO DE MÉTODOS ELETROQUÍMICOS**

Santa Cruz do Sul, fevereiro de 2010.

Carlos Alexandre Lutterbeck

**EFICIÊNCIA DA DETOXIFICAÇÃO DE EFLUENTES DA LAVANDERIA  
HOSPITALAR ATRAVÉS DO USO DE MÉTODOS ELETROQUÍMICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ênio Leandro Machado  
Co-orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Lourdes Teresinha Kist

Santa Cruz do Sul, fevereiro de 2010.

Carlos Alexandre Lutterbeck

**EFICIÊNCIA DA DETOXIFICAÇÃO DE EFLUENTES DA LAVANDERIA  
HOSPITALAR ATRAVÉS DO USO DE MÉTODOS ELETROQUÍMICOS**

Esta Dissertação foi submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado, Área de Concentração Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

---

*Dr. Luiz Olinto Monteggia*

Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS

---

*Dr. Eduardo Alexis Lobo Alcayaga*

Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

---

*Dr<sup>a</sup>. Lourdes Teresinha Kist*

Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Co-orientadora

---

*Dr. Ênio Leandro Machado*

Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Orientador

## RESUMO

Em função dos grandes volumes de efluentes gerados na lavanderia e das características que conferem a estes efluentes um alto índice de impacto ambiental, a lavanderia hospitalar constitui-se num setor de grande relevância quanto à necessidade de gerenciamento ambiental. Assim sendo, o presente trabalho visou realizar a caracterização analítica dos efluentes gerados em uma lavanderia hospitalar, bem como o tratamento destes efluentes. A caracterização analítica identificou a presença de duas frações mais críticas nas etapas do processo de lavagem de roupas hospitalares: enxágüe inicial das compressas e lavagem, as quais foram submetidas aos ensaios de tratamento. Os ensaios de tratamento empregados na presente pesquisa envolveram três métodos: eletroflotação (EF), eletroflotação combinada com o processo de ozonização (EF/O<sub>3</sub>) e eletroflotação seguida do processo de ozonização (EF+O<sub>3</sub>). Estes ensaios ocorreram em um reator eletroquímico bipolar do tipo coluna, com capacidade para 10L, em acrílico, dotado de difusor de ar com pedras porosas, quatro eletrodos de aço SAE 1045 conectados em série, de amostrador e saída de gás. O cátodo do reator foi conectado ao multímetro, enquanto que o ânodo foi conectado a uma fonte de alimentação externa. O processo de ozonização ocorreu com o auxílio de um gerador de ozônio por descarga elétrica, com capacidade de geração de até 2.000 mg O<sub>3</sub> h<sup>-1</sup> alimentado com corrente de ar previamente seco com *trap's* de CaCl<sub>2</sub> e SiO<sub>2</sub> gel. Devido à baixa condutividade, ocorreram ensaios onde foram adicionados 1000mg L<sup>-1</sup> de NaCl aos efluentes. Foram realizadas análises de parâmetros de carga (DBO<sub>5</sub> e DQO), e análises ecotoxicológicas utilizando o organismo-teste *Daphnia magna* antes e após a realização de cada ensaio. Desta forma buscou-se avaliar a eficiência dos métodos empregados na redução dos parâmetros de carga e na detoxificação dos efluentes da lavanderia hospitalar em questão. Os ensaios envolvendo o processo de EF com condutividade induzida através da adição de NaCl realizados durante 60 minutos obtiveram os melhores desempenhos. O efluente gerado no enxágüe inicial das compressas passou da condição de extremamente tóxico (12,58%) para moderadamente tóxico (61,59%), enquanto que as reduções de DBO<sub>5</sub> e DQO foram de, respectivamente, 32% e 9%. Com relação ao efluente oriundo da etapa da lavagem, a DQO apresentou uma redução de 41%, enquanto que a toxicidade foi reduzida consideravelmente, passando da condição de extremamente tóxico (6,89%) para pouco tóxico (76,65%). Com base nos resultados obtidos, verificou-se que o processo de EF constitui-se em uma alternativa

interessante para o tratamento dos efluentes de lavanderia hospitalar, apresentando principalmente potencial detoxificante, podendo ser integrado a outros processos como pré ou pós-tratamento.

Palavras-chave: lavanderia hospitalar, efluentes, eletroflotação, ozonização, detoxificação.

## ABSTRACT

Due to the large volumes of wastewater generated in the laundry and the characteristics that make these effluents a high level of environmental impact, the hospital laundry is in an area of great importance in relation to the need of environmental management. Therefore, the present study aimed to carry out the analytical characterization of wastewater generated in a hospital laundry, as well as the treatment. The analytical characterization identified the presence of two most critical fractions in the stages of the hospital laundry process: initial rinse from the compresses and the washing stage, which were submitted to the treatment assays. The treatment assays employed in this research involved three methods: electroflotation (EF), electroflotation combined with the process of ozonation (EF/O<sub>3</sub>) electroflotation and then the process of ozonation (EF + O<sub>3</sub>). These assays occurred in a bipolar electrochemical reactor column type with a capacity of 10L, in acrylic, equipped with air diffuser with porous stones, four electrodes SAE 1045 connected in series, sampler and gas outlet. The cathode of the reactor was connected to the meter, while the anode was connected to an external power supply. The ozonation process occurred with the help of an ozone generator for electrical discharge, with a generation capacity of up to 2,000 mg O<sub>3</sub> h<sup>-1</sup> - fed stream of air has been dried with CaCl<sub>2</sub> trap's and SiO<sub>2</sub> gel. Due to the low conductivity, occurred assays where were added 1000mg L<sup>-1</sup> NaCl to the wastewater. Were performed analyzes of load parameters (BOD<sub>5</sub> and COD), and ecotoxicological tests using the test organism *Daphnia magna* before and after the each every assay. Thus we sought to evaluate the efficiency of the methods employed in reducing the loading parameters and the detoxification of wastewaters from the hospital laundry in question. The tests involving the process of EF with conductivity induced by the addition of NaCl performed for 60 minutes got the best performance. The wastewater generated in the initial rinse of the swabs passed from the condition of extremely toxic (12,58%) to moderately toxic (61,59%), while reductions of BOD<sub>5</sub> and COD are respectively 32% and 9%. With respect to the wastewater coming from the washing stage, the COD was reduced by 41%, while toxicity was reduced considerably from the condition of extremely toxic (6.89%) for low toxicity (76.65%). Based on these results, it appears that the EF process constitutes an interesting alternative for the treatment of wastewaters from hospital laundry,

showing detoxication potential and can be integrated with other processes such as pre-or post-treatment

Keywords: hospital laundry, effluent, electroflotation, ozonation, detoxification.

Dedico essa dissertação aos meus pais Lira e Bruno, e, principalmente à minha esposa Paula, por todo amor, carinho e incentivo transmitidos durante a realização deste trabalho.



## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelas oportunidades concedidas.

A minha família, e, acima de tudo a minha esposa, pelas palavras de apoio, pela compreensão e, principalmente pelo companheirismo e cumplicidade durante a realização desta jornada.

Ao meu Orientador Ênio, pelos ensinamentos transmitidos, apoio, incentivo e, acima de tudo, pela amizade. Foi muito gratificante ter atuado junto a um profissional tão qualificado e convivido ao lado de um ser humano tão exemplar.

A Professora Lourdes, minha co-orientadora pela amizade e pelo empenho e dedicação junto aos alunos e ao curso.

Aos Professores do Programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental, em especial a Prof<sup>a</sup> Rosana, Prof. Diosnel, Prof<sup>a</sup> Adriane e Prof. Lobo.

As secretárias do Mestrado, especialmente a sempre eficiente e prestativa Raquel.

Aos colegas de curso, principalmente a Maria Fernanda, Mariéli, Luciano, Marquion, Marcelo, Potrick e Daniele pelo companheirismo.

A toda equipe do Laboratório de Ecotoxicologia, principalmente a Geani e Daiana.

Aos colegas do LATTAE, em especial a Felipe e Tamara pela colaboração durante a execução dos ensaios.

A equipe da lavanderia do Hospital Santa Cruz, especialmente a Juliana por todo o auxílio, fundamental a realização deste trabalho.

A todos os amigos do Laboratório da Engenharia Ambiental, especialmente a Daniela, Liliana, Leonardo e Tiago.

Aos colegas de apartamento, Fabiano, Fábio e João pelos bons momentos de convivência.

A todos os amigos que fui conquistando ao longo destes dois anos.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado.

Obrigado, de coração, a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Valores de DQO e DBO indicativos da tratabilidade de um efluente. (JARDIM e CANELA, 2004).....	30
<b>Figura 2:</b> Equação geral para as reações envolvendo POA's.....	32
<b>Figura 3:</b> Tecnologias Eletroquímicas. Fonte: Autor (adaptado de HUITLE et al., 2008).....	36
<b>Figura 4:</b> Esquema simplificado do processo eletroquímico. Fonte: MONEGO (2007).....	39
<b>Figura 5:</b> Predominância de zonas de diagramas para espécies químicas em solução aquosa (a) Fe (II) e (b) Fe (III). As retas representam o equilíbrio de solubilidade para os insolúveis Fe (OH) <sub>2</sub> e Fe (OH) <sub>3</sub> , respectivamente, e as linhas pontilhadas representam os limites de predominância entre as espécies químicas solúveis. (c) Diagrama de solubilidade do Al (III) das espécies em função do pH.....	44
<b>Figura 6:</b> Interações dentro de um reator de eletrocoagulação (Adaptado de HOLT et al., 2002).....	45
<b>Figura 7:</b> Células de eletroflotação (CHEN, 2004).....	47
<b>Figura 8:</b> (a) Reator em batelada com eletrodos monopolares conectados em série. (b) Diagrama elétrico do arranjo monopolar em série. (KOBAYA et al., 2007).....	48
<b>Figura 9:</b> (a) Reator em batelada com eletrodos monopolares conectados em paralelo. (b) Diagrama elétrico do arranjo monopolar em paralelo. (KOBAYA et al., 2007) .....	48
<b>Figura 10:</b> (a) Reator em batelada com eletrodos bipolares conectados em paralelo, (b) Diagrama elétrico do arranjo bipolar em paralelo. (KOBAYA et al. (2007)).....	49
<b>Figura 11:</b> Organismo-teste <i>Daphnia magna</i> com 24h de idade (40X) (BRENTANO, 2006). .....	63
<b>Figura 12:</b> Local de coleta das amostras na máquina manual. Fonte: Autor .....	69
<b>Figura 13:</b> Fluxograma da metodologia analítica empregada na caracterização do efluente..	70
<b>Figura 14:</b> Lote de cultivo composto de copo de Becker de 2 L com meio M4 contendo de 25 a 30 indivíduos. Fonte: Autor .....	71
<b>Figura 15:</b> Incubadora modificada de DBO utilizado no cultivo de dáfias. Fonte: Autor ....	72
<b>Figura 16:</b> Esquema do teste de toxicidade aguda. Fonte: BRENTANO, (2006).....	73
<b>Figura 17:</b> Realização de teste de toxicidade com <i>Daphnia magna</i> no laboratório de Ecotoxicologia da UNISC. Fonte: Autor.....	74
<b>Figura 18:</b> Reator tipo coluna empregado nos ensaios de tratamento. (a) eletrodos de SAE 1045;(b) reator em acrílico; (c) amostrador; (d) saída de gás. Fonte: Autor.....	76

<b>Figura 19:</b> Configuração do processo de EF/O <sub>3</sub> (a) ozonizador; (b) reator eletroquímico; (c) mulímetro; (d) fonte de alimentação; (e) bomba peristáltica. Fonte: Autor .....	77
<b>Figura 20:</b> Vista interna da lavanderia hospitalar. Fonte: Autor .....	79
<b>Figura 21:</b> Fluxograma das etapas do processo de lavagem de roupas hospitalares.....	81
<b>Figura 22:</b> Histograma das médias da CE (I) 50 48h (%) obtidas a partir de ensaios de EF..	85
<b>Figura 23:</b> Histograma das médias de DBO <sub>5</sub> e DQO obtidas através dos ensaios de EF .....	86
<b>Figura 24:</b> Histograma das médias da CE (I) 50 48h (%) obtidas a partir de ensaios de EF/O <sub>3</sub> .....	88
<b>Figura 25:</b> Histograma das médias de DBO <sub>5</sub> e DQO obtidas através dos ensaios de EF/O <sub>3</sub> ..	88
<b>Figura 26:</b> Histograma das médias da CE (I) 50 48h (%) obtidas a partir de ensaios de EF + O <sub>3</sub> .....	89
<b>Figura 27:</b> Histograma das médias de DBO <sub>5</sub> e DQO obtidas através dos ensaios de EF + O <sub>3</sub> .....	90
<b>Figura 28:</b> Histograma das médias da CE (I) 50 48h (%) obtidas a partir de ensaios de EF..	91
<b>Figura 29:</b> Histograma das médias de DBO <sub>5</sub> e DQO obtidas através dos ensaios de EF .....	91
<b>Figura 30:</b> Histograma das médias da CE (I) 50 48h (%) obtidas a partir de ensaios de EF/O <sub>3</sub> .....	92
<b>Figura 31:</b> Histograma das médias de DBO <sub>5</sub> e DQO obtidas através dos ensaios de EF/O <sub>3</sub> ..	93
<b>Figura 32:</b> Histograma das médias da CE (I) 50 48h (%) obtidas a partir de ensaios de EF + O <sub>3</sub> .....	94
<b>Figura 33:</b> Médias de DQO obtidas através dos ensaios de EF + O <sub>3</sub> .....	94

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b>	Concentração média de poluentes presentes em efluentes domésticos e hospitalares.....	22
<b>Tabela 2.</b>	Potencial redox de alguns oxidantes.....	32
<b>Tabela 3.</b>	Diferentes métodos para sistemas de catálise homogênea e heterogênea....	33
<b>Tabela 4.</b>	Principais organismos utilizados nos testes ecotoxicológicos.....	58
<b>Tabela 5.</b>	Métodos analíticos utilizados na caracterização dos efluentes da lavanderia.....	70
<b>Tabela 6.</b>	Escala de toxicidade relativa para CE(I)50 48h (%) com <i>Daphnia magna</i> .	73
<b>Tabela 7.</b>	Parâmetros operacionais utilizados nos ensaios de tratamento.....	78
<b>Tabela 8.</b>	Quantidade de água e insumos consumidos em cada ciclo de lavagem.....	83
<b>Tabela 9.</b>	Caracterização analítica das frações do efluente da lavanderia hospitalar...	84
<b>Tabela 10.</b>	Valores médios de parâmetros complementares do processo de EF.....	87
<b>Tabela 11.</b>	Valores médios de parâmetros complementares do processo de EF/O <sub>3</sub> .....	88
<b>Tabela 12.</b>	Valores médios de parâmetros complementares do processo de EF.....	92
<b>Tabela 13.</b>	Valores médios de parâmetros complementares do processo de EF/O <sub>3</sub> .....	93
<b>Tabela 14.</b>	Valores médios de parâmetros complementares do processo de EF + O <sub>3</sub> ...	95

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

A	Amperes
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional das Águas
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
AOP's	Advanced Oxidation Processes
AOX	Adsorbable Organic Halogens
APHA/AWWA	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i>
°C	Celsius
CaCO <sub>3</sub>	Carbonato de Cálcio
CAS	Chemical Abstracts Service
CE50	Concentração Efetiva Mediana
CENO	Concentração de Efeito Não Observado
CEO	Concentração de Efeito Observado
CESAN	Companhia Espírito Santense de Saneamento
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
Cl	Cloro
ClO <sup>-</sup>	Hipoclorito
ClO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Clorito
ClO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Clorato
ClO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Perclorato
ClO <sub>2</sub>	Dióxido de Cloro
CO <sub>2</sub>	Dióxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
C.V.	Coefficiente de Variação
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio incubada por 5 dias
DIN	Deutsches Institut für Normung
ddp	Diferença de potencial
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E <sup>0</sup>	Potencial Redox
EC	Eletrocoagulação

EF	Eletroflotação
EO	Eletrooxidação
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
ETE's	Estações de Tratamento de Efluentes
F	Flúor
FH	Fotocatálise Heterogênea
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Peróxido de Hidrogênio
HClO	Ácido Hipocloroso
HO•	Radical hidroxila
HPLC	Cromatografia Líquida de Alta Performance
ICWE	<i>International Conference on Water and the Environment</i>
ISO	<i>International Standardization Organisation</i>
K	Potássio
kHz	Quilohertz
MnO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Permanganato
MS	Espectrometria de Massa
N	Nitrogênio
NBR	Norma Brasileira
nm	nanômetros
NTU	Unidade turbidimétrica
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
O	Oxigênio atômico
O <sub>2</sub>	Molécula de Oxigênio
O <sub>3</sub>	Ozônio
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
PCB's	Bifenilas Policloradas
pH	Potencial Hidrogeniônico
POA's	Processos Oxidativos Avançados
RDC	Resolução da Diretoria Colegiada
ROS	Espécies Reativas de Oxigênio
SAE	Society of Automotive Engineers
SETAC	Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia
SP	São Paulo

SST	Sólidos Suspensos Totais
TiO <sub>2</sub>	Dióxido de Titânio
THM's	Trihalometanos
UASB	Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente
UNEP	<i>United Nations Environment Programme</i>
UNICAMP	Universidade de Campinas
UNISC	Universidade de Santa Cruz do Sul
US	Ultra-som
UTI's	Unidades de Tratamento Intensivo
UVA	Ultravioleta A
UVB	Ultravioleta B
UVC	Ultravioleta C
UV	Ultravioleta
ZnO	Óxido de Zinco

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>18</b>
<b>2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>20</b>
<b>2.1 GERAÇÃO DE EFLUENTES NAS UNIDADES DE SERVIÇOS DE SAÚDE. ....</b>	<b>20</b>
<b>2.2 LAVANDERIA DAS UNIDADES DE SERVIÇOS DE SAÚDE .....</b>	<b>23</b>
2.2.1 SEPARAÇÃO DA ROUPA.....	23
2.2.2 PROCESSO DE LAVAGEM.....	24
2.2.2.1 Umectação .....	25
2.2.2.2 Pré-lavagem .....	25
2.2.2.3 Lavagem .....	26
2.2.2.4 Alvejamento .....	26
2.2.2.5 Enxágüe .....	26
2.2.2.6 Neutralização ou Acidulação.....	26
2.2.2.7 Amaciamento.....	27
2.2.3 CONSUMO DE INSUMOS QUÍMICOS, ÁGUA E GERAÇÃO DE EFLUENTES.....	27
<b>2.3 MÉTODOS CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES.....</b>	<b>28</b>
2.3.1 MÉTODOS ENVOLVENDO TRANSFERÊNCIA DE FASE .....	28
2.3.2. MÉTODOS OXIDATIVOS CONVENCIONAIS .....	29
<b>2.4 PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS.....</b>	<b>31</b>
2.4.1 OS SISTEMAS TÍPICOS DE POA'S .....	32
2.4.1.1 Sistemas homogêneos.....	33
2.4.1.2 Sistemas heterogêneos.....	34
2.4.2 VANTAGENS DOS POA'S .....	34
2.4.3 MONITORAMENTO DOS PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS.....	34
<b>2.5 TECNOLOGIAS ELETROQUÍMICAS EMPREGADAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES .....</b>	<b>35</b>
2.5.1 HISTÓRICO DA ELETROQUÍMICA .....	36
2.5.2 PROCESSO ELETROQUÍMICO.....	38
2.5.3 ELETROOXIDAÇÃO .....	39
2.5.4 ELETRO-OXIDAÇÃO INDIRETA COM OXIDANTES FORTES .....	40



2.5.5 ELETROREDUÇÃO .....	42
2.5.6 MÉTODOS ELETROQUÍMICOS FOTOASSISTIDOS .....	42
2.5.7 ELETROFLOTAÇÃO/ELETROCOAGULAÇÃO .....	43
2.5.7.1 Tipos de reações envolvidas no processo de Eletroflotação.....	45
2.5.7.2 Principais configurações dos reatores.....	47
2.5.7.3 Fatores que afetam o processo de eletrocoagulação .....	49
2.5.7.4 Vantagens e Desvantagens da Eletrocoagulação.....	52
<b>2.6 ECOTOXICOLOGIA.....</b>	<b>54</b>
2.6.1 PRINCIPAIS ORGANISMOS UTILIZADOS NOS TESTES ECOTOXICOLÓGICOS .....	56
2.6.2 APLICAÇÕES DOS TESTES ECOTOXICOLÓGICOS .....	58
2.6.3 VANTAGENS DA UTILIZAÇÃO DO MONITORAMENTO ECOTOXICOLÓGICO.....	59
2.6.4 MÉTODOS ECOTOXICOLÓGICOS.....	61
2.6.5 ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS COM DAPHNIA MAGNA.....	62
2.6.6 LEGISLAÇÃO RELACIONADA À TOXICIDADE .....	64
2.6.7 ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS RELACIONADOS AOS EFLUENTES HOSPITALARES .....	65
<b>3. METODOLOGIA.....</b>	<b>68</b>
<b>3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....</b>	<b>68</b>
<b>3.2 FONTE E COLETA DE DADOS .....</b>	<b>68</b>
<b>3.3 COLETA DAS AMOSTRAS .....</b>	<b>68</b>
<b>3.4 METODOLOGIA ANALÍTICA .....</b>	<b>69</b>
3.4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE .....	69
3.4.1.1 Ensaio de Toxicidade Aguda com o organismo Daphnia magna.....	71
<b>3.5 ENSAIOS DE TRATAMENTO .....</b>	<b>75</b>
3.5.1 CONSTRUÇÃO E CONFIGURAÇÃO DO REATOR ELETROQUÍMICO .....	75
3.5.2 ENSAIOS DE EF .....	76
3.5.3 ENSAIOS DE EF/O <sub>3</sub> .....	77
3.5.4 ENSAIOS DE EF + O <sub>3</sub> .....	77
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>79</b>
<b>4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>79</b>
<b>4.2 ATIVIDADES DESENVOLVIDAS NA LAVANDERIA. ....</b>	<b>80</b>

<b>4.3 CONSUMO DE ÁGUA, INSUMOS QUÍMICOS E GERAÇÃO DE EFLUENTES .....</b>	<b>81</b>
<b>4.4 CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA DOS EFLUENTES. ....</b>	<b>83</b>
<b>4.5 ENSAIOS DE TRATAMENTO.....</b>	<b>84</b>
4.5.1 EF “ENXÁGÜE DAS COMPRESSAS” .....	85
4.5.2 EF/O <sub>3</sub> “ENXÁGÜE DAS COMPRESSAS” .....	87
4.5.3 EF + O <sub>3</sub> “ENXÁGÜE DAS COMPRESSAS” .....	89
4.5.4 EF DOS EFLUENTES DA “LAVAGEM” .....	90
4.5.5 EF/O <sub>3</sub> DOS EFLUENTES DA “LAVAGEM” .....	92
4.5.6. EF + O <sub>3</sub> DOS EFLUENTES DA “LAVAGEM” .....	93
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>96</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>98</b>
<b>7. ANEXOS .....</b>	<b>108</b>
<b>7.1 RESULTADOS DOS ENSAIOS DE TRATAMENTO .....</b>	<b>108</b>
<b>7.2 LAUDOS DA CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA.....</b>	<b>116</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O contato dos efluentes hospitalares com o ecossistema aquático leva a um risco diretamente relacionado com a existência de substâncias perigosas, as quais podem ter potenciais efeitos negativos sobre o balanço biológico dos ambientes naturais (KÜMMERER, et al., 2002). A complexidade dos poluentes presentes nestes efluentes hospitalares pode integrar amplo grupo de contaminantes, tais como microorganismos patogênicos, surfactantes, residuais de medicamentos e seus metabólitos, desinfetantes, radionuclídeos entre outros, associando-se sempre o potencial de toxicidade destes descartes (EMMANUEL, et al., 2005).

Os hospitais são instituições que consomem uma quantidade significativa de água diariamente, na faixa entre 400 a 1200 litros/leito/dia e geram igualmente significativas quantidades de efluentes (EMMANUEL et al., 2005). Dependendo das atividades desenvolvidas em cada estabelecimento, os efluentes podem ser gerados nos mais variados setores: laboratórios de análises clínicas, setores de radio e quimioterapia, lavanderias, UTI's e leitos de diversas classes de acomodação.

Embora uma grande variedade de estudos direcionados ao tratamento dos constituintes dos efluentes hospitalares tenha sido publicada, (KAJITVICHYANUKUL & SUNTRONVIPART, 2006; GAUTMAN et al., 2007; JARA et al., 2007), poucos hospitais tratam de uma maneira eficiente os seus efluentes, e, dessa forma, os mesmos são descartados em águas superficiais ou em sistemas de tratamento do esgoto doméstico (HEBERER, 2002). Uma vez que os chamados processos convencionais de tratamento (anaerobiose, sistemas aeróbios com membranas, sistemas óxicos/anóxicos) têm se mostrado apenas parcialmente efetivos para este propósito, os mesmos deverão ser integrados a outros processos capazes de obterem melhorias significativas no tratamento destes efluentes.

Dentro deste contexto, um crescente número de pesquisas tem sido destinado à utilização de processos oxidativos avançados (POA's), os quais mostram-se efetivos na degradação dos principais compostos responsáveis pela toxicidade destes efluentes. Tais processos apresentam como grande vantagem em relação aos processos convencionais de tratamento de efluentes a alta sua eficiência em oxidar compostos orgânicos complexos a moléculas simples, mais facilmente biodegradáveis, ou até mesmo mineralizando totalmente a matéria orgânica, formando dióxido de carbono e água.

Estudos mostram que utilização conjunta dos processos geralmente é benéfica e leva a melhoria da eficiência do tratamento. Dependendo das propriedades do efluente tratado e do objetivo do tratamento, os POA's podem ser empregados como pré-tratamento, por exemplo, para converter compostos inicialmente biorecalcitrantes em compostos intermediários prontamente biodegradáveis, seguidos por um pós-tratamento biológico, ou, como pós-tratamento (KLAVARIOTI et al., 2008).

Certamente, dentre os diversos setores hospitalares, um dos que apresenta maior relevância quanto à geração de efluentes é a lavanderia hospitalar. Segundo dados do Ministério da Saúde, cerca de metade da água utilizada no hospital é destinada ao consumo da lavanderia. Estima-se que sejam necessários entre 35 a 40 litros de água para cada quilo de roupa seca nas máquinas de lavagem, em cargas individuais, considerando-se uma previsão de 250litros/leito/dia (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 1986).

Os efluentes da lavanderia hospitalar constituem uma das causas mais significativas de danos ambientais entre os vários setores das unidades de cuidados de saúde típicas, em virtude de suas características refratárias, devido à presença de sanitizantes, desinfetantes, antibióticos, agentes de limpeza e outros surfactantes (EMMANUEL et al., 2005; KÜMMERER, 2001).

Dessa forma observa-se que há uma necessidade emergencial na adoção de medidas de planejamento e gerenciamento ambiental dos efluentes gerados nas lavanderias hospitalares. O presente trabalho buscou realizar a caracterização do efluente bruto de uma lavanderia hospitalar localizada no Vale do Rio Pardo bem como efetuar o tratamento deste efluente visando mitigar os impactos ambientais decorrentes do seu descarte inadequado e adequá-lo as legislações vigentes no Estado do Rio Grande do Sul – Resolução CONSEMA nº 128/2006 e Resolução CONSEMA nº 129/2006.

Os principais objetivos decorrentes deste estudo foram à redução dos parâmetros de carga (Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO<sub>5</sub> – e Demanda Química de Oxigênio – DQO –), bem como a detoxificação dos efluentes oriundos das lavanderias hospitalares. Para tanto foram realizados ensaios de tratamento utilizando os processos oxidativos avançados, dentre os quais as tecnologias eletroquímicas e a ozonização. Os ensaios foram desenvolvidos através de reatores concebidos e configurados no grupo de pesquisa em ciência e tecnologia ambiental da Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC.

## **2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **2.1 Geração de efluentes nas unidades de serviços de saúde.**

Todas as atividades desenvolvidas nos serviços de saúde resultam na geração de diferentes tipos de resíduos sólidos e líquidos. O impacto que estes resíduos vão causar no meio ambiente depende, basicamente, da forma como os mesmos são gerenciados intra e extra instituição.

Os efluentes oriundos de sistemas de saúde dispõem de normas e legislações para o seu lançamento, como no caso da Resolução do CONSEMA 128/2006, que dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Embora nos últimos anos tenha aumentado a preocupação com relação à problemática dos resíduos líquidos, constata-se que a bibliografia que aborda a avaliação de efluentes e suas formas de tratamento está particularmente relacionada aos efluentes de origem doméstica e industrial (MARQUES, 1993). Portanto, ainda há pouca preocupação com os efluentes gerados pelos serviços de saúde, e em especial, os dos hospitais.

Segundo Emmanuel et al. (2005), os hospitais consomem um importante volume de água por dia. O consumo mínimo doméstico é de 100L/pessoa/dia, visto que a demanda do valor para os hospitais varia geralmente de 400 a 1200L/leito/dia. Nos países em desenvolvimento, este consumo apresenta-se em torno de 500L/leito/dia. Certamente é importante ressaltar o grande consumo de água em hospitais, pois são gerados, em decorrência do elevado gasto deste recurso natural, significativos volumes de águas residuárias.

No Brasil, e, especialmente nos demais países em desenvolvimento, constata-se uma necessidade de tratamento e disposição adequados. Na maioria dos casos estes efluentes são lançados diretamente nos corpos receptores sem um tratamento prévio, podendo ocasionar a contaminação das redes pluviais, bem como das águas subterrâneas em função da sobrecarga orgânica e da presença de substâncias potencialmente tóxicas (CASTELLI et al., 2003).

Corroborando com esta posição, Gautman et al. (2007) afirma que um dos principais problemas dos efluentes hospitalares está relacionado ao seu descarte direto nas redes de

esgoto urbano sem nenhum tipo de tratamento preliminar. Segundo ele, a presença de diversas substâncias como fármacos, produtos químicos, corantes, pigmentos, desinfetantes e outras substâncias potencialmente tóxicas e não biodegradáveis podem atingir os corpos d' água superficiais e as águas subterrâneas quando os esgotos são utilizados com fertilizantes.

Ainda segundo Gautamn et al. (2007), o tratamento dos efluentes hospitalares deve ser realizado no próprio local da geração. A utilização de métodos físico-químicos visando ao tratamento destes efluentes, através da sedimentação/coagulação, filtração e posterior desinfecção obteve reduções de 98% em relação aos índices de DQO e 98,5% em relação aos microorganismos patogênicos (GAUTMAN et al., 2007).

Suarez et. al (2009), também realizou estudos relativos ao pré-tratamento de efluentes hospitalares utilizando o processo de coagulação/floculação. Segundo eles, os resultados mais satisfatórios foram obtidos com relação à redução no teor de sólidos suspensos e DQO e a redução de compostos lipofílicos, como perfumes, que podem ser removidos antes de entrar nas ETE's municipais, evitando a sua acumulação nos lodos primários e secundários .

Kajitvichyanukul e Suntronvipart (2006), utilizaram o processo de Foto-Fenton como um método de pré-tratamento para aumentar a biodegradabilidade e reduzir a toxicidade dos efluentes hospitalares antes do processo de tratamento biológico.

Liu et al. (2010), investigaram a utilização de membranas de bioreatores em hospitais chineses. De acordo com os autores, a utilização desta técnica obtém resultados satisfatórios na redução DBO<sub>5</sub>, DQO, turbidez, sólidos suspensos totais, além de altos índices de desinfecção e uma diminuição nos níveis de toxicidade aguda devido ao menor uso de desinfetantes.

Berto et al. (2009), utilizaram uma combinação de um tanque séptico e do processo de Fenton buscando realizar o tratamento de efluentes hospitalares. Neste estudo foram obtidos consideráveis reduções de DBO<sub>5</sub>, DQO da ordem de 90,6% e 91%, respectivamente. Além disso, a redução bacteriológica atingiu 100%, e houve uma notória na redução dos níveis de toxicidade aguda sobre os organismos-teste *Scenedesmus subspicatus* e *Daphnia magna*.

De acordo com Kümmerer et al. (1999), apesar de diferirem apenas ligeiramente dos efluentes domésticos com respeito a concentração de matéria orgânica, pH ou metais presentes, os efluentes hospitalares podem apresentar muitas vezes a presença de substâncias como drogas, desinfetantes, fármacos e cepas de bactérias multiresistentes. A Tabela 1 apresenta valores comparativos relativos aos principais poluentes presentes nos efluentes domésticos e hospitalares.

**Tabela 1:** Concentração média de poluentes presentes em efluentes domésticos e hospitalares  
Adaptado de Emmanuel et al., (2001)

<b>Poluentes (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Concentrações nos Efluentes Domésticos</b>	<b>Concentrações nos Efluentes Hospitalares</b>
SST	300	225
DBO <sub>5</sub>	220	623
COT	160	211
DQO	500	855
P total	8	8,80
Cl	50	188

Emmanuel et al. (2005) afirma que, sob um ponto de vista qualitativo, os efluentes hospitalares podem ser classificados em duas categorias principais. Na primeira estariam inseridos os de natureza doméstica, tais como os gerados nas cozinhas, lavanderias, e na higiene de empregados e de pacientes. A segunda categoria incluiria os efluentes específicos das unidades hospitalares. Estes seriam gerados em atividades de tratamento, análises e pesquisas. Estes efluentes podem conter desinfetantes, fezes/excreções contaminadas, líquidos biológicos, resíduos de medicamentos, metais pesados (agentes fixadores de radiografias), radioelementos, ácidos, álcalis, solventes, benzenos, hidrocarbonos, corantes, entre outros.

Nesse sentido, em virtude das complexas matrizes que compõe os efluentes hospitalares, a sua caracterização não deve ser baseada apenas em parâmetros globais (DBO, DQO, NTK, SST) visto que suas características específicas (presença de patógenos, drogas não metabolizadas, metais pesados, toxicidade, etc) também devem ser levadas em conta.

A caracterização físico-química dos efluentes hospitalares apresenta quase que sistematicamente a presença de altas concentrações de compostos clorados, e pontualmente a presença de metais pesados. (EMMANUEL et. al., 2005). Tais efluentes também possuem concentrações muito altas de AOX.

Kümmerer et al. (1998), mediram concentrações de AOX maiores que 10mg L<sup>-1</sup> no efluente de um hospital universitário da Alemanha. Geralmente a carga de desinfetantes pode variar de 2 a 200mg L<sup>-1</sup> de acordo com o tamanho do hospital e o seu consumo de desinfetantes (HARTEMANN et al., 2005). Concentrações de glutaraldeído da faixa de 0,5 a 3.72 mg L<sup>-1</sup> têm sido medidas em efluentes hospitalares (EMMANUEL et. al., 2005).

Manssotte e Jestin (2000), também revelaram concentrações anormalmente altas de detergentes.

De acordo com Emmanuel et al. (2005), ao nível microbiológico, os efluentes descartados por hospitais e clínicas são menos carregados que os efluentes urbanos. Porém, Boilot et al.(2008) encontraram a presença de certas bactérias multiresistentes a antibióticos. Segundo Fijan et. al (2007), os efluentes hospitalares podem conter a presença de várias bactérias patogênicas, tais como *Enterococcus faecium*, *Staphylococcus aureus*, *Mycobacterium terrae*, *Enterobacter aerogenes*, e *Pseudomonas aeruginosa*, além da presença de algumas espécies de fungos e vírus.

Segundo Emmanuel et al. (2005), sob o ponto de vista toxicológico, os efluentes hospitalares possuem compostos que conferem a eles características tóxicas. Testes de toxicidade realizados com dáfnias e bactérias bioluminescentes mostraram que os efluentes hospitalares apresentam uma alta toxicidade (EMMANUEL et al., 2001).

## **2.2 Lavanderia das Unidades de Serviços de Saúde (Segundo Manual da ANVISA, 2007)**

A unidade de processamento da roupa de serviços de saúde é considerada um setor de apoio que tem como finalidade coletar, pesar, separar, processar, confeccionar, reparar, e distribuir roupas em condições de uso, higiene, quantidade, qualidade e conservação a todas as unidades do serviço de saúde. Exerce uma atividade especializada que pode ser própria ou terceirizada, intra ou extra-serviço de saúde, devendo garantir o atendimento à demanda e a continuidade da assistência.

Este setor deve possuir normas e rotinas padronizadas e atualizadas de todas as atividades desenvolvidas, as quais devem estar registradas e acessíveis aos profissionais envolvidos.

O processamento da roupa consiste em todos os passos requeridos para a coleta, transporte e separação da roupa suja, bem como a aqueles relacionados aos processos de lavagem, secagem, calandragem, armazenamento e distribuição.

### **2.2.1 Separação da Roupa**

A qualidade da lavagem começa na separação da roupa suja, quando esta é classificada de acordo com o grau de sujidade, tipo de tecido e cor. A separação da roupa suja tem como objetivos:



- \* Agrupar as roupas que podem ser lavadas em conjunto, de acordo com o grau de sujeidade e as suas características;
- \* Localizar e retirar objetos estranhos que possam estar presentes junto com a roupa. Esses objetos podem, além de aumentar a exposição ocupacional a injúrias e infecção, danificar os equipamentos e tecidos.

A ANVISA (2007) estabelece parâmetros para a classificação das roupas geradas nestas unidades. As roupas são classificadas quanto:

a) Grau de sujeidade

- \* Sujidade pesada – roupa com sangue, fezes, vômitos e outras sujidades protéicas;
- \* Sujidade leve – roupa sem presença de fluidos corpóreos, sangue e/ou produtos químicos

b) Coloração da roupa

A classificação por cor tem como objetivo evitar as manchas. Sugere-se a seguinte divisão:

- \* Roupa branca e cores claras;
- \* Roupa de cores firmes;
- \* Roupa de cores desbotáveis.

c) Tipo de Fibra Têxtil

O processo de lavagem não é o mesmo para todos os tipos de tecido, variando conforme sua origem e composição. Portanto deve-se considerar o tipo de tecido ao classificar a roupa.

d) Tecido, Formato, Tamanho e/ou Tipo de Peça

Esse tipo de classificação, além de determinar o processo de lavagem a ser escolhido, facilita o trabalho na área limpa e no setor de acabamento. As roupas podem ser classificadas como:

- \* lisas: lençóis, fronhas, colchas, etc.;
- \* tecidos felpudos: toalhas, roupões, etc.;
- \* roupas cirúrgicas: campos operatórios, aventais, etc.;
- \* uniformes e paramentos: camisas, camisolas, calças, pijamas, etc.;
- \* roupas especiais: cobertores, etc.;
- \* absorventes: compressas cirúrgicas, fraldas, etc.

### **2.2.2 Processo de Lavagem**

Após pesagem e classificação da roupa suja, a mesma é colocada dentro da lavadora na área suja e no final do processo de lavagem, é retirada por meio da abertura voltada para a área limpa.

Os objetivos precípuos do processo de lavagem consistem na eliminação da sujeira, proporcionando um aspecto agradável de limpeza, além da redução do nível de contaminação bacteriológica. Segundo Fijan et al. (2005), é essencial que a lavagem tenha um efeito não apenas sobre a limpeza e sobre o branqueamento das roupas, mas principalmente seja eficaz contra a eliminação dos microrganismos patogênicos, uma vez que a maioria dos usuários dos hospitais são pacientes com o sistema imunológico debilitado e, portanto, suscetíveis a infecções causadas por roupas hospitalares contaminadas com patógenos.

A roupa é desinfetada durante o processo de lavagem, tornando-se livre de patógenos vegetativos, mas não torna-se estéril. A lavagem consiste numa seqüência de operações ordenadas, que leva em consideração o tipo e a dosagem dos produtos químicos, a ação mecânica produzida pelo batimento e esfregação das roupas nas lavadoras, a temperatura e o tempo de contato entre essas variáveis. O perfeito balanceamento desses fatores é que define o resultado final do processo de lavagem.

Não existe um processo único e ideal para a lavagem de todas as roupas do serviço de saúde. As fases de um ciclo completo de lavagem são: umectação, enxágües, pré-lavagem, lavagem, alvejamento, enxágües, acidulação e amaciamento (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 1986).

Um ciclo completo de lavagem geralmente é aplicado para roupas com sujidade pesada. Para roupas com sujidade leve, dispensam-se as etapas de umectação, primeiros enxágües e pré-lavagem, sendo que o ciclo inicia-se na etapa de lavagem (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 1986).

#### **2.2.2.1 Umectação**

Consiste no uso de produtos que dilatam as fibras e reduzem a tensão superficial da água, facilitando a penetração da solução e a remoção de sujidades, como sangue, albuminas, dentre outras.

#### **2.4.2.2 Pré-lavagem**

A pré-lavagem tem como função emulsionar as gorduras ácidas, dilatar as fibras dos tecidos, preparando-os para as operações seguintes e, conseqüentemente, diminuir o uso de produtos químicos.

Nesta fase são usados detergentes que têm propriedades de remoção, suspensão e emulsão da sujidade. O consumo de produtos químicos é menor usando-se a pré-lavagem, que

remove grande parte da sujidade presente na roupa, enquanto que o restante será eliminado nas demais etapas.

### **2.2.2.3 Lavagem**

Os princípios associados no processo de lavagem são de ordem física (mecânica, temperatura e tempo) e química (detergência, alvejamento, desinfecção, acidulação e amaciamento) (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 1986). Na fase da lavagem, a combinação das ações mecânica, da temperatura, do tempo e da detergência tem a finalidade de remover o restante da sujidade.

### **2.2.2.4 Alvejamento**

O alvejamento reestabelece a tonalidade natural do tecido e colabora com a redução da contaminação microbiana. Esta é uma fase complementar da lavagem e nunca deve substituir a mesma. Pode ser realizado por alvejantes químicos, sendo que os mais eficientes são aqueles a base de cloro, ou por meio de branqueador ótico. Além desses, os mais utilizados são: peróxido de hidrogênio, perborato de sódio, ácido peracético e ozônio. (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 1986).

### **2.2.2.5 Enxágüe**

O enxágüe é uma ação mecânica destinada a remoção por diluição da sujidade e dos produtos químicos presentes nas roupas. O risco de dano ao tecido pode ser minimizado por um adequado enxágüe e neutralização.

### **2.2.2.6 Neutralização ou Acidulação**

As etapas de lavagem são normalmente efetuadas em pH alcalino com o objetivo de favorecer a dilatação das fibras, emulsão de gorduras e neutralização de sujeiras ácidas.

O processo de acidulação tem como finalidade a remoção da alcalinidade residual por meio da adição de um produto ácido ao último enxágüe, o que promove a redução do pH e a neutralização dos resíduos alcalinos da roupa (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 1986). Na acidulação, o pH do tecido é reduzido de 12 para 5, ou seja, semelhante ao pH da pele. Essa queda de pH também contribui para a redução microbiana.

### **2.2.2.7 Amaciamento**

É uma operação que consiste em adicionar, no último enxágüe, um produto que contém ácidos graxos em sua composição para realinhar as fibras, lubrificá-las e eliminar a carga estática. É realizado juntamente com a neutralização

### **2.2.3 Consumo de Insumos Químicos, Água e Geração de Efluentes**

O objetivo primordial da unidade de processamento de roupas é fornecer ao serviço de saúde uma roupa higienizada e pronta para o uso. Para alcançar esse objetivo é necessário o uso de diversos saneantes, com diferentes funções, adequadamente combinados e em concentrações equilibradas que atuarão eliminando a sujeira fixada na roupa, preservando as fibras e cores e mantendo a maciez e elasticidade do tecido.

O Sanitizante/Desinfetante para roupas hospitalares – produto destinado à eliminação ou redução de microorganismos em roupas utilizadas em hospitais e estabelecimentos relacionados à saúde – pode ser utilizado para pré-tratamento ou para o emprego durante o ciclo de lavagem.

Dentre os principais insumos químicos utilizados no processo de lavagem estão os sabões, detergentes, alvejantes, acidulantes/neutralizantes e amaciantes. As lavanderias hospitalares possuem rotinas de lavagem pré-estabelecidas, sendo que o maior ou menor consumo destes insumos ocorre em função da classificação quanto ao grau de sujidade das roupas.

Devido ao grande consumo de água e, conseqüentemente, a grande geração de efluentes, um dos setores hospitalares de maior relevância no que tange as questões ambientais é a lavanderia hospitalar. O Ministério da Saúde (1986) estima que cerca de metade da água utilizada no hospital é destinada ao consumo da lavanderia. Segundo dados do Em média, são necessários de 35 a 40 litros de água para cada quilo de roupa seca nas máquinas de lavagem, em cargas individuais, considerando-se uma previsão de 250litros/leito/dia (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 1986).

A presença de substâncias tais como, sanitizantes, desinfetantes, antibióticos, umectantes e outros tensoativos, (EMMANUEL et al., 2005; KÜMMERER et al., 2000; KÜMMERER et al., 2001 e WEN et al., 2004) confere aos efluentes gerados na lavanderia hospitalar um alto grau de refratariedade. Em virtude disso, a nocividade ambiental dos efluentes da lavanderia hospitalar torna-se uma das mais acentuadas dentre os diversos setores

de uma unidade de saúde, devido à presença dos poluentes em maior concentração e dos produtos químicos inseridos durante a lavagem das roupas.

Dessa forma, verifica-se a necessidade de um tratamento e de uma disposição adequada de tais efluentes. Porém, quase que na totalidade das instituições hospitalares brasileiras observa-se um quadro de descaso com relação aos efluentes gerados, inclusive no processo de lavagem de roupas.

Na maioria dos casos, o tratamento dos efluentes é inexistente ou não é satisfatório, sendo realizada apenas a remoção do excesso de gorduras, dos materiais sólidos decorrentes da quebra das fibras e o ajuste do pH para a faixa estabelecida (usualmente entre 4,5 e 10,5), de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, para posterior lançamento na rede de esgoto municipal. Não obstante, há ainda os casos dos hospitais localizados em lugares onde não há rede de esgoto. Tais instituições lançam seus efluentes em fossas sépticas ou diretamente nos corpos hídricos.

Nesse sentido, levando em conta a importância da lavanderia dentro do contexto das unidades dos serviços de saúde, contudo observando-se os impactos ambientais decorrentes do seu funcionamento, considera-se necessário o tratamento adequado dos efluentes gerados durante o processo de lavagem, visando principalmente à redução dos parâmetros de carga, e a detoxificação.

### **2.3 Métodos Convencionais de Tratamento de Efluentes (Segundo JARDIM e TEIXEIRA, 2004)**

Os métodos de tratamento de efluentes convencionais podem ser divididos, basicamente, em dois grupos: métodos baseados na transferência de fase e outros, chamados processos oxidativos, baseados na destruição dos poluentes.

#### **2.3.1 Métodos envolvendo transferência de fase**

Estes processos têm o seu mérito, pois reduzem significativamente o volume do meio contaminado, entretanto, baseiam-se somente na transferência de fase do contaminante, sem que ele seja de fato destruído. Nesses casos são obtidas duas fases: uma composta pela água limpa e outra pelo resíduo contaminante concentrado. Entre esses processos, pode-se citar: precipitação, coagulação, floculação, sedimentação, flotação, filtração, ultrafiltração, uso de membranas, adsorção de orgânicos e inorgânicos, "air-stripping", centrifugação, osmose

reversa, extração, destilação, evaporação. Embora de grande aplicabilidade, essas tecnologias apresentam certas desvantagens.

### **2.3.2. Métodos oxidativos convencionais**

A destruição de poluentes orgânicos por processos oxidativos tem como vantagem o fato de destruí-los e não somente transferi-los de fase. A mineralização do poluente pode ocorrer por métodos físicos, biológicos ou químicos. Entre os mais utilizados, pode-se citar a incineração e o tratamento biológico.

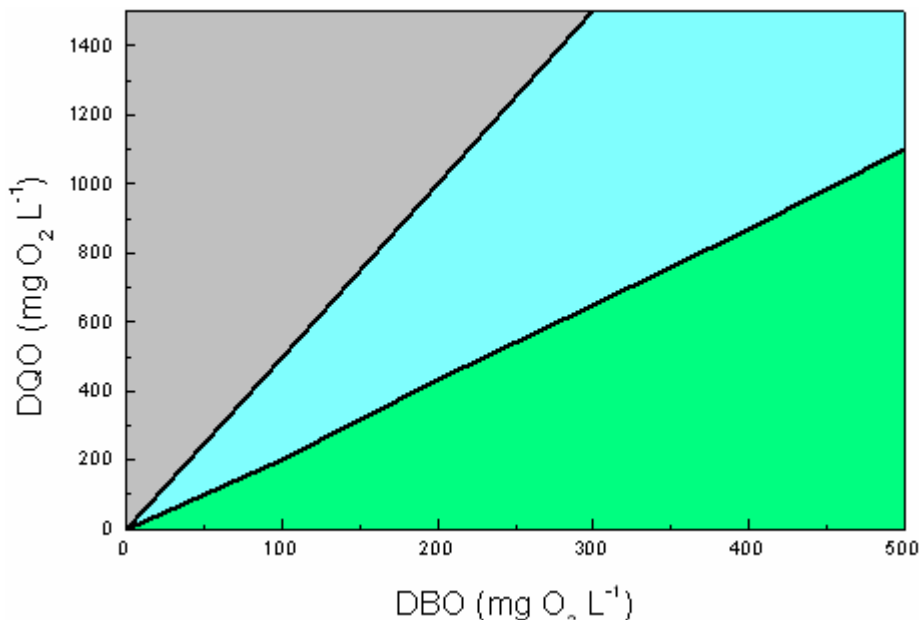
A incineração baseia-se na mineralização dos compostos orgânicos, submetendo-os a altas temperaturas e tem como vantagem o fato de ser o método oxidativo mais antigo e conhecido e, por isso, é utilizado no tratamento de resíduos em geral. A incineração, entretanto, apresenta como desvantagens o custo e a dificuldade de operação, pois estão envolvidas temperaturas geralmente maiores que 850°C. Além disso, requer alta energia para vaporizar resíduos aquosos, não se mostrando como o processo mais adequado para tratar soluções aquosas contaminadas. Apresenta também a desvantagem de incinerar todo o material e não apenas o contaminado, além de possibilitar a formação de compostos mais tóxicos, pois transforma bifenilas policloradas (PCBs) em dioxinas.

O tratamento biológico, por sua vez, é a técnica mais utilizada devido ao seu baixo custo e à sua versatilidade na oxidação de um grande número de poluentes orgânicos. Neste tipo de tratamento, microorganismos, principalmente bactérias, promovem a conversão da matéria orgânica presente em constituintes inorgânicos inócuos. Os principais processos biológicos estão fundamentados na oxidação aeróbia (sistemas de lodo ativado, filtros biológicos e lagoas de estabilização), anaeróbia (reatores anaeróbios de fluxo ascendente) e mista (digestão de lodo e fossas sépticas).

Os processos biológicos apresentam uma série de atrativos, como a facilidade de implementação em sistemas de grande escala, o baixo custo, e, no caso de solos, permitir o tratamento in-situ, esses processos podem apresentar alguns inconvenientes, como a grande susceptibilidade à composição do efluente e às condições ambientais (toxicidade e refratariedade do efluente)

A tratabilidade biológica de um efluente é avaliada por um parâmetro operacional denominado DBO<sub>5</sub>. Quanto maior o valor da DBO<sub>5</sub>, maior a labilidade biológica dos compostos orgânicos presentes num dado efluente. Por outro lado, a recalcitrância desta mesma carga orgânica pode ser avaliada por outro parâmetro denominado Demanda Química

de Oxigênio (DQO), a qual é obtida após uma oxidação drástica da matéria orgânica. Assim, para um mesmo efluente, a relação DQO/DBO<sub>5</sub> (Figura 1) nos diz muito sobre que tipo de oxidação será efetiva na destruição da carga orgânica presente. (JARDIM E CANELA, 2004).



**Figura 1:** Valores de DQO e DBO<sub>5</sub> indicativos da tratabilidade de um efluente. (JARDIM e CANELA, 2004)

Para um dado efluente, se a relação DQO/DBO<sub>5</sub> <2,5 o mesmo é facilmente biodegradável. Se a relação 5,0 < DQO/ DBO<sub>5</sub> > 2,5 este efluente irá exigir cuidados na escolha do processo biológico para que se tenha uma remoção desejável de carga orgânica, e se DQO/ DBO<sub>5</sub> > 5, então o processo biológico tem muito pouca chance de sucesso, e a oxidação química aparece como um processo alternativo. Algumas vezes, como no caso de remediação de solos contaminados por derivados de petróleo, muito embora a oxidação biológica possa ser viável em muitos casos, a cinética da reação é geralmente muito lenta, e a oxidação química novamente aparece como a opção mais atrativa sob os aspectos risco/benefício e custo/benefício.

Outras desvantagens relacionadas ao processo biológico são a grande quantidade de biomassa gerada, o longo tempo envolvido para a total oxidação da matéria orgânica, a dificuldade de disposição do lodo e a faixa pequena de pH e temperatura na qual o sistema biológico é ativo.

Cabe acrescentar que, embora os processos oxidativos sejam, geralmente, os preferidos no que se refere à proteção do meio ambiente, estudos têm demonstrado que esses processos podem, sob certas condições, produzir substâncias recalcitrantes e/ou mais tóxicas que o composto inicial. Um exemplo deste inconveniente é o uso de cloro como oxidante,

pois pode converter contaminantes hidrocarbonetos em derivados mais prejudiciais, os Trihalometanos (THM's).

## 2.4 Processos Oxidativos Avançados

Entre os novos processos de descontaminação ambiental que estão sendo desenvolvidos, e que possuem potencial de detoxificação e desinfecção de efluentes hospitalares estão os chamados “Processos Oxidativos Avançados” (POA's) se destacam nos últimos anos como uma tecnologia alternativa ao tratamento de várias matrizes ambientais (RODRÍGUEZ *et al.*, 2002). Nesses processos, os contaminantes não são simplesmente transferidos de fase, como na separação com carvão ativo, filtração, injeção de vapor e dessorção térmica, mas sim, degradados através de uma série de reações químicas (FREIRE *et al.*, 1999; NOGUEIRA *et al.*, 1998; PULGARIN *et al.*, 2001; TOMPKINS *et al.*, 1988; von SPERLING, 2005; von SPERLING, 1997; JARDIM *et al.*, 2004; BARRIE, 1994; WIST *et al.*, 2002; WATTS *et al.*, 1995; LITTER, 1999; RODRIGUEZ *et al.*, 2002; PIRKANNIEMI *et al.*, 2002).

A grande vantagem dos POA's, em relação aos processos convencionais de tratamento de efluentes reside no fato de conseguirem oxidar compostos orgânicos complexos a moléculas simples, mais facilmente biodegradáveis, ou até mesmo resultando na total mineralização da matéria orgânica, formando dióxido de carbono e água. Esses processos são baseados na geração de radical hidroxila (HO•), espécie altamente oxidante e não seletiva, capaz de oxidar uma grande variedade de poluentes orgânicos, apresentando potencial redox de oxidação de 2,80 eV (NOGUEIRA, 1998; DANIEL, 2001; FERREIRA, 2004) menor apenas do que o do flúor, que é de 3,03 V, como é apresentado na Tabela 2.

Estes processos vêm sendo aplicados com sucesso na descontaminação *in situ* de solos, na desinfecção de águas, na remoção de cor e contaminantes orgânicos em efluentes industriais, na remediação de águas subterrâneas, no tratamento de efluentes municipais ou efluentes contendo surfactantes, água para consumo humano, lixiviado de aterros e águas superficiais.

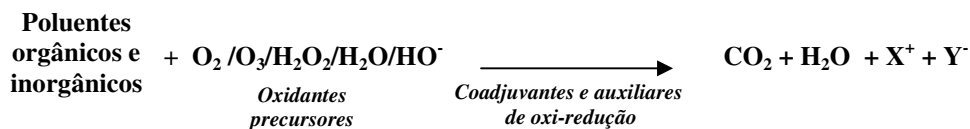


**Tabela 2:** Potencial redox de alguns oxidantes

<b>Espécie</b>	<b>Potencial redox (eV)</b>
F	3,03
HO•	2,80
O	2,42
O <sub>3</sub>	2,07
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	1,78
MnO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	1,68
ClO <sub>2</sub>	1,57
Cl	1,36
I	0,54

#### 2.4.1 Os sistemas típicos de POA's

Os processos oxidativos avançados podem detoxificar, desinfetar, descolorir, desodorizar e aumentar a biodegradabilidade de vários efluentes, melhorando assim, a eficiência dos processos biológicos subseqüentes com ótimos resultados no tratamento de efluentes considerados recalcitrantes. Seu alto poder oxidativo pode conduzir a oxidação parcial ou a completa mineralização e/ou oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos, como apresentado na Figura 2. (ALATON et al., 2002; BALCIOGLU & ÖTKER, 2003; BANDALA et al., 2004; FREIRE et al., 2000; RODRIGUEZ et al., 2002; SARRIA et al., 2002; SARRIA et al., 2003; WU et al., 2004).



**Figura 2:** Equação geral para as reações envolvendo POA's

Os radicais hidroxila podem ser gerados através de reações envolvendo oxidantes fortes, como ozônio (O<sub>3</sub>) e peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), semicondutores, como dióxido de titânio (TiO<sub>2</sub>) e óxido de zinco (ZnO) e irradiação ultravioleta (UV).

Os processos que contam com a presença de catalisadores sólidos são chamados heterogêneos, enquanto que os demais são chamados homogêneos. Os principais sistemas de POA são apresentados na tabela abaixo.

**Tabela 3.** Diferentes métodos para sistemas de catálise homogênea e heterogênea.

Sistemas Homogêneos		Sistemas Heterogêneos	
Com irradiação	Sem irradiação	Com irradiação	Sem irradiação
O <sub>3</sub> /UV	O <sub>3</sub> /OH <sup>-</sup>	a/O <sub>3</sub> /UV	Eletro-Fenton
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV	O <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	a/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV	Fenton Anódico
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> / Fe <sup>2+</sup> /UV (Vis)	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> / Fe <sup>2+</sup>		Eletrooxidação

#### 2.4.1.1 Sistemas homogêneos

Nos sistemas homogêneos, onde não existe a presença de catalisadores na forma sólida, a degradação do poluente orgânico pode ser efetuada por dois mecanismos distintos:

\* **Fotólise direta com ultravioleta (UV)**, onde a luz é a única fonte capaz de produzir a destruição do poluente. A fotólise direta, em comparação com processos envolvendo geração de radicais hidroxila, tem, geralmente, uma eficiência mais baixa. Assim, a maioria dos estudos é feita para quantificar a contribuição da fotólise da matéria orgânica em processos de oxidação em que ela atua de forma conjunta, por exemplo: H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, O<sub>3</sub>/UV e H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/O<sub>3</sub>/UV. Além da aplicabilidade na degradação de poluentes, a irradiação pode ser utilizada para outros fins. Por exemplo, estudos demonstram que irradiação em comprimentos de onda de 253,7 nm, embora não remova compostos orgânicos da água, é eficiente na desinfecção da mesma .

\* **Geração de radical hidroxila**, que tem alto poder oxidante, vida curta e é o responsável pela oxidação dos compostos orgânicos. A sua geração pode ocorrer devido à presença de oxidantes fortes, como H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>, combinados ou não com irradiação. Além disso, radicais hidroxila também podem ser gerados pela oxidação eletroquímica, radiólise, feixe de elétrons, ultra-som e plasma.

A oxidação eletroquímica baseia-se na aplicação de corrente elétrica (de 2 a 20A), em solução aquosa, entre dois eletrodos. Numa modificação deste processo, denominado Eletro-Fenton, é utilizado um ânodo de sacrifício de Fe, o que acarreta maior eficiência. Na radiólise e feixe de elétrons, são geradas espécies altamente reativas quando essas ondas eletromagnéticas, penetrando na água, perdem energia pelas colisões.

O plasma pode ser gerado por uma descarga elétrica ou bombardeio de um gás com um feixe de elétrons com alta energia. A energia dos elétrons no plasma é de 10 eV, o que equivale a temperaturas elevadas.

O ultrassom (US) de alta potência (15 kHz a 1 MHz), promove o crescimento e rompimento de bolhas de gás, que alcançam temperaturas e pressões muito altas (4.000 a 10.000°C e 1.000 a 10.000 atm). Neste caso as reações podem ocorrer por 3 mecanismos: pela água supercrítica, pela pirólise direta, com os radicais gerados pelo processo térmico e pelas reações radicalares, que formam o radical hidroxila e o peróxido de hidrogênio.

#### **2.4.1.2 Sistemas heterogêneos**

Os sistemas heterogêneos se diferenciam dos homogêneos devido à presença dos catalisadores semi-condutores, substâncias que aumentam a velocidade da reação para se atingir o equilíbrio químico sem sofrerem alteração química; as reações feitas na presença de tais substâncias são chamadas reações catalíticas.

#### **2.4.2 Vantagens dos POA's**

Os POA's apresentam uma série de vantagens em relação aos processos convencionais de tratamento de efluentes: mineralizam o poluente e não somente transferem-no de fase; são muito usados para compostos refratários a outros tratamentos; transformam produtos refratários em compostos biodegradáveis; podem ser usados com outros processos (pré e pós-tratamento); tem forte poder oxidante, com cinética de reação elevada; geralmente não necessitam um pós-tratamento ou disposição final, tendo sido usado oxidante suficiente, mineralizam o contaminante e não forma subprodutos; geralmente melhoram as qualidades organolépticas da água tratada; em muitos casos, consomem menos energia, acarretando menor custo; possibilitam tratamento *in situ*.

#### **2.4.3 Monitoramento dos processos oxidativos avançados**

Um fator importante nas reações de degradação envolvidas é, não apenas o desaparecimento dos contaminantes principais, mas a conversão de carbono orgânico em carbono inorgânico na forma de CO<sub>2</sub> para que seja assegurado que tanto o contaminante quanto quaisquer subprodutos formados tenham sido degradados. A degradação parcial é aceita se o produto final for inócuo. Assim, o seu monitoramento pode ser feito através de várias análises, conforme o objetivo, a necessidade e até mesmo a estrutura disponível. As mais importantes são:

\* **DQO** e **DBO<sub>5</sub>**, quem medem o oxigênio necessário para oxidar a matéria orgânica e inorgânica contida numa amostra química e biologicamente, respectivamente.

\* **COT**, que é definido como a soma de todos os carbonos ligados organicamente em espécies orgânicas dissolvidas e não dissolvidas. As medidas de DBO<sub>5</sub>, DQO e COT são complementares, pois, enquanto COT é a que mais diretamente fornece a quantidade de matéria orgânica presente, sua combinação com a DQO e DBO<sub>5</sub> pode dar uma idéia da evolução dos produtos formados.

\* **OD**, que mede o oxigênio dissolvido presente.

\* **Produtos inorgânicos**, pela medida do pH e das concentrações de íons inorgânicos, como cloreto, nitrato, nitrito, fosfato, sulfato, entre outros, que resultam da eliminação ou oxidação dos heteroátomos presentes na amostra.

\* **Toxicidade**, que mede a eficiência do tratamento em relação aos efeitos nocivos do produto que foi produzido com a degradação.

\* **Sub produtos** - determina os compostos que estão sendo formados como sub produtos da reação.

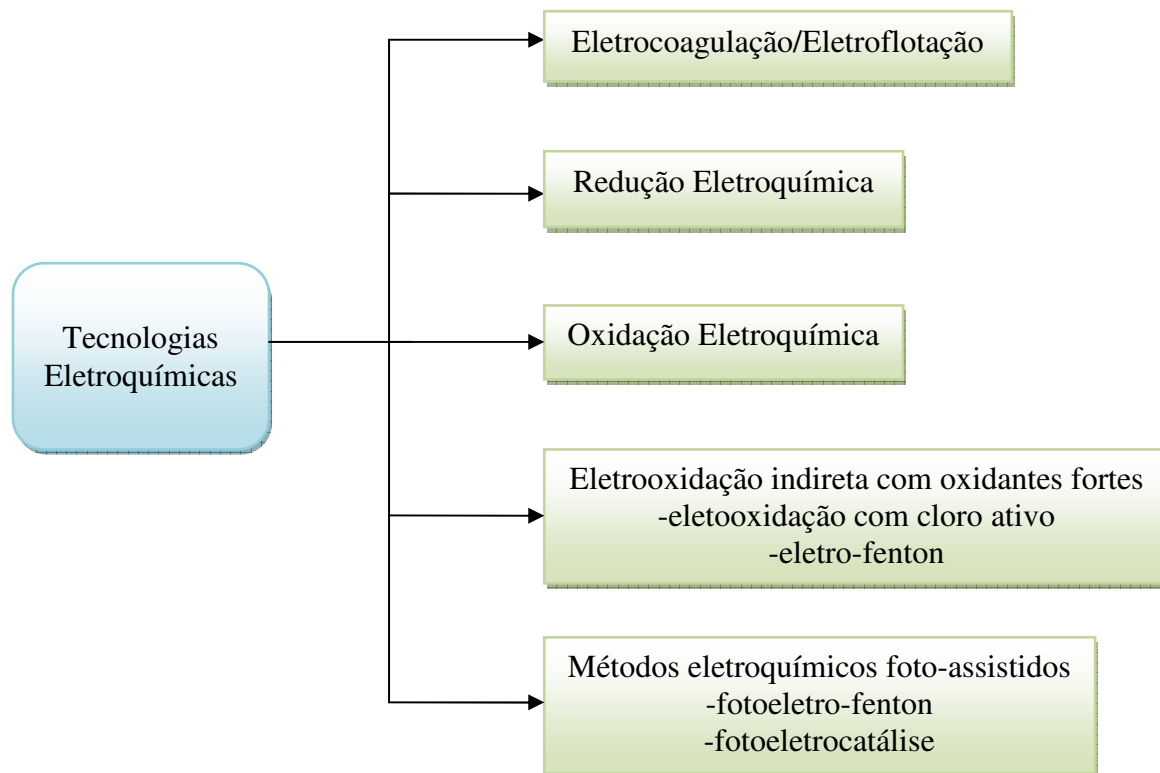
## 2.5 Tecnologias eletroquímicas empregadas no tratamento de efluentes

A disponibilização de tecnologias inovadoras e de custo compatíveis com a necessidade de redução do passivo ambiental produzido por efluentes produzidos pelos mais diversos setores é tarefa fundamental.

Atualmente, existe uma série de técnicas muito promissoras, baseadas em tecnologias eletroquímicas que estão sendo desenvolvidas e melhoradas, para não necessitarem da adição de produtos químicos (MOLLAH, 2001).

Ao longo dos últimos 10 anos a tecnologia eletroquímica tem sido amplamente desenvolvida para seu uso alternativo na remediação das águas residuárias. A aplicação da eletroquímica para a diminuição da poluição ambiental tem sido tópico de diversos livros e revisões. A maior vantagem desta tecnologia é a sua compatibilidade ambiental, devido ao fato de que seu principal reagente, o elétron, é um reagente limpo. Outras vantagens estão relacionadas à sua versatilidade, alta eficiência energética, receptividade de automação e segurança, porque operam em condições brandas. As estratégias eletroquímicas incluem tanto o tratamento de efluentes e resíduos, quanto o desenvolvimento de novos processos ou produtos, com efeitos menos nocivos, muitas vezes denotados com processos integrados de proteção ambiental (HUITLE et al., 2008).

As principais tecnologias eletroquímicas atualmente disponíveis para o tratamento de efluentes podem ser visualizadas na Figura 3 e serão brevemente abordadas neste trabalho.



**Figura 3:** Tecnologias Eletroquímicas. Fonte: Autor (adaptado de HUITLE et al., 2008).

### 2.5.1 Histórico da Eletroquímica

Os primeiros estudos em eletroquímica foram realizados por Galvani, em 1786. Observou que ao aplicar uma diferença de potencial elétrico em uma perna de rã (um dos pólos do elemento de descarga era fixado no nervo e o outro no músculo) a mesma movia-se. Imaginou que o sistema formava um capacitor, descarregando a sua eletricidade na perna. Em 1796, Volta reconhecendo a existência do condutor eletrolítico (o que formava o tecido da perna da rã, permitindo a passagem de eletricidade), descobre as pilhas voltaicas, formadas por chumbo e prata imersos em um eletrólito. Em 1800, Nicholson e Carlisle descobrem a eletrólise da água, envolvendo a liberação de hidrogênio e oxigênio (TICIANELLI e GONZALEZ, 1998).

Os primeiro relatos que se tem notícia sobre o tratamento eletrolítico de efluentes datam de 1870, quando C. V. Kirkham propôs um processo de filtração de esgotos, sugerindo que antes dos filtros o efluente deveria passar por uma câmara contendo eletrodos de cobre e

zinco, onde a passagem de uma corrente contínua depuraria os contaminantes presentes no líquido (CETESB, 1988).

Segundo Angelis et al. (1998), o uso da eletrólise para o tratamento de efluentes, foi mencionado pela primeira vez em 1887, quando Eugene Hermite patenteou um processo eletroquímico. O processo consistia da eletrólise da mistura de água com o esgoto puro gerando cloro no ânodo, que atuava como agente oxidante e bactericida. No cátodo, hidróxido de magnésio funcionava como agente floculante.

Outro processo foi utilizado por Willian Webster, em Crossness, Londres, conhecido como processo de Webster, empregava eletrodos de ferro, entretanto no processo havia a formação de hidróxido de ferro que gerava corpo de fundo e desodorização do líquido sobrenadante (MILLER e KNIPE, 1965). O processo Webster foi utilizado em 1908 na estação de tratamento de esgotos de Santa Mônica, na Califórnia, com capacidade para atender a uma população de 34.000 habitantes.

A aplicação da eletrólise para o beneficiamento mineral foi patenteada por Elmore em 1904. Em 1909, foi patenteado nos Estados Unidos a eletrocoagulação usando eletrodos de alumínio e ferro. A aplicação desta técnica para o tratamento de água para consumo humano ocorreu pela primeira vez em larga escala nos Estados Unidos em 1946. Devido ao relativo alto investimento de capital e as fontes de eletricidade caras, as tecnologias eletroquímicas para a água e efluentes não encontraram larga aplicação mundial então.

Em 1932, segundo Wiendl (1985), o processo Webster foi utilizado no rio Niers e na estação de tratamento de esgotos de Rhein (Alemanha), alcançando eficiência de remoção da ordem de 60% de DBO. Porém, durante a década de 30 do século passado, os processos eletrolíticos foram sendo gradativamente substituídos pelos processos biológicos. Isso se deu, provavelmente, em razão das restrições de energia inerentes à época, e ao crescente desenvolvimento dos processos de tratamento biológico dos efluentes, iniciados com o advento do tanque *Imhof* (tratamento anaeróbico), ficando assim a tecnologia eletrolítica relegada ao segundo plano.

No Brasil, o processo eletrolítico surgiu quando o patriarca da engenharia sanitária nacional, Francisco Rodrigues Saturnino de Brito, apresentou no IV Congresso Médico Latino-Americano, em 1909, no Rio de Janeiro, o estudo “Depuração das Águas dos Esgotos”, no qual demonstrou interesse em utilizar esta modalidade de tratamento na agricultura, como irrigação e fertilização, via reuso agrícola dos recursos minerais (N, P, K) com o conhecimento adquirido durante os estudos da estação de Santa Mônica, Califórnia, Estados Unidos, que em 1912, era uma das poucas unidades de tratamento que ainda

permaneciam em funcionamento no país, porém, foi desativada em 1930 com alegação de ter alto custo operacional e eficiência duvidosa, argumentos estes bastante comuns na época.

Posteriormente, o estudo do tratamento eletrolítico só foi reiniciado no Brasil com o engenheiro da CESAN João Batista Pereira Netto, que em 1978 iniciou uma pesquisa sobre a eletrólise da água, ao idealizar uma estação de tratamento sem decantadores e sem a necessidade de adição de produtos químicos.

Em 1985, Wiendl retomou o uso do processo eletrolítico no Brasil, ao implantar uma estação de tratamento em Iracemápolis – SP. De acordo com Leitão e Pires (1991), nos anos 80, a eletrofloculação foi adotada em alguns municípios paulistas e no Hospital das Clínicas da UNICAMP.

A partir da década de 1990, a eletroflotação vem presenciando uma frequência de pesquisa mais constante e sustentável, com o intuito de esclarecer definitivamente a viabilidade ou não de sua implantação.

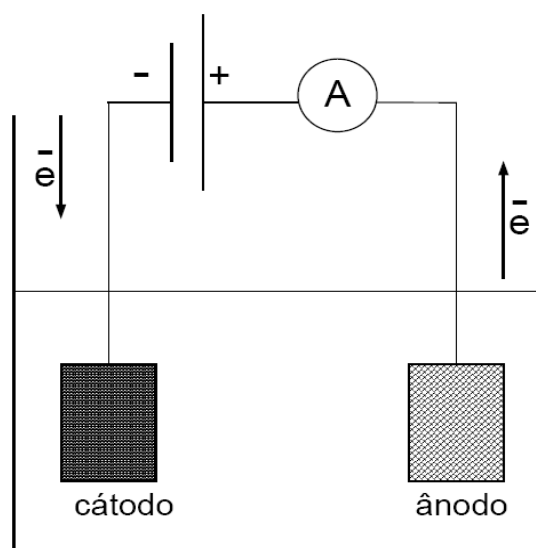
A realização de extensivas pesquisas, como nos Estados Unidos e na antiga União Soviética, durante meio século tem acumulado uma grande quantidade de conhecimento. Com o crescente padrão de fontes de águas para beber e as restritas regulamentações ambientais a respeito da descarga de efluentes, as tecnologias eletroquímicas tem recuperado a sua importância mundial durante as últimas duas décadas. Há companhias fornecendo facilidades para a recuperação de metais, para tratamento das águas para beber ou águas de processo e tratamento de efluentes resultantes de diversas atividades industriais: curtumes, indústrias de galvanização, têxteis, óleos e emulsões de água-óleo, etc. Hoje em dia, as tecnologias eletroquímicas chegaram a um ponto em que elas não são apenas comparáveis com outras tecnologias em termos de custos, mas também são mais eficientes e mais compactas. Para algumas situações as tecnologias eletroquímicas podem ser o passo indispensável no tratamento de efluentes contendo poluentes refratários (CHEN, 2004).

### **2.5.2 Processo Eletroquímico**

A degradação eletroquímica é um processo, no qual há pouco ou nenhum consumo de produtos químicos e pouca ou nenhuma produção de lodo. Os metabólitos gerados normalmente não são perigosos e o efluente tratado pode ser muitas vezes ser lançado ao ambiente. Apresenta-se altamente eficiente e economicamente viável para remoção de cor e degradação de poluentes (ROBINSON et al., 2001).

O processo eletroquímico baseia-se na aplicação de um potencial capaz de oxidar ou reduzir substratos de interesse. É um processo no qual dois eletrodos (condutores metálicos ou de primeira classe) são introduzidos numa solução (eletrólito ou condutor de segunda classe) e neste sistema é aplicada uma corrente elétrica contínua, que age ocasionando a decomposição química deste eletrólito. Ao eletrodo que cede elétrons dá-se o nome de ânodo, onde ocorre a oxidação, e àquele que recebe elétrons de cátodo, onde ocorre a redução. Quando um eletrodo não sofre alterações na sua estrutura, mesmo sujeito a tais condições, é chamado eletrodo inerte e sua função é a simples troca de elétrons com a solução. Os eletrodos inertes mais comuns são o grafite e a platina. Já o eletrodo que sofre desgaste, além de transferir elétrons, participa da eletrólise quimicamente, sendo também modificado pela ação da corrente elétrica.

Os fenômenos que ocorrem durante o processo eletroquímico podem ser estudados na célula eletrolítica. A solução eletrolítica é colocada em um recipiente, no qual são imersos os eletrodos. Liga-se uma bateria (ou qualquer outra fonte de corrente contínua) aos eletrodos, estabelecendo-se assim uma diferença de potencial. Os eletrodos com cargas negativas na célula eletrolítica são denominados cátodo, enquanto o carregado positivamente é chamado ânodo (VOGEL, 2002). Um esquema simplificado do processo eletroquímico pode ser observado na Figura 4.



**Figura 4:** Esquema simplificado do processo eletroquímico. Fonte: MONEGO (2007)

### 2.5.3 Eletrooxidação



Conforme Huitle et al. (2008), a oxidação eletroquímica ou simplesmente eletrooxidação é o procedimento eletroquímico mais popular para remoção de poluentes orgânicos de águas residuárias. Ela consiste na oxidação de poluentes em uma célula eletrolítica, através de:

- a) oxidação direta no ânodo (ou transferência direta do elétron para o ânodo), a qual resulta numa descontaminação muito pobre.
- b) reação eletroquímica com as espécies eletrogeradas de descargas de água no ânodo tais como oxigênio fisicamente adsorvido ou oxigênio ativo quimisorvido. A ação destas espécies oxidantes leva a descontaminação total ou parcial, respectivamente.

A existência de oxidação indireta ou mediada com diferentes espécies heterogêneas formadas a partir de descargas de água tem permitido a proposição de duas principais abordagens para a diminuição da poluição em efluentes através da EO:

a) O método de conversão eletroquímica, no qual compostos orgânicos são seletivamente transformados em compostos biodegradáveis, usualmente ácidos carboxílicos, com oxigênio quimisorvido.

b) método de combustão eletroquímica (ou incineração eletroquímica), onde compostos químicos são completamente mineralizados, por exemplo, a  $\text{CO}_2$  e a íons inorgânicos, com  $\text{OH}\cdot$  fisisorvido. Em ambos os casos altas voltagens celulares são aplicadas à célula eletroquímica para oxidação simultânea de poluentes e água, mantendo o ânodo ativo. O uso da baixas voltagens celulares evitando a evolução do  $\text{O}_2$ , freqüentemente causa a perda da atividade do ânodo porque alguns subprodutos formados a partir da oxidação anódica direta podem ser adsorvidos na sua superfície e, portanto, este tratamento não é utilizado para tratamento de efluentes na prática. Tem sido verificado que a natureza do material do ânodo influencia fortemente tanto a seletividade quanto a eficiência do processo de EO.

#### **2.5.4 Eletro-oxidação indireta com oxidantes fortes**

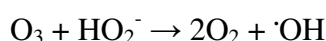
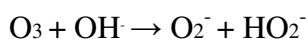
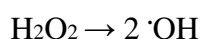
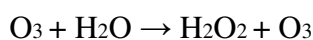
De acordo com Huitle et al. (2008), as soluções aquosas podem ser completamente descontaminadas através de métodos indiretos de eletrooxidação envolvendo a reação homogênea de poluentes orgânicos com oxidantes fortes gerados durante a eletrólise. Duas abordagens são principalmente utilizadas:

a) A eletro-oxidação com cloro ativo, onde a oxidação anódica direta de íons cloreto presentes no efluente levam à formação de cloro livre e /ou espécies cloro oxigenadas, que podem oxidar os poluentes orgânicos na estrutura até a mineralização total.

b) O processo eletro-fenton no qual os produtos orgânicos podem ser mineralizados com OH• homogêneo formado a partir da reação de fenton entre catalisador adicionado Fe<sup>2+</sup> e H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> eletrogerados da redução de O<sub>2</sub> em um cátodo adequado.

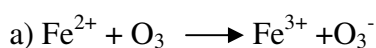
Cloro e espécies cloro oxigenadas, tais como HClO e ClO<sup>-</sup> são fortes oxidantes químicos tradicionais empregados no tratamento de águas residuárias industriais. Estes agentes também são amplamente empregados na desinfecção de água potável. A tecnologia eletroquímica oferece uma alternativa ao processo de eletrooxidação indireta para a remoção de poluentes orgânicos, com espécies de cloro ativo gerado a partir da oxidação direta do íon cloreto em ânodos adequados (HUITLE et al., 2008).

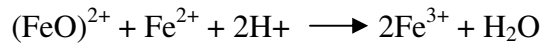
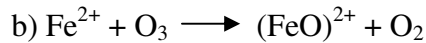
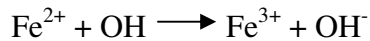
Indiretamente, o ozônio também pode reagir através de reação radicalar (principalmente ·OH) que é gerado pela decomposição de ozônio, demonstrada nas reações abaixo. A variação do pH costuma ser determinante na geração de radicais hidroxila a partir do ozônio. Geralmente, sob condições ácidas (pH ≤ 4) o mecanismo direto (reação direta do ozônio com o poluente) predomina, acima de pH 10 ele se torna predominantemente indireto (reações radicalares). Para águas naturais (superficiais ou subterrâneas) com pH = 7, ambos mecanismos podem estar presentes.



Segundo Wu et al. (2008), a maior desvantagem do uso isolado da ozonização no tratamento de efluentes é o alto consumo de energia requerido para a geração de ozônio. Atualmente a utilização conjunta da ozonização e de catalisadores metálicos no tratamento de substratos orgânicos tem se tornado interessante devido às melhoras na eficiência da geração de O<sub>3</sub> e a redução nos custos operacionais. A ozonização catalítica permite uma rápida remoção dos poluentes, porque a catálise aumenta o poder de oxidação do ozônio, reduzindo consideravelmente os custos. Diversos sistemas de ozonização catalítica tem sido investigados, dentre os quais: O<sub>3</sub>/Mn(II), O<sub>3</sub>/Fe(II), O<sub>3</sub>/Fe(III), O<sub>3</sub>/Zn(II), O<sub>3</sub>/Co(II) e O<sub>3</sub>/Ni(II) (WU et al., 2008).

De acordo com Legube e Leitner (1999), há dois caminhos que levam a oxidação do Fe (II) a Fe (III) através da ação do ozônio:





Este método apresenta como principais vantagens: evita o transporte e armazenamento do cloro empregado no tratamento da água; a destruição mais rápida da matéria orgânica em comparação com a oxidação química; custos reduzidos quando comparado as técnicas químicas convencionais (HUITLE et al., 2008).

Entre as principais desvantagens podem ser citadas: a formação de derivados indesejáveis tóxicos de cloro orgânico, como clorofórmio e a eletrogeração de subprodutos cloro oxigenados tais como  $\text{ClO}_2^-$ ,  $\text{ClO}_3^-$  e  $\text{ClO}_4^-$ , que possuem um alto risco para a saúde dos seres vivos (HUITLE et al., 2008).

### 2.5.5 Eletroredução

A literatura dispõem de um número limitado de trabalhos empregando o processo de eletroredução. A razão do baixo interesse para esta técnica eletroquímica convencional é que ele oferece pobre descontaminação de águas residuárias em comparação com métodos de eletrooxidação direta e indireta (HUITLE et al., 2008).

### 2.5.6 Métodos eletroquímicos fotoassistidos

Segundo Huitle et al. (2008), os processos oxidativos avançados fotoassistidos, também conhecidos como processos fotoeletroquímicos, são baseados na ação fotoquímica e /ou fotocatalítica da radiação UV, e têm recebido cada vez mais atenção para a remediação de águas residuárias. Nestes procedimentos, a intensidade e o comprimento de onda da luz incidente desempenham um papel notável na taxa de destruição de poluentes orgânicos. O uso dos raios UVA (315-400 nm), UVB (285-315 nm) e UVC (<285 nm) como fonte de energia é geralmente importante para explicar os processos de degradação envolvidos neles. Foto-Fenton (sistema  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$ ) e a fotocatalise heterogênea com  $\text{TiO}_2$  (sistema  $\text{TiO}_2/\text{UV}$ ) são consideradas as técnicas mais promissoras dos processos fotoeletroquímicos.

A principal desvantagem dos sistemas fotoassistidos está relacionada ao elevado custo da energia da luz UV artificial utilizada. Isso pode ser resolvido por meio de métodos alternativos e mais atraentes com base na luz solar ( $\lambda > 300$  nm) como fonte de energia barata, que deverão ser rapidamente desenvolvidos num futuro próximo.

### 2.5.7 Eletroflotação/Eletrocoagulação

A eletroflotação vem desempenhando papel importante entre as técnicas não convencionais de tratamento da água e efluentes industriais. E isso se deve à sua versatilidade, tanto no modo operacional quanto na eficiência da remoção de contaminantes.

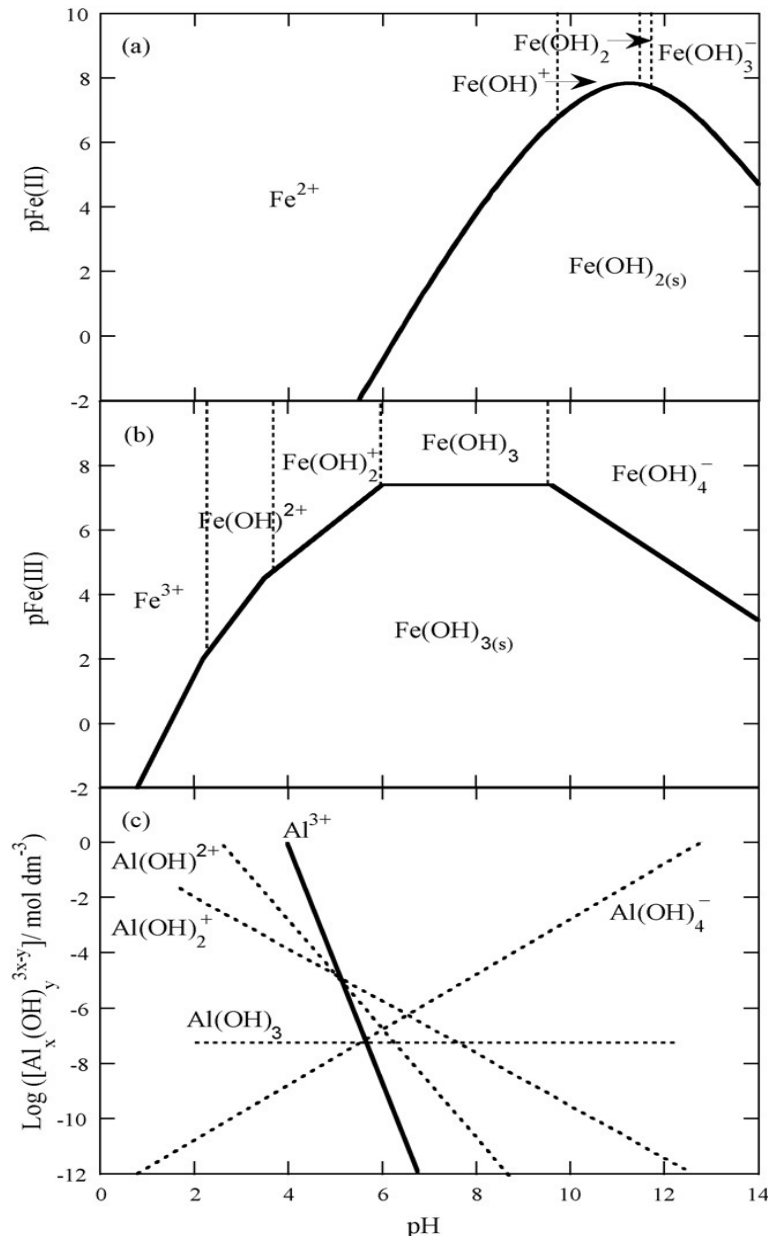
Esta técnica utiliza uma corrente para dissolver ânodos de sacrifício de ferro ou alumínio, imersos na água poluída, dando origem aos correspondentes íons metálicos produzindo diferentes espécies, tais como Fe(II) (e/ou Fe(III)) ou Al(III), conforme pode ser visualizado na Figura 5 (HUITLE et al., 2008).

Na eletroflotação, há a presença de um reator eletroquímico, considerado o centro das reações de coagulação. Neste processo ocorre a geração de coagulantes *in situ* sendo que o reator possui eletrodos (ânodos de sacrifício), como alumínio, por exemplo, que geram íons  $Al^{3+}$  em razão do potencial aplicado. Essa etapa faz parte do processo anódico. O cátion formado na etapa anódica hidrolisa-se, formando o agente coagulante ( $Al(OH)_3$ ), que será o responsável pela coagulação e formação das partículas coloidais. Simultaneamente a geração de coagulantes através das reações eletrolíticas ocorridas no ânodo, desenvolvem-se gases (geralmente bolhas de hidrogênio) no cátodo. Dependendo das condições de operação do reator e do poluente estas bolhas podem flotar algumas porções dos poluentes coagulados para a superfície. Este processo, por vezes também é chamado de eletrocoagulação ou eletrofloculação (HOLT et al., 2005).

De acordo com Silva (2002), em função da complexidade dos fenômenos envolvidos nos processos eletrolíticos de tratamento de efluentes, ocorrem três estágios sucessivos de operação:

- Formação de um agente coagulante através da oxidação eletrolítica do eletrodo de sacrifício (Fe/Al), ocasionando a neutralização das cargas superficiais, a desestabilização das partículas coloidais e a quebra de emulsões (eletrocoagulação);
- Aglutinação das partículas desestabilizadas pelos hidróxidos de ferro e alumínio, que são coagulantes naturais favorecendo a formação e o crescimento dos flocos (eletrofloculação);

• Geração de micro-bolhas de oxigênio ( $O_2$ ) no anodo e de hidrogênio ( $H_2$ ) no cátodo, que sobem à superfície colidindo e sendo adsorvidas pelos flocos, carreando por arraste as partículas e impurezas em suspensão no meio e promovendo dessa forma a clarificação do efluente (eletroflotação). As interações ocorridas na célula eletrolítica podem ser observadas na Figura 6



**Figura 5:** Predominância de zonas de diagramas para espécies químicas em solução aquosa (a) Fe (II) e (b) Fe (III). As retas representam o equilíbrio de solubilidade para os insolúveis  $Fe(OH)_2$  e  $Fe(OH)_3$ , respectivamente, e as linhas pontilhadas representam os limites de predominância entre as espécies químicas solúveis. (c) Diagrama de solubilidade do Al (III) das espécies em função do pH.

Atualmente a aplicação da eletrocoagulação ocorre na remoção de contaminantes dos mais variados tipos. Estudos apontam para o uso desta tecnologia no tratamento de água contendo resíduos alimentares, resíduos de óleo, corantes, partículas suspensas, resíduos de

polimento químico e mecânico, lixiviados de matéria orgânica proveniente de aterros, ânions (fluoretos, fostatos, nitritos e nitratos), resíduos de serviço de buffes, petróleo, areia de alcatrão. Além disso, esta técnica é utilizada no tratamento de efluentes contendo suspensões da argila, azeite de azeitona, surfactantes, comida processada, resíduos de curtume, cromo, resíduos do manufaturamento de batatas chips, produtos lácteos, resíduos de matadouros de aves e de fábricas de papel e celulose, efluentes de carpete, de esgotos municipais, fibras químicas, e, efluentes com material de tintura (KOBIA et al., 2007; CHEN, 2004; MOLLAH, 2001).

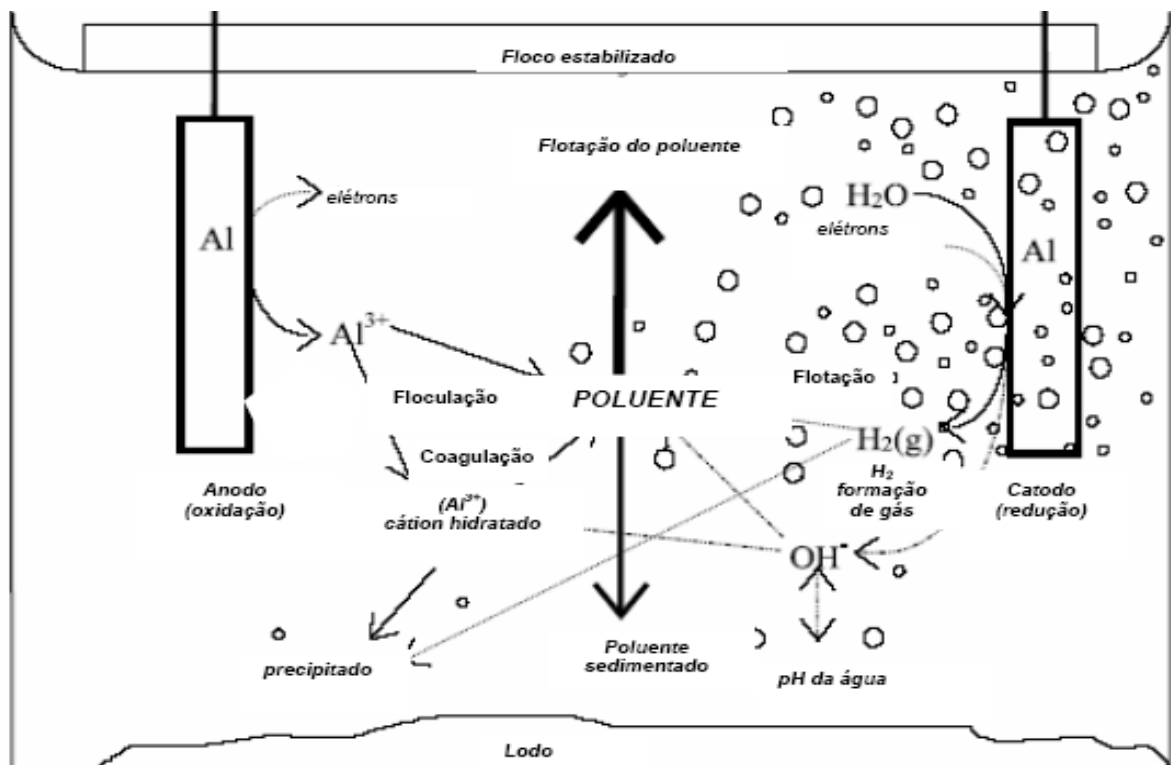


Figura 6: Interações dentro de um reator de eletrocoagulação (Adaptado de HOLT et al., 2002).

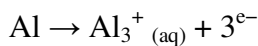
### 2.5.7.1 Tipos de reações envolvidas no processo de Eletroflotação

De acordo com Mollah et al. (2001), o processo de EF é altamente dependente da química presente no meio aquoso, especialmente a condutividade. Adicionalmente, outras características tais como pH, tamanho das partículas, e as concentrações dos compostos químicos também influenciarão o processo de EF. Os mecanismos de remoção de íons através da EF podem ser explicados através de dois exemplos específicos, envolvendo íons de ferro e alumínio, visto que, esses dois metais tem sido extensivamente utilizados no tratamento de efluentes.

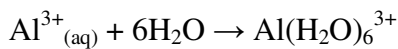
### a) Reações do eletrodo de Alumínio

A dissolução eletrolítica do ânodo de alumínio produz, em valores de baixo pH, espécies catiônicas monoméricas como  $\text{Al}^{3+}$  e  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ , que por sua vez, em valores de pH adequados são transformados inicialmente em  $\text{Al}(\text{OH})_3$  e, finalmente, polimerizados a  $\text{Al}_n(\text{OH})_{3n}$  de acordo com as seguintes reações:

Oxidação do Al sólido (reação anódica)



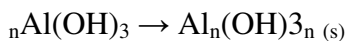
Solvatação do cátion formado



Formação do agente coagulante



Reações secundárias



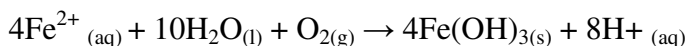
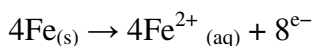
Entretanto, dependendo do pH do meio aquoso, outras espécies iônicas como  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$  e  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  também podem estar presentes no sistema (MOLLAH et al., 2001).

### b) Reações do eletrodo de Ferro

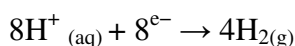
A oxidação do ferro em um sistema eletrolítico produz hidróxido de ferro  $\text{Fe}(\text{OH})_n$ , onde  $n = 2$  ou  $3$ . Segundo Mollah et al. (2001), dois mecanismos têm sido propostos para a produção de  $\text{Fe}(\text{OH})_n$

#### Mecanismo 1

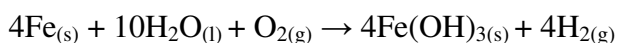
Ânodo:



Cátodo:

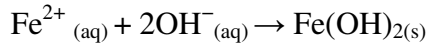
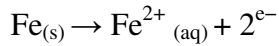


Reação global:

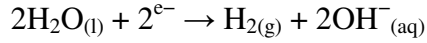


#### Mecanismo 2

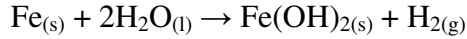
Ânodo:



Cátodo



Reação global:

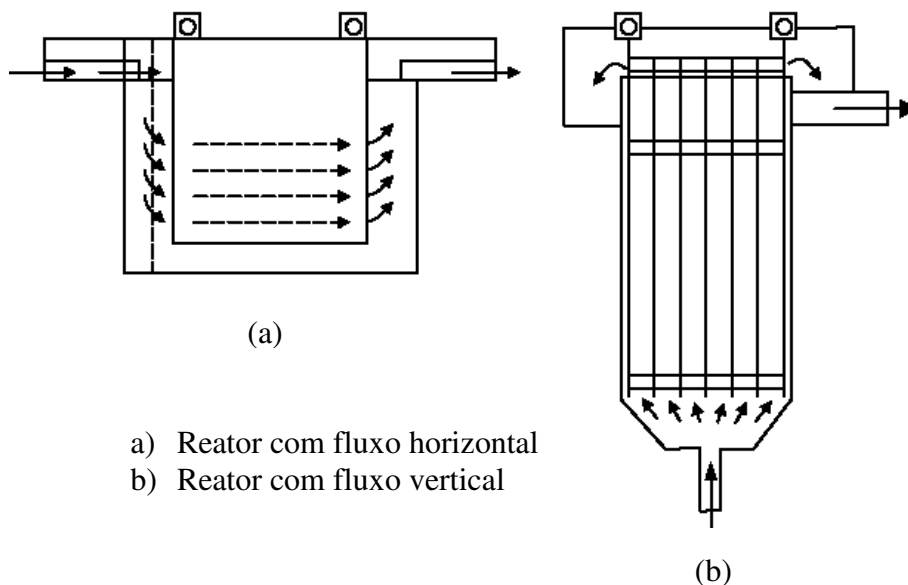


Conforme Mollah et al. (2001), as partículas de  $\text{Fe}(\text{OH})_n$  formam uma suspensão gelatinosa que pode remover os poluentes do efluente por complexação ou atração eletrostática, seguida de coagulação. A forma mais estável de compostos férricos é o composto  $\alpha\text{-FeO}(\text{OH})$ , o qual pode formar complexos em que o poluente age como um ligante (L), de acordo com a equação:



### 2.5.7.2 Principais configurações dos reatores

Em função do desenvolvimento extensivo de pesquisas relacionadas ao processo de eletroflotação, atualmente há inúmeras configurações de reatores disponíveis na literatura especializada, tanto em fluxo vertical quanto em fluxo horizontal (Figura 6). Entre as configurações mais utilizadas estão os reatores monopolares e bipolares.



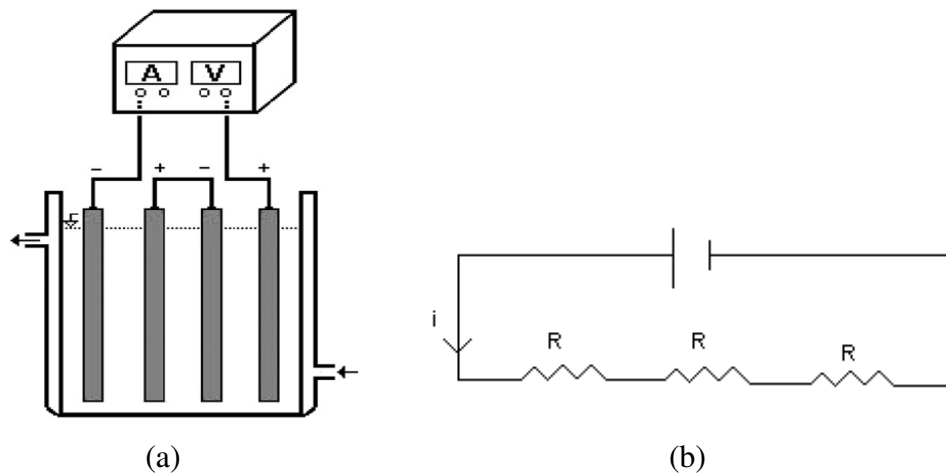
**Figura 7:** Células de eletroflotação (CHEN, 2004).

#### a) Reatores Monopolares

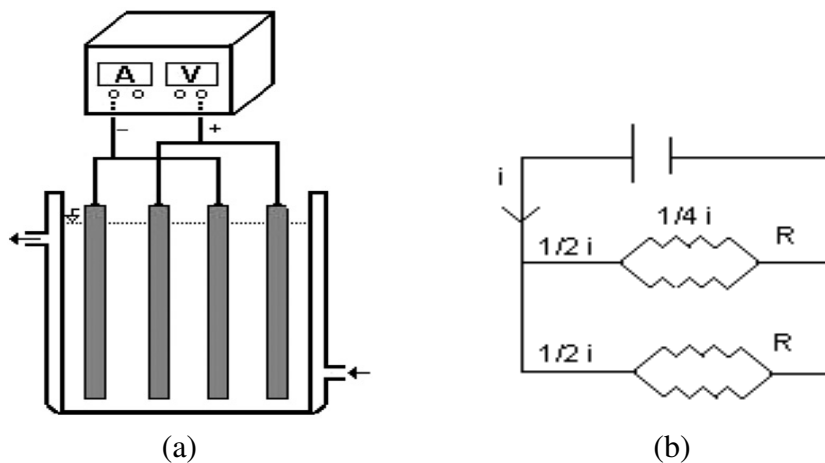


Em sua forma mais simples, um reator de EF poder ser composto por uma célula eletrolítica com um ânodo e um cátodo. Quando conectado a uma fonte de potencial externa, o ânodo sofre corrosão em decorrência da oxidação, enquanto o cátodo é sujeito à redução. Esse reator é chamado de monopolar (CRESPILHO e REZENDE, 2004). Nesta configuração, os eletrodos podem ser conectados tanto em série quanto em paralelo, conforme demonstrado nas Figuras 8 e 9, respectivamente.

Segundo MOLLAH et al. (2004), no arranjo em série, cuja resistência é maior do que no arranjo em paralelo, é necessária uma maior diferença de potencial para uma mesma corrente fluir em todos os eletrodos.



**Figura 8:** (a) Reator em batelada com eletrodos monopolares conectados em série. (b) Diagrama elétrico do arranjo monopolar em série. (KOBYA et al., 2007)

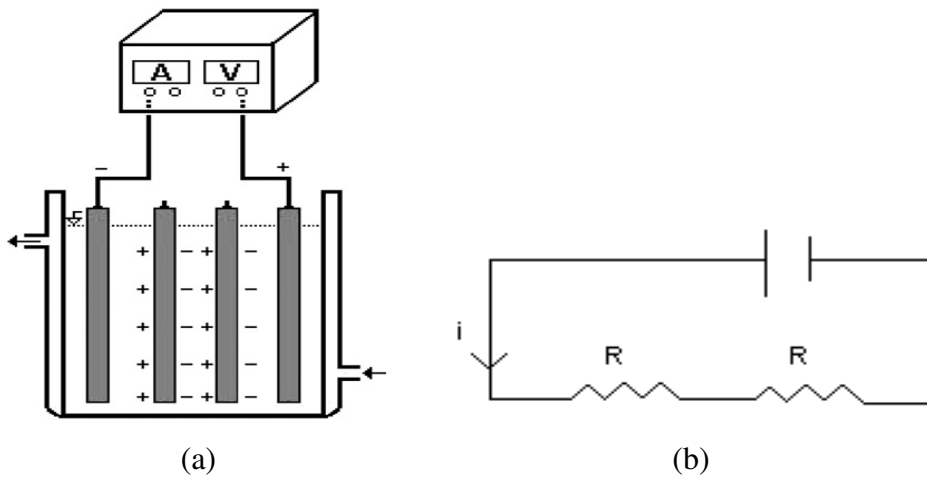


**Figura 9:** (a) Reator em batelada com eletrodos monopolares conectados em paralelo. (b) Diagrama elétrico do arranjo monopolar em paralelo. (KOBYA et al., 2007)

## b) Reatores Bipolares

Em alguns casos podem existir eletrodos bipolares com celas em paralelo. Nesse caso, os eletrodos de sacrifício são colocados entre os dois eletrodos em paralelo (chamados de placas condutoras) sem qualquer conexão elétrica, como mostra a Figura 10. Só os dois eletrodos monopolares são conectados à fonte de energia elétrica, sem interconexão entre os eletrodos de sacrifício (CRESPILHO e REZENDE, 2004).

Esse arranjo de cela facilita sua manutenção durante o uso. Quando a corrente elétrica atravessa dois eletrodos, os lados neutros da placa adquirem carga oposta à do eletrodo monopolar. Os eletrodos de sacrifício são também conhecidos como eletrodos bipolares (CRESPILHO e REZENDE, 2004)



**Figura 10:** (a) Reator em batelada com eletrodos bipolares conectados em série, (b) Diagrama elétrico do arranjo bipolar em série. (KOBYA et al. (2007))

### 2.5.7.3 Fatores que afetam o processo de eletrocoagulação.

Os sistemas de tratamento são controlados objetivando a eficiência de remoção dos poluentes e os custos operacionais. São realizados testes iniciais em escala de laboratório, nos quais o processo é testado e avaliado quanto à aplicação ao tratamento de efluentes específicos. Nestes testes são considerados parâmetros tais como: materiais dos eletrodos; distância entre os eletrodos; diferença de potencial aplicado, densidade de corrente; pH do meio; temperatura e tempo de residência.

#### a) Densidade da corrente elétrica.

A corrente utilizada no sistema de eletroflotação determina a quantidade de íons de  $Al^{3+}$  ou  $Fe^{2+}$  liberados pelos respectivos eletrodos. Para o alumínio, a massa eletroquímica

equivalente é de  $335.6 \text{ mg A}^{-1}\text{h}^{-1}$ . Para o ferro o valor é de  $1041 \text{ mg A}^{-1}\text{h}^{-1}$ . Uma grande corrente elétrica aplicada significa uma pequena unidade de eletrocoagulação. Contudo, quando uma corrente elétrica muito grande é utilizada, há uma grande chance de haver desperdício de energia aquecendo demasiadamente a água. Para o sistema de eletrocoagulação operar por um longo período de tempo, sem que haja manutenção, é sugerido que sua corrente de densidade seja de  $20\text{-}25\text{A/m}^2$ , a menos que hajam medidas para limpezas periódicas na superfície dos eletrodos. A seleção das correntes de densidade deve ser realizada com base em outros parâmetros operacionais, tais como pH, temperatura, bem como a taxa do fluxo para garantir uma alta eficiência da corrente (CHEN, 2004).

### **b) Presença de NaCl**

Geralmente o sal de cozinha é empregado para melhorar a condutividade da água ou do efluente a ser tratado. Segundo Chen (2004), além de sua contribuição iônica no carregamento da carga elétrica, íons de cloro podem reduzir significativamente o efeito adverso de outros íons tais como  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ . A existência de íons carbonato ou sulfato levaria a precipitação de íons  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  formando uma camada de isolamento na superfície dos eletrodos. Esta camada de isolamento aumentaria acentuadamente o potencial entre eletrodos e resultaria em um significativo decréscimo na eficiência da corrente. Portanto, é recomendado que entre os ânions presentes deve haver 20% de  $\text{Cl}^-$  para garantir uma operação normal da eletrocoagulação no tratamento da água. A adição de NaCl também levaria a um decréscimo no consumo de energia devido ao aumento na condutividade. Além disso, o cloro gerado eletroquimicamente mostrou-se eficiente nas desinfecções da água.

### **c) pH**

Uma das maiores vantagens da EF é a sua capacidade de neutralizar o pH do efluente, caso ele esteja acima ou abaixo de 7 (CRESPILHO e REZENDE, 2004).

O pH do efluente após o tratamento pelo processo de eletroflotação aumenta em um efluente ácido e diminui em um efluente alcalino. O aumento do pH em condições ácidas é atribuído a redução de hidrogênio no cátodo. Outras reações que participam do equilíbrio deste processo são formação de  $\text{Al(OH)}_3$  próximo ao ânodo, do oxigênio, a liberação de  $\text{CO}_2$  (através do borbulhamento do hidrogênio) e a formação de outros hidróxidos insolúveis (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

O desempenho do tratamento depende da natureza do poluente com a melhor remoção de poluentes sendo encontrada com pH próximo a 7. O consumo de energia é, contudo, maior em pH neutro devido a variação da condutividade. Quando a condutividade é alta, o efeito do pH não é significativo.

#### **d) Temperatura**

Embora a eletrocoagulação seja uma técnica com mais de 100 anos, até o presente momento há poucos estudos sobre o efeito que a temperatura exerce sobre o processo. Visando o tratamento de água, alguns estudos realizados na antiga União Soviética mostraram que a eficiência da corrente de Al aumenta inicialmente com temperatura até cerca de 60°C, onde foi verificada a máxima eficiência de corrente. Valores acima dessa temperatura resultam em um decréscimo na eficiência de corrente (CHEN, 2004). Segundo Chen (2004) altas temperaturas resultam em uma alta condutividade e, portanto um menor consumo de energia.

#### **e) Potência do reator**

Ao aplicar uma diferença de potencial (ddp) entre dois eletrodos imersos em uma solução eletrolítica, reações eletroquímicas de oxidação e redução começam a ocorrer no ânodo e no cátodo, respectivamente. Tais reações podem ser governadas por fenômenos associados à eletrólise, que, por sua vez, dependem da ddp aplicada. Por meio das leis estabelecidas por Faraday, o consumo de elétrons é associado à quantidade total de substâncias reagentes. Tal fato, na eletrocoagulação, está diretamente relacionado ao desgaste do eletrodo (corrosão) no processo de geração do agente coagulante. Isso significa que a geração de alumínio e ou ferro em solução está intimamente relacionada à carga, que, por sua vez, pode ser controlada pela corrente obtida. Assim, a corrente medida por um multímetro em um processo de eletrocoagulação é, a princípio, proporcional a quantidade de alumínio e/ou ferro carregado gerado em solução (CRESPILHO e REZENDE, 2004).

#### **f) Distância entre eletrodos**

Quanto maior à distância entre os eletrodos, maior deverá ser a ddp aplicada, pois a solução possui resistividade à passagem de corrente elétrica. Assim, de acordo com as

características do efluente, a distância entre os eletrodos pode variar para melhor eficiência do processo. Por exemplo, distâncias maiores poderão ser impostas quando a condutividade do efluente for relativamente elevada; caso contrário, a distância deverá ser a menor possível para que não ocorra aumento exagerado da potência (CRESPILHO e REZENDE, 2004).

#### **g) Passivação e polarização dos eletrodos**

Quando a superfície do eletrodo do metal está em contato com o ar, ocorre sobre sua superfície a formação de um filme muito fino de óxido que faz com que o eletrodo não sofra corrosão facilmente. Essa camada de óxido pode ser chamada de filme passivo. Durante a eletrólise, na região próxima ao catodo há excesso de  $\text{OH}^-$ , fazendo com que a superfície seja atacada por esses ânions e promovendo a formação de um filme passivo. Uma vez formado o filme passivo, o processo de eletroflotação pode estar comprometido pela perda de eficiência em decorrência do aumento da resistividade do eletrodo (MOLLAH, 2001).

#### **h) Inversão de polaridade**

Com inversão de polaridade, o eletrodo, que se comporta como catodo por determinado tempo, passa a se comportar como anodo após a inversão de polaridade. Tal inversão diminui a passivação, aumentando a vida útil do eletrodo em até duas vezes e, ao mesmo tempo diminuindo a resistividade do sistema (MOLLAH, 2001). Diante disto, a intensidade da corrente elétrica no reator não decai rapidamente e o eletrodo passa a liberar mais íons alumínio e/ou ferro na solução e a formar maior quantidade de grupos hidroxila, aumentando o pH e a eficiência de remoção dos poluentes.

### **2.5.7.4 Vantagens e Desvantagens da Eletrocoagulação.**

#### **a) Vantagens do Processo**

De acordo com Mollah et al. (2001), as principais vantagens da EC são:

1. A eletrocoagulação requer um equipamento simples e de fácil operação onde a corrente e o potencial podem ser monitorados de maneira automatizada.
2. O efluente tratado através da eletrocoagulação gera uma água palatável, limpa, sem cor e odor.

3. O lodo formado pela eletrocoagulação tende a ser prontamente estabilizado, porque ele é composto principalmente de óxidos e hidróxidos metálicos. Além disso, esta é uma técnica com baixa produção de lodo.
4. Os flocos formados pela eletrocoagulação são similares aos flocos químicos, exceto que os flocos tendem a ser muito maiores, contém menos água aderida, são resistentes a ácidos e mais estáveis, e, portanto, podem ser separados mais rapidamente através da filtração.
5. A eletrocoagulação produz um efluente com um conteúdo de sólidos totais dissolvidos menor quando comparado com os tratamentos químicos. Se esta água for reusada, o baixo nível de sólidos totais dissolvidos contribui para um baixo custo de recuperação desta água.
6. O processo de eletrocoagulação remove as partículas coloidais menores, pois o campo elétrico aplicado promove mais rapidamente o contato entre elas, facilitando a coagulação.
7. O processo de eletrocoagulação limita o uso de substâncias químicas, minimizando conseqüentemente, o impacto negativo causado pelo excesso de xenobióticos lançados no meio ambiente, fato que acontece quando a coagulação química é empregada no tratamento de efluentes.
8. As bolhas de gás produzidas durante a eletrólise podem levar o poluente ao topo da solução, onde ele pode ser concentrado e removido mais facilmente, por flotação.
9. A cela eletrolítica da EC é eletricamente controlada não necessitando de acessórios secundários, o que requer menos manutenção.
10. A técnica de EC pode ser usada convenientemente em áreas rurais onde a eletricidade não é disponível, desde que um painel solar seja acoplado à unidade.

## **b) Desvantagens do Processo**

Segundo Mollah et al. (2001), as principais desvantagens da EC são:

1. Os ânodos de sacrifício são dissolvidos no fluxo do efluente como um resultado da oxidação e precisam ser regularmente substituídos.
2. O uso da eletricidade pode ser caro em muitos lugares.
3. Um filme de óxido impermeável pode ser formado no cátodo levando a uma perda da eficiência na unidade e EC.
4. É requerida uma alta condutividade do efluente.
5. Hidróxidos gelatinosos podem tender a se solubilizar em alguns casos.

## 2.6 Ecotoxicologia

Devido aos novos hábitos da vida moderna, em diversos tipos de atividades, muitos compostos químicos contaminam o meio ambiente todos os dias, integrando os mais variados segmentos produtivos da sociedade: industrial, saúde, lazer, educação, segurança, prestação de serviços, entre outros. A entrada destas substâncias químicas nos corpos hídricos, através de efluentes gerados nestes diferentes setores da sociedade, provoca modificações do estado químico e biológico das águas, prejudicando assim o fornecimento de água limpa.

O controle da qualidade da água integra a análise do meio ambiente, que é efetuada de duas formas distintas, embora complementares. Uma é a análise química, responsável pela identificação e quantificação de substâncias, a outra é a análise biológica, cuja importância está crescendo cada vez mais e que se ocupa com o efeito produzido por estas substâncias (KNIE, 1998).

De acordo com Girotti et al. (2008), um aumento crescente da necessidade na busca de instrumentos eficazes de avaliar os riscos derivados pelo grande número de compostos orgânicos e inorgânicos de substâncias nocivas, tanto de origem natural e liberados no ambiente pelas atividades humanas, tem levado ao desenvolvimento de detectores muito sensíveis de diversas substâncias nocivas.

Tradicionalmente, a avaliação do impacto dos poluentes lançados no meio ambiente através das atividades humanas tem sido utilizando-se parâmetros químicos ou físicos. Técnicas de HPLC ou gás de MS têm sido amplamente utilizadas. Porém existem limitações pertinentes ao seu uso, tais como: os elevados custos, longos períodos de análise, a exigência de um operador experiente, informações limitadas quanto à concentração dos poluentes, e nenhuma informação sobre sua toxicidade (GIROTTI et al., 2008).

Para Hernando et al. (2005), o controle de qualidade das águas residuárias com base em medidas de parâmetros globais, como o carbono orgânico total (COT) ou a detecção de poluentes específicos, não é suficiente para avaliar o risco ambiental. Segundo ele, estas técnicas não apresentam medidas reais dos efeitos tóxicos sobre o ecossistema aquático, uma vez que a toxicidade é uma resposta biológica. Por isso, instrumentos eficazes para a avaliação dos efeitos negativos sobre os organismos vivos tornam-se uma necessidade.

A utilização de ensaios biológicos pode fornecer uma medida direta e adequada de toxicidade para complementar as medidas físico-químicas de qualidade das águas residuárias (HERNANDO et al., 2005).

Para superar essas limitações, foram introduzidas as análises biológicas. Estas análises são importantes em virtude da complexidade do ambiente natural, em termos de organismos e das diferenças no estado fisiológico, e, devido à necessidade de estabelecer relações causa / efeito entre a concentração de poluentes e os conseqüentes danos ambientais, bem como para medir o possível efeito sinérgico de complexas misturas de produtos químicos (GIROTTI et al., 2008).

Segundo Lobo e Callegaro (2000), os métodos biológicos de monitoramento de qualidade da água oferecem a vantagem de oferecer informações de efeitos ambientais prolongados, isto é, são capazes de refletir estados não mais existentes no momento da verificação, porém originados a partir do processo de maturação da comunidade.

No âmbito das análises biológicas, as análises limnológicas fornecem informações sobre transformações de ecossistemas aquáticos à longo prazo, ao passo que testes ecotoxicológicos revelam efeitos agudos ou crônicos produzidos por substâncias em organismos-teste (KNIE, 1998).

O termo ecotoxicologia foi sugerido pela primeira vez em junho de 1969 durante uma reunião do Committee of the International Council of Scientific Unions (ICSU), em Estocolmo, pelo toxicologista francês René Truhaut (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2006).

De acordo com a Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia – SETAC, a Ecotoxicologia é a ciência que tem como princípio básico o estudo dos efeitos dos agentes físicos, químicos e biológicos sobre os organismos vivos, particularmente sobre populações e comunidades em seus ecossistemas, incluindo as formas de transporte, distribuição, transformação, interações e destino final desses agentes nos diferentes compartimentos do ambiente (SETAC Brasil, 2006).

Segundo Newman (2003), a ecotoxicologia é uma ciência estabelecida a partir de muitas disciplinas. Envolve uma série de áreas de pesquisa em que os mecanismos observados, nos ecossistemas, são resultantes de combinações de um infinito número de processos, os quais podem ser observados desde os níveis de estrutura atômica e molecular até os níveis mais altos de integração biológica (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

Para Truhaut (1977) apud Newman (2003), a ecotoxicologia pode ser definida como o ramo da toxicologia relacionado com o estudo dos efeitos tóxicos, causados por poluentes sintéticos e naturais aos constituintes dos ecossistemas – animais (incluindo o homem), vegetais e microrganismos – em um contexto integrado.

Forbes e Forbes (1994) apud Newman (2003) definem a ecotoxicologia como o campo de estudo, o qual integra os efeitos ecológicos e toxicológicos dos poluentes químicos sobre



as populações, comunidades e ecossistemas com o destino (transporte, transformação e avaria) de tais poluentes no meio ambiente.

Segundo Bohrer (1995), a ecotoxicologia é a moderna ciência que estuda o impacto potencialmente deletério de substâncias ou compostos químicos que constituem poluentes ambientais sobre os organismos vivos.

Para Knie e Lopes (2004), a análise ecotoxicológica tem por finalidade saber se, e em qual grandeza, as substâncias químicas, isoladas ou em formas de misturas, são nocivas, e como e onde se manifestam seus efeitos. A ecotoxicologia revela, através de ensaios com matéria viva, efeitos agudos ou crônicos, produzidos por substâncias químicas.

Na ecotoxicologia, ao focar especificamente os efeitos, reporta-se àqueles evidenciados por testes de toxicidade que visam prever o impacto de determinado xenobiótico ao meio ambiente nos estudos de ecotoxicidade, avaliam-se os efeitos causados ao organismo-teste, por meio da exposição de organismos representativos do ambiente às várias concentrações do efluente ou da substância potencialmente tóxica a ser testada, por período determinado (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

São avaliados os efeitos agudos, onde se observa letalidade e imobilidade, e os efeitos crônicos, em que se observam alterações no crescimento, reprodução e sobrevivência.

Segundo Azevedo e Chasin (2003), a ecotoxicologia auxilia a tomada de decisões para intervenções instantâneas ou para formulação de políticas públicas com vistas à proteção da saúde humana e do meio ambiente.

Conforme Zagatto (2006), a caracterização físico-química complementada pelas análises toxicológicas de efluentes líquidos, tanto industriais como domésticos, e de agentes químicos é um procedimento de prevenção à poluição e tem por objetivo final estabelecer limites máximos permissíveis para a proteção da vida aquática. Esses limites, conhecidos como critérios e/ou padrões de emissão de efluentes líquidos e de qualidade das águas, são utilizados mundialmente como valores de referência para o monitoramento ambiental.

Zagatto (2006) salienta ainda que os testes de toxicidade aguda e crônica com organismos aquáticos constituem-se em ferramenta necessária para esta caracterização, tanto na avaliação do potencial de riscos como no estabelecimento desses limites máximos permissíveis.

### **2.6.1 Principais organismos utilizados nos testes ecotoxicológicos**

Conforme Knie (1998), os seres vivos respondem a todas as intervenções e perturbações diretas e indiretas, causadas por substâncias nocivas, com reações específicas em cada espécie. Em muitos organismos tais reações são nitidamente visíveis ou bem mensuráveis. Isso levou ao desenvolvimento de procedimentos técnicos e metodológicos a fim de facilitar e padronizar as medidas de detecção de reações.

Como não existe nenhum organismo, que seja igualmente sensível a todas as substâncias que podem potencialmente estar contidas na água, - mais de 11 milhões estão registradas junto ao Chemical Abstracts Service (CAS) - recorre-se a espécies dos diferentes níveis tróficos, às quais pertencem genericamente representantes das bactérias, algas, microcrustáceos e peixes. Somente pode-se detectar os efeitos de toda a gama de substâncias tóxicas, por meio de uma bateria de testes que inclui várias espécies. Nesse sentido, a análise ecotoxicológica se assemelha à análise química, que recorre a uma multiplicidade de equipamentos e métodos para medir as diversas substâncias (KNIE, 1998).

No decorrer da evolução dos testes ecotoxicológicos, que se estendeu por várias décadas, cristalizaram-se alguns bioensaios que hoje são parte integrante de qualquer laboratório ecotoxicológico. Na Tabela 4 apresenta-se uma lista de algumas espécies mais usadas em testes de toxicidade e que representam diferentes níveis tróficos.

**Tabela 4:** Principais organismos utilizados nos testes ecotoxicológicos. Fonte: Zagatto et al. (2006)

<b>Grupo Taxonômico</b>	<b>Espécies</b>
Algas de água doce	<i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Scenedesmus quadricauda</i> , <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> , <i>Scenedesmus subspicatus</i>
Algas de água marinha	<i>Phaeodactylum tricornutum</i> , <i>Asterionella japonica</i> , <i>Dunaliella tertiolecta</i> , <i>Champia parvula</i>
Microcrustáceos de água doce	<i>Daphnia magna</i> , <i>Daphnia similis</i> , <i>Ceriodaphnia dubia</i> , <i>Hyadella azteca</i> , <i>Hyadella meinerti</i>
Microcrustáceos de água marinha	<i>Mysidopsis bahia</i> , <i>Mysidopsis juniae</i> , <i>Leptocheirus plumulosus</i> , <i>Tiburonella viscana</i> , <i>Artemia salina</i>
Moluscos de água marinha	<i>Mytilus edulis</i> , <i>Crassostrea rhizophorae</i>
Equinodermos	<i>Arbacia lixula</i> , <i>Arbacia punctulata</i> , <i>Litechinus variegatus</i>
Peixes de água doce	<i>Danio rerio</i> , <i>Pimephales promelas</i> , <i>Poecilia reticulata</i> , <i>Oncorhynchus mykiss</i> , <i>Lepomis macrochirus</i>
Peixes de água marinha	<i>Menidia beryllina</i> , <i>Menidia menidia</i> , <i>Cyprinodon variegatus</i>
Insetos de água doce	<i>Chironomus sp.</i> , <i>Hexagenia sp.</i>
Bactérias de água doce	<i>Spirillum volutans</i> , <i>Pseudomonas fluorescens</i>
Bactérias de água marinha	<i>Vibrio fischeri</i> ( <i>Photobacterium phosphoreum</i> )

### 2.6.2 Aplicações dos testes ecotoxicológicos

Segundo Norma DIN 38412 (1994), os testes de toxicidade têm as seguintes aplicações (Saar, s.d.):

- determinação da toxicidade de várias substâncias ou de misturas destas;
- comparação da sensibilidade específica de vários organismos aos mesmos poluentes;
- determinação dos efeitos estimulantes ou inibidores (tróficos) de diferentes substâncias e efluentes;

- avaliação da bioacumulação de substâncias;
- avaliação da biodegradação de substâncias e de efluentes;
- hierarquização de poluentes ou fontes de poluição prioritárias;
- inspeção do funcionamento e da detoxificação produzida por estações de tratamento de efluentes;
- avaliação dos efeitos de efluentes e de seus constituintes sobre as estações de tratamento de esgotos e dos corpos receptores;
- monitoramento da qualidade das águas;
- investigação de descargas de efluentes;
- especificação de padrões técnicos para tratamento de efluentes;
- cálculo de impostos para efluentes, de acordo com seu efeito tóxico;
- avaliação de eluatos de materiais sólidos.

### **2.6.3 Vantagens da utilização do monitoramento ecotoxicológico**

O monitoramento usual, realizado através de parâmetros físicos e químicos, ao ser complementado pelo monitoramento de caráter ecotoxicológico, permite avaliar amplamente corpos d'água complexos, uma vez que o resultado do teste ecotoxicológico baseia-se na resposta da biota ao conjunto de substâncias que compõe o meio aquático (BRENTANO e LOBO, 2003).

Os bioensaios indicam integralmente o efeito produzido por todas as substâncias existentes na água, quer dizer, também das que surgem como substâncias novas a partir de interações de substâncias e não são detectadas pela análise química. De qualquer modo, esta última está estreitamente limitada pelo número praticamente infinito de compostos. Das estimadas 30 a 100 mil substâncias que ocorrem unicamente em águas correntes mediana a muito poluídas, os laboratórios bem equipados medem nas suas análises rotineiras, quando muito, 250 a 300 substâncias (KNIE, 1998).

Para Knie (1998), os bioensaios conferem à análise do meio ambiente uma nova qualidade, devido à informação sobre os efeitos, e não apenas complementam a análise química, conforme se aprecia dizer. Na legislação alemã de gerenciamento dos recursos hídricos esse fato é levado em conta, por exemplo, na Lei das Taxas sobre Efluentes e nas Portarias Administrativas decorrentes da Lei do Balanço Hídrico. Assim o valor da taxa sobre os efluentes é calculado, entre outros fatores, de acordo com o grau de toxicidade do efluente

para peixes. Para a emissão de efluentes de determinados ramos industriais foram definidos limites máximos referentes à nocividade para peixes, dáfnias, algas e fotobactérias.

De acordo com Azevedo e Chasin (2003), o conhecimento ecotoxicológico obtido por método apropriado permitirá: 1. avaliar a extensão do risco, do que decorrerá a definição dos limites e padrões de qualidade, envolvendo um ou mais compartimentos ambientais (ar, solo, água e sistemas biológicos); 2. estipular metodologias de vigilância e rastreamento da presença dos tóxicos nos compartimentos, possibilitando, por meio da aplicação dos ensinamentos de ecotoxicinética, prever a mobilização, a acumulação e a biomagnificação desses agentes; e 3. orientar a prática de medidas de remediação no que concerne a sua pertinência, eficiência e eficácia. Por tudo isso, facilmente se percebe que a conexão da Ecotoxicologia com as Ciências do Ambiente, vai muito além das expectativas, adentrando de forma vigorosa o próprio campo das Ciências da Saúde.

Para Zagatto e Bertolotti (2006), a ecotoxicologia comporta aspectos fundamentais de outras disciplinas e também de um amplo campo de aplicação. Assim, a ecotoxicologia permite avaliar os danos ocorridos nos diversos ecossistemas após contaminação e também prever impactos futuros, quando da comercialização de produtos químicos e/ou lançamentos de despejos num determinado ambiente.

Conforme Newman (2003), a ecotoxicologia pode trazer grandes contribuições na redução da frequência e da intensidade de surpresas ambientais através: 1. da determinação de limites ecológicos críticos; 2. do desenvolvimento de sistemas de monitoramento para verificar se as condições de controle previamente estabelecidas estão sendo cumpridas; 3. do estabelecimento de protocolos para a proteção e acumulação do capital natural; 4. do fornecimento de diretrizes para implementação de princípios de precaução; 5. do desenvolvimento de diretrizes para os resíduos antropogênicos que contribuem para a saúde ambiental; 6. do fornecimento de respostas a mudanças ambientais com rápidas medidas de remediação para a restauração ecológica quando evidências indicarem que um importante limite ecológico for ultrapassado.

Segundo Knie (1998), vistos em perspectiva globalizante, os testes ecotoxicológicos oferecem certas vantagens no confronto com a análise química:

\* Os testes básicos clássicos podem ser efetuados conforme as normas, com recursos simples, mesmo se hoje, em muitos laboratórios, técnicas altamente desenvolvidas e apoiadas por sistemas de processamento de dados, facilitam a realização. Os resultados são idênticos;

\* Em geral, os organismos-teste estão sempre disponíveis, pois podem ser criados no laboratório;

- \* Os testes podem ser realizados rapidamente e a custos baixos;
- \* O resultado do teste não se restringe seletivamente a substâncias individuais, mas qualifica todo o corpo hídrico.
- \* Não existe nenhuma alternativa para a avaliação do potencial de risco de substâncias químicas.
- \* Em virtude de normas nacionais ou internacionais, os testes são reconhecidos pelos tribunais competentes.

Neste sentido têm-se os ensaios ecotoxicológicos como indispensáveis na avaliação de efluentes complexos, contribuindo na busca de medidas mitigadoras e possibilitando não apenas a minimização do impacto ambiental causado por efluentes tóxicos, mas também a garantia da manutenção da vida aquática.

#### **2.6.4 Métodos ecotoxicológicos**

Os bioensaios mais importantes aplicados na atualidade foram normatizados internacionalmente pela International Standardization Organisation (ISO) ou estão em processo de normatização. Isso assegura a aplicação unitária dos métodos-teste em escala mundial e, conseqüentemente, resultados comparáveis. Essa circunstância se reveste da maior importância, pois ocorrem sempre tentativas a nível nacional ou mesmo local para utilizar espécies domésticas ou mesmo endêmicas, isto é, de utilizar espécies localmente isoladas em escala mundial. Aduz-se a título de fundamentação que somente os representantes dos ecossistemas “domésticos” podem detectar os danos sofridos pelos mesmos.

Os métodos de testes de toxicidade aquática podem ser categorizados de acordo com o tempo de exposição, situação de teste, efeitos a serem avaliados e organismos a serem testados (BRENTANO, 2006).

Segundo a NBR 12.713, ABNT, 2003a, geralmente os princípios de avaliação toxicológica ambiental consistem na exposição de organismos-teste a várias diluições da amostra a ser testada, por um período determinado de tempo (NBR 12.713) (ABNT, 2003a). De acordo com Knie e Lopes (2004) os testes ecotoxicológicos, com base no tempo de exposição podem ser divididos em: testes de toxicidade aguda, testes crônicos ou subletais.

Nos testes de toxicidade aguda, realizados em um curto período de tempo (períodos de exposição 24-48h), os efeitos avaliados são mortalidade, no caso de peixes; imobilidade, no caso de invertebrados; e crescimento, no caso de algas. O resultado é expresso em Concentração Efetiva Mediana - CE(I)50, ou seja, a concentração na qual 50% da população

exposta sobrevive à amostra a qual foi exposta no período de tempo determinado. Em geral, é o primeiro estudo realizado sobre uma substância quando não há nenhuma noção ou somente noções teóricas, muito restritas, sobre a substância a ser estudada (FLOHR, 2007).

O objetivo deste teste é determinar a concentração do material (substância química ou efluente) que produz um efeito deletério na população exposta durante um curto período de tempo sob condições controladas (BRENTANO, 2006).

Já os testes crônicos permitem avaliar os possíveis efeitos adversos de uma amostra sob condições de longo tempo de exposição a concentrações subletais (BRENTANO, 2006). O teste crônico expõe o organismo-teste ao agente potencialmente tóxico durante todo seu ciclo de vida, incluindo estágios sensíveis como juventude, crescimento, maturidade sexual e reprodução. O teste crônico é importante e complementar ao teste agudo, pois a ausência de efeito agudo não caracteriza ausência de efeito sobre a biota.

Avaliam-se efeitos como desenvolvimento e reprodução. O resultado é expresso em Concentração de Efeito Não Observado - CENO, sendo esta a mais alta concentração do agente testada que não provoca efeito quando comparada com o controle; e em Concentração de Efeito Observado - CEO, a mais baixa concentração que causa efeito significativo sobre a população quando comparada ao controle.

E, finalmente, os testes de curta duração ou sub-letais são desenvolvidos focando os estágios mais sensíveis da vida do organismo, contudo não cobrem todo o ciclo ontogênico do mesmo.

### **2.6.5 Ensaios Ecotoxicológicos com *Daphnia magna***

A seleção de um organismo-teste para a realização de ensaios ecotoxicológicos deve ser realizada com base em alguns critérios. Dentre os principais, conforme Knie e Lopes (2004) podem ser citados: a disponibilidade do organismo-teste no ambiente; a sensibilidade a um amplo espectro de substâncias; a reprodutibilidade inequívoca dos testes submetidos às mesmas condições; a padronizabilidade, permitindo o mesmo procedimento em outros laboratórios, com resultados comparáveis; a praticabilidade de execução dos testes; a rapidez dos testes, buscando resultados no menor tempo possível e a justificabilidade perante normas e legislações existentes.

Dentre as espécies que atendem tais critérios, que é amplamente utilizada internacionalmente e cuja metodologia de cultivo e teste é normatizada em vários países, cita-se o microcrustáceo *Daphnia magna* Straus, 1820 (Figura 11).



**Figura 11:** Organismo-teste *Daphnia magna* com 24h de idade (40X) (BRENTANO, 2006).

Segundo Knie & Lopes (2004), a escolha da *Daphnia magna* como organismo teste fundamenta-se principalmente nos seguintes critérios:

- os descendentes são geneticamente idênticos, o que assegura certa uniformidade de respostas nos ensaios;
- a cultura em laboratório sob condições controladas é fácil e sem grandes dispêndios;
- o ciclo de vida e de reprodução é suficientemente curto, o que permite usar as dáfrias também em testes crônicos;
- a *Daphnia magna* é internacionalmente reconhecida como organismo-teste e vem sendo utilizada há décadas em laboratórios ecotoxicológicos.

Finkler (2002) cita que o organismo-teste *Daphnia magna* é utilizado em teste de toxicidade desde a década de 40 e nos últimos 20 anos tem sido utilizado em testes de toxicidade agudos e crônicos, regulatórios e em pesquisa básica de ecotoxicologia.

*Daphnia magna* é um microcrustáceo de água doce facilmente encontrado no hemisfério norte, que pode sobreviver em águas com dureza maior que  $150 \text{ mg L}^{-1}$  ( $\text{CaCO}_3$ ), e com oxigênio dissolvido menor que  $4 \text{ mg L}^{-1}$  (EPA, 2002). As dáfrias sobrevivem em ambientes com pH da água entre 6.5 e 9.5, mas o pH ótimo fica entre 7.2 e 8.5.



Segundo Ruppert e Barnes (1996), a *Daphnia magna* é classificada taxonomicamente no filo Arthropoda, subfilo Crustacea, classe Branchiopoda, ordem Diplostraca, subordem Cladocera, família Daphnidae. Dentre os microcrustáceos, *Daphnia magna* é comumente chamada de pulgão d'água, e como parte do zooplâncton, ocupa uma importante posição nas cadeias alimentares aquáticas.

Para realização de testes agudos com *Daphnia magna*, dentre a normatização internacional, cita-se a existência de duas normas: a americana estabelecida pela "International Standard Organization" - ISO 6341 (ISO, 1996) e a alemã desenvolvida pelo "Deutsches Institut für Normung" - DIN 38412 (DIN, 1989). No Brasil, a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT normatizou o uso da espécie através da NBR 12.713 (ABNT, 2003a).

Fazendo uma revisão menos restritiva, encontram-se protocolos definidos por órgãos internacionais e nacionais para Cladóceros em geral. É o caso do protocolo da "Environmental Protection Agency" - EPA – que estabeleceu um método, o 1002.0 (EPA, 2002a) para *Ceriodaphnia dubia*.

No Brasil, ABNT desenvolveu a NBR 13.373 (ABNT, 2003b). Esta norma refere-se a testes com o organismo *Ceriodaphnia* spp. O teste é realizado em 7 dias, com fluxo semiestático e avalia a reprodução do organismo. O teste é desenvolvido para estabelecimento da CEO e CENO.

### **2.6.6 Legislação relacionada à toxicidade**

Ao nível nacional é escassa a existência de leis e resoluções referentes à toxicidade. Dentre as principais podem ser citadas a Resolução CONAMA 357/05 e a Lei Federal de Recursos Hídricos 9.433/97.

A Resolução CONAMA 357/05 contempla a realização de testes crônicos para a classificação dos corpos de água e para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (CONAMA, 2005). Para fins de interpretação da resolução, efeito tóxico crônico é definido como efeito deletério aos organismos vivos causado por agentes físicos ou químicos que afetam uma ou várias funções biológicas dos organismos, tais como a reprodução, o crescimento e o comportamento, em um período de exposição que pode abranger a totalidade seu ciclo de vida ou parte dele (BRASIL, 2005).

A Lei Federal de Recursos Hídricos 9.433/97, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos,

descreve em seu Art. 21: “Na fixação dos valores a serem cobrados pelo uso dos recursos hídricos devem ser observados, nos lançamentos de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, o volume lançado e seu regime de variação e as características físico-químicas, biológicas e de toxicidade do afluente” (BRASIL, 1997).

Em relação à legislação estadual, a RESOLUÇÃO CONSEMA N ° 129/2006 dispõe sobre a definição de Critérios e Padrões de Emissão para Toxicidade de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul. Em seu 9º artigo a referida resolução estabelece padrões de emissão de toxicidade para efluentes líquidos de fontes poluidoras já existentes, sendo que o efluente não deve apresentar toxicidade aguda ou crônica, expressa em fator de toxicidade, em ensaios de toxicidade para organismos teste de pelo menos três diferentes níveis tróficos. A mesma resolução também faz menção ao estabelecimento de prazos para eliminação de características genotóxicas de determinados efluentes.

### **2.6.7 Ensaios ecotoxicológicos relacionados aos efluentes hospitalares**

Em função das várias matrizes de composição, torna-se necessário uma otimização do gerenciamento e um tratamento adequado dos efluentes gerados nas instituições hospitalares. Segundo Panouillères et al. (2007), o primeiro passo deste gerenciamento otimizado envolve a caracterização profunda destes efluentes.

Um estudo, citado por Emmanuel et al. (2005), realizado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S E.P.A., 1989) detectou a presença de 400 poluentes considerados tóxicos e perigosos nas águas residuárias hospitalares.

Panouillères et al. (2007) afirmam que grande parte dos elementos tóxicos presentes neste efluentes está diretamente relacionada as atividades médicas:

- desinfetantes e antisépticos amplamente usados para melhorar a higiene e para evitar os riscos de infecções nosocomiais;
- micróbios patogênicos (muitos deles cepas multi resistentes de bactérias devido ao uso intensivo de antibióticos) obviamente presentes devido à natureza da função do hospital;
- drogas mais ou menos metabolizadas descartadas pelos pacientes;
- metais pesados tais como prata (departamento de radiologia),
- radio-elementos, injetados ou administrados oralmente a pacientes para estudos médicos nucleares e descartados na urina.

Adicionalmente a estes elementos específicos das atividades médicas, os hospitais descartam efluentes com características semelhantes aos de origem doméstica. Estes efluentes contêm em particular, detergentes amplamente empregados para fins de limpeza e, portanto, presentes em grandes quantidades nos efluentes. Eles também podem conter traços de metais pesados, tais como chumbo, zinco e cobre do escoamento da água da chuva, por vezes canalizado para a rede de esgoto hospitalar.

Conforme Emmanuel et al. (2004), os efluentes hospitalares podem ser considerados misturas complexas pelas quais os detergentes e os desinfetantes são as principais fontes de toxicidade. Dentro da mistura há três tipos de efeitos que são referenciados: aditividade, sinergismo e antagonismo.

Diante dessa complexidade, visando à otimização do gerenciamento, observa-se a necessidade de uma caracterização profunda dos efluentes hospitalares, baseada não apenas em parâmetros físico-químicos e microbiológicos, mas sim acompanhada de estudos de toxicidade. Atualmente, na literatura são encontrados diversos casos envolvendo ensaios ecotoxicológicos.

Boilot et al. (2008) realizaram ensaios com três diferentes organismos-teste para avaliar os impactos dos efluentes hospitalares sobre ecossistemas aquáticos: a inibição da luminescência da bactéria *Vibrio fischeri* (Microtox), a inibição da mobilidade da *Daphnia magna* e a inibição do crescimento populacional da alga verde unicelular *P. subcapitata*. Os ensaios foram realizados e repetidos em efluentes coletados em diferentes horários. Esse estudo demonstrou as variações toxicológicas que os efluentes sofriam em função do período do dia e em função das atividades hospitalares (mudança de turno, atividades de limpeza, finalização das atividades a noite, etc.).

Panouillères et al. (2007) avaliaram a toxicidade dos efeitos combinados do ácido peracético e de surfactantes presentes nos efluentes hospitalares utilizando ensaios ecotoxicológicos utilizando *Daphnia magna*. Segundo os autores, a maioria das interações entre estes compostos tem caráter aditivo sobre os organismos vivos.

No México, um estudo realizado em três hospitais por Navarro et al. (1997) demonstrou que dois destes hospitais apresentaram-se como muito tóxicos para bioensaios realizados com *Daphnia magna*.

Também utilizando ensaios com *Daphnia magna*, Jolibois et al. (2002) realizaram estudos avaliando a toxicidade do glutaraldeído presente nos efluentes de um hospital francês.

Emmanuel et al. (2004) avaliaram a toxicidade do hipoclorito de sódio, utilizado no processo de desinfecção das unidades hospitalares. O hipoclorito de sódio apresentou

consideráveis níveis de toxicidade aguda em relação à fotobactéria *Vibrio fischeri* e a *Daphnia magna*.

Buscando avaliar a eficiência do tratamento proposto para um efluente hospitalar combinando um tanque séptico com a reação de Fenton, Berto et al. (2009) observaram uma considerável redução da toxicidade em relação a ensaios realizados com *Scenedesmus subspicatus* e *Daphnia magna*.

### **3. METODOLOGIA**

O desenvolvimento do presente trabalho encontra-se dividido em distintas etapas que englobam a descrição do local de estudo, a descrição do processo gerador de efluentes, a realização de análises químicas, físicas, microbiológicas e ecotoxicológicas dos efluentes e o tratamento destes efluentes através da utilização de métodos eletroquímicos visando principalmente a detoxificação dos mesmos.

#### **3.1 Descrição da área de estudo**

As etapas iniciais do trabalho consistiram de visitas realizadas ao Hospital, com o intuito de obter informações gerais acerca dos distintos setores, bem como informações específicas relacionadas ao local de estudo, a lavanderia hospitalar.

#### **3.2 Fonte e coleta de dados**

Os dados empregados neste estudo são primários, coletados pelo autor deste trabalho. Constituem-se de dados de observação direta do ambiente, produzidos durante as visitas realizadas ao hospital selecionado bem como através de um questionário aplicado ao funcionário responsável pelo gerenciamento das atividades desenvolvidas na lavanderia do hospital em questão.

A caracterização da lavanderia hospitalar envolveu o levantamento do perfil das atividades desenvolvidas; consumo de água e dos principais insumos associados ao processo de lavagem de roupas; quantidade média de roupa lavada diariamente; composição da equipe de funcionários da lavanderia, além do período e da jornada diária de trabalho.

#### **3.3 Coleta das Amostras**

As amostras utilizadas neste estudo foram coletadas diretamente na área de saída do efluente de uma das máquinas de lavar (modelo da marca INEQUIL), cujo funcionamento ainda é manual, antes do seu descarte na fossa séptica da unidade hospitalar conforme ilustra a Figura 12.

A classificação das roupas no processo de lavagem foi efetuada através da classificação atribuída no próprio hospital, considerando-se o grau de contaminação entre pesado e leve. Ademais, foram obtidas informações sobre os dias da semana que geravam a maior quantidade de roupas com alto grau de sujeira e de contaminação.



**Figura 12:** Local de coleta das amostras na máquina manual Fonte: Autor

Dessa forma, visando à obtenção dos efluentes mais críticos descartados pelo processo de lavagem, foram realizadas coletas de amostras com grau de contaminação pesada, sempre as quintas e sextas-feiras.

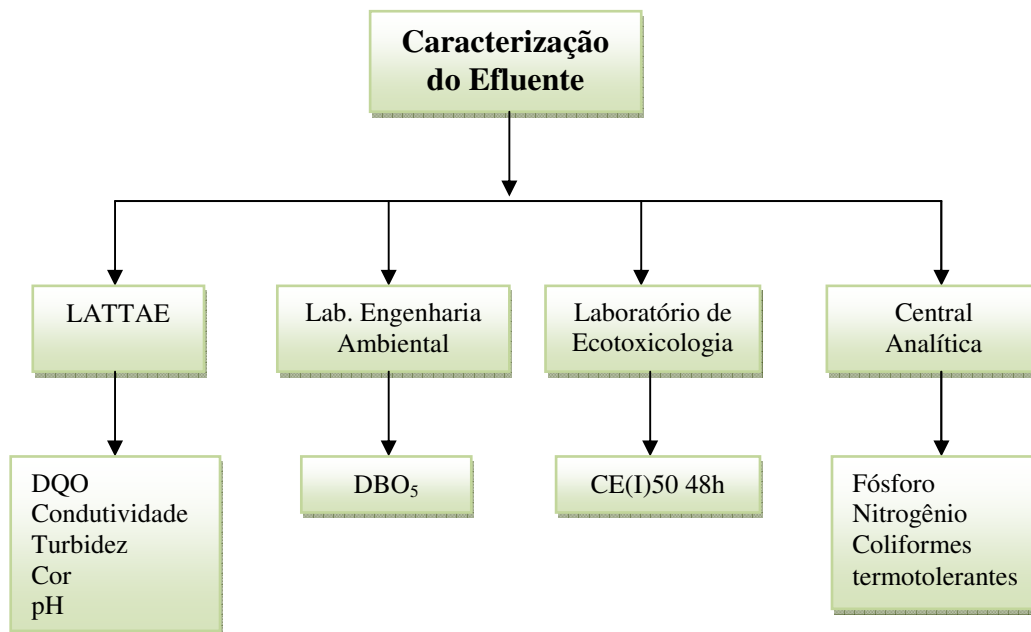
As amostras foram coletadas no local apropriado sob normas de higiene e segurança, de acordo com o APHA/AWWA (2005), acondicionadas e preservadas adequadamente e, após, transferidas para os laboratórios da Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC.

### **3.4 Metodologia Analítica**

#### **3.4.1 Caracterização do Efluente**

Após a coleta das amostras, iniciou-se a etapa de caracterização do efluente. As análises das amostras foram realizadas no Laboratório de Tecnologia e Tratamento de Águas e Efluentes (LATTAE), no Laboratório do Curso de Engenharia Ambiental, no Laboratório de Ecotoxicologia e na Central Analítica da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC). A

Figura 13 apresenta o fluxograma das atividades desenvolvidas durante a metodologia analítica. Já a Tabela 5 fornece um resumo dos métodos analíticos empregados.



**Figura 13:** Fluxograma da metodologia analítica empregada na caracterização do efluente.

**Tabela 5:** Métodos analíticos utilizados na caracterização dos efluentes da lavanderia.

<b>Tipos de Análise</b>	<b>Método</b>	<b>Princípios</b>
DQO	Refluxo Fechado	Espectrofotométrico
DBO <sub>5</sub>	Sensor Manométrico	Diferença de pressão do diafragma localizado na tampa dos frascos.
Turbidez	Método Ótico	Turbidimetria
Fósforo Total	Método Espectrofotométrico	Conversão total em fosfato
NTK	Kjedhal	Destilação/Absorção com H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub> e Titulação
pH	Eletroquímico	Potenciométrico
Cor Absorciométrica (λ600 nm)	Absorciometria	Espectrofotometria
Condutividade	Condutimetria	Eletroquímico
Coliformes Termotolerantes	Tubos Múltiplos	Princípio de Diluição para Extinção/Equação de Thompson

### 3.4.1.1 Ensaio de Toxicidade Aguda com o organismo *Daphnia magna*

Para a realização dos ensaios de toxicidade aguda foram utilizados os organismos-teste *Daphnia magna*, que são cultivados no Laboratório de Ecotoxicologia da UNISC. Os procedimentos metodológicos da rotina de ecotoxicologia utilizados no mesmo seguem as normas da ABNT 12713 (2004) para *Daphnia magna*.

Os organismos-teste foram cultivados em água reconstituída, composta por água destilada e desionizada e nutrientes (meio M4), com pH variando de 7,0 a 8,0 (ABNT 12713, 2004) conforme ilustra a Figura 14. A água reconstituída, depois de preparada, foi aerada para solubilização total dos sais, saturação do oxigênio dissolvido e estabilização do pH durante pelo menos 12 horas antes da sua utilização.



**Figura 14:** Lote de cultivo composto de copo de Becker de 2 L com meio M4 contendo de 25 a 30 indivíduos.  
Fonte: Autor

Cada lote comportou de 25 a 30 indivíduos, exclusivamente fêmeas, pois elas são geneticamente idênticas. As culturas foram mantidas em ambiente com temperatura controlada a  $20 \pm 2^\circ\text{C}$  e em fotoperíodo de 16 horas. Estas condições foram obtidas através da utilização de uma incubadora de DBO modificada (Figura 15).

Diariamente retiraram-se as mudas e os filhotes, e duas vezes por semana foi realizada a manutenção dos lotes, ou seja, a troca do meio de cultura. A cada mês, a sensibilidade do



organismo teste foi avaliada através de um ensaio com a substância de referência dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ).



**Figura 15:** Incubadora modificada de DBO utilizado no cultivo de dáfneas. Fonte: Autor

Como alimento utilizou-se a alga verde *Scenedesmus subspicatus*, fornecendo a quantidade de aproximadamente  $106 \text{ células ml}^{-1}$  por organismo adulto, diariamente, ou com intervalo de, no máximo, dois dias consecutivos.

Para o cultivo da alga, manteve-se uma cultura-estoque que serviu como inóculo. Ela foi mantida de  $4^{\circ}\text{C}$  a  $10^{\circ}\text{C}$ , em meio líquido, por no máximo um mês, para obtenção de células viáveis para semeadura.

Utilizou-se o meio de cultura algácea CHU, cujas soluções para preparo foram estocadas de  $4^{\circ}\text{C}$  a  $10^{\circ}\text{C}$ , por no máximo seis meses. Após o preparo do meio de cultura procedeu-se a agitação por 30 min e esterilização em autoclave por 15 min a  $121^{\circ}\text{C}$ .

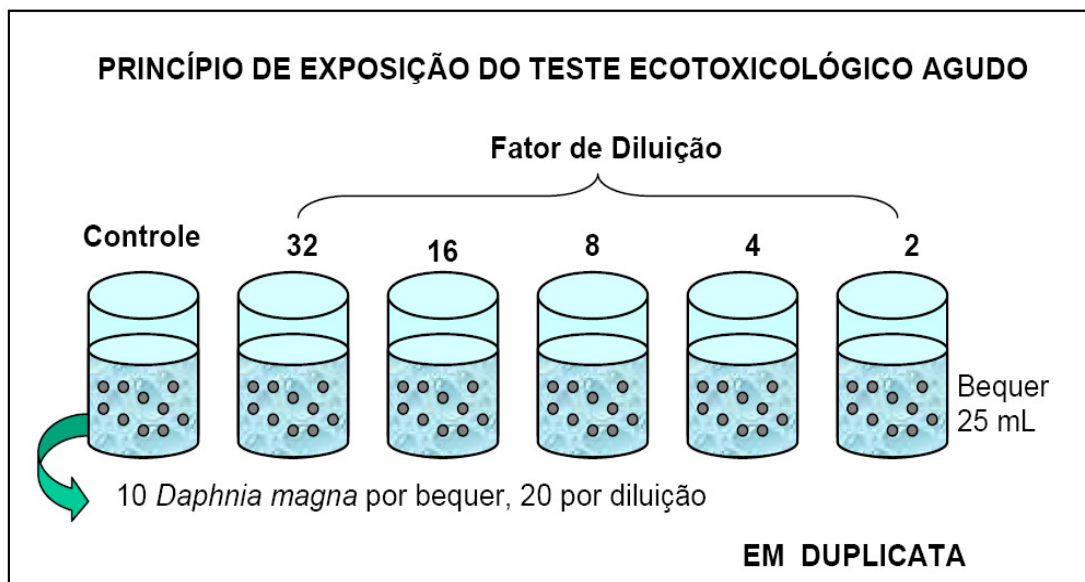
A inoculação das algas foi realizada em meio asséptico de modo que se obtivesse aproximadamente  $107 \text{ células ml}^{-1}$  em um período de aproximadamente sete dias. As culturas foram mantidas de  $20^{\circ}\text{C}$  a  $30^{\circ}\text{C}$ , sob iluminação constante e aeração.

Após atingir o crescimento adequado, as culturas foram centrifugadas para retirar o excesso do meio de cultura algáceo. O sobrenadante foi descartado e a alga ressuspensa com a água processada (destilada e deionizada). Este procedimento evita a introdução de nutrientes presentes no meio de cultura algáceo, que podem ser tóxicos aos organismos-teste

As amostras coletadas foram testadas baseando-se na exposição de neonatos de *Daphnia magna*, de 2 a 26 horas de idade, em diluições da amostra, por um período de 48 horas.

A partir de cada amostra são preparadas cinco diluições contendo meio de teste e amostra, e um controle contendo apenas meio de teste, sendo as diluições realizadas com precisão volumétrica utilizando-se progressão geométrica de razão  $\frac{1}{2}$ . Exemplificando, um teste pode constituir-se das seguintes diluições: 100%, 50%, 25%, 12,5% e 6,25% da amostra, além do controle.

Cada diluição foi colocada em 2 béqueres de 50 mL, com aproximadamente 25 mL de solução-teste em cada. Foram testados 20 organismos por diluição, sendo expostos 10 em cada béquer (figura 16) No controle foi utilizado o meio de teste, sendo aceito, no máximo, 10% de imobilidade (uma morte em cada copo de Becker)



**Figura 16:** Esquema do teste de toxicidade aguda. Fonte: BRENTANO, (2006).

Os organismos-teste foram acrescentados aos copos de Becker (Figura17), fazendo-se a distribuição sempre da menor para a maior concentração do agente tóxico, iniciando pelo controle. Os frascos foram cobertos com filme PVC e levados para incubadora de teste.

Durante o teste, os organismos não são alimentados nem ficam expostos à luz. Após o tempo de prova se estabelece um número de indivíduos imóveis por concentração. O

resultado do teste aponta a menor quantidade de diluição que causa efeito agudo sobre os organismos

A CE50 representa a concentração nominal da amostra, no início do ensaio, que causa efeito agudo (imobilidade) a 50% dos organismos durante o tempo de exposição. Após a exposição de 48h os cálculos para se obter a porcentagem de mortalidade por concentração (CE50), foram realizados a partir dos dados de imobilidade dos organismos testados em cada concentração. Para isto foram utilizados os métodos estatísticos Trimmed Spearman-Kärber Method para dados não paramétricos.



**Figura 17:** Realização de teste de toxicidade com *Daphnia magna* no laboratório de Ecotoxicologia da UNISC.  
Fonte: Autor

A partir dos resultados das determinações da CE(I)50 48h, utilizou-se uma escala de toxicidade relativa tendo como critério de classificação os percentis 25°, 50° (mediana) e 75°, conforme mostra a Tabela 6. No processamento da informação, empregou-se a estatística descritiva para a tabulação dos dados e sua ilustração gráfica, como por exemplo, gráfico de barras (histogramas) para a visualização e interpretação da distribuição percentual dos resultados dos testes de toxicidade. Após a obtenção dos valores de CE(I)50 48h de todas as coletas, foi calculada a porcentagem de redução da toxicidade através da equação proposta por Isidori et al. (2003):

$$\% \text{ Redução} = 1 - \left[ \frac{\text{CE(I)50bruto}}{\text{CE(I)50tratado}} \right] \times 100$$

**Tabela 6:** Escala de toxicidade relativa para CE(I)50 48h (%) com *Daphnia magna*. Fonte: Lobo et al., (2006).

Percentil	CE(I)50 48h	Toxicidade
25%	<25%	Extremamente Tóxica
50%	25-50%	Altamente Tóxica
75%	50-75%	Moderadamente Tóxica
	>75%	Pouco Tóxica

### 3.5 Ensaios de tratamento

Os ensaios de tratamento empregados na presente pesquisa envolveram três métodos, com os seguintes processos: eletroflotação (EF), eletroflotação combinada com o processo de ozonização (EF/O<sub>3</sub>) e eletroflotação seguida do processo de ozonização (EF+O<sub>3</sub>).

Foram selecionadas as duas frações mais críticas dos efluentes, as quais corresponderam às etapas denominadas de “enxágüe das compressas” e “lavagem”. Todos os ensaios foram realizados com amostras resultantes destas etapas do processo de lavagem de roupas hospitalares. Todos os ensaios envolvendo os métodos acima descritos foram realizados em triplicata (exceto EF+O<sub>3</sub> ‘Enxágüe das Compressas’, realizado em duplicata).

#### 3.5.1 Construção e configuração do reator eletroquímico

O reator empregado neste estudo foi construído no Laboratório de Tecnologia de Tratamento de Águas e Efluentes (LATTAE), de acordo com as necessidades encontradas para realização dos ensaios visando o tratamento do efluente hospitalar.

Trata-se de um reator eletroquímico bipolar do tipo coluna, com capacidade para 10L, em acrílico, dotado de difusor de ar com pedras porosas, quatro eletrodos de SAE 1045 conectados em série, de amostrador e saída de gás. (Figura 18).

O cátodo do reator foi conectado ao multímetro, enquanto que o ânodo foi conectado a uma fonte de alimentação externa.

O processo de ozonização ocorreu com o auxílio de um gerador de ozônio por descarga elétrica, com capacidade de geração de até 2.000 mg O<sub>3</sub> h<sup>-1</sup> (RADAST 2C) alimentado com corrente de ar previamente seco com *trap's* de CaCl<sub>2</sub> e SiO<sub>2</sub> gel.

### 3.5.2 Ensaios de EF

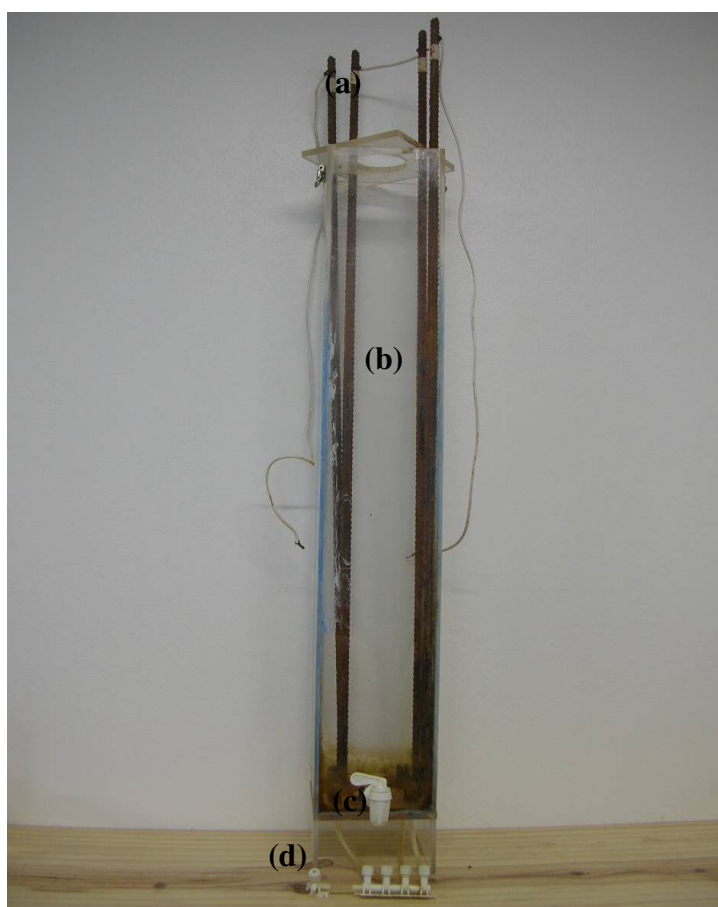
Os ensaios de eletroflotação foram realizados com o pH '*in natura*', ou, seja, sem alterações. O pH da etapa denominada de “enxágüe das compressas” variou de 6,5 – 7. Enquanto isso, o pH etapa chamada de lavagem mantinha-se em torno de 10.

Cada ensaio de tratamento teve a duração de 60 minutos, sendo realizada retirada de alíquotas do reator visando avaliar a eficiência do processo a cada 30 minutos.

Simultaneamente a realização do processo também ocorria a insuflação de ar através das pedras porosas localizadas na base do reator, objetivando a homogeneização da amostra.

A eletroflotação é um processo no qual um dos requisitos básicos para o seu bom funcionamento é uma elevada condutividade elétrica do efluente. A partir de dados obtidos com a caracterização verificou-se que os efluentes gerados na lavanderia hospitalar em questão possuíam uma baixa condutividade elétrica.

Portanto, com o intuito de melhorar a condutividade elétrica dos efluentes e, conseqüentemente, o desempenho do processo, foram realizados ensaios nos quais ocorreu a adição de  $1000\text{mg L}^{-1}$  de NaCl ao efluente.

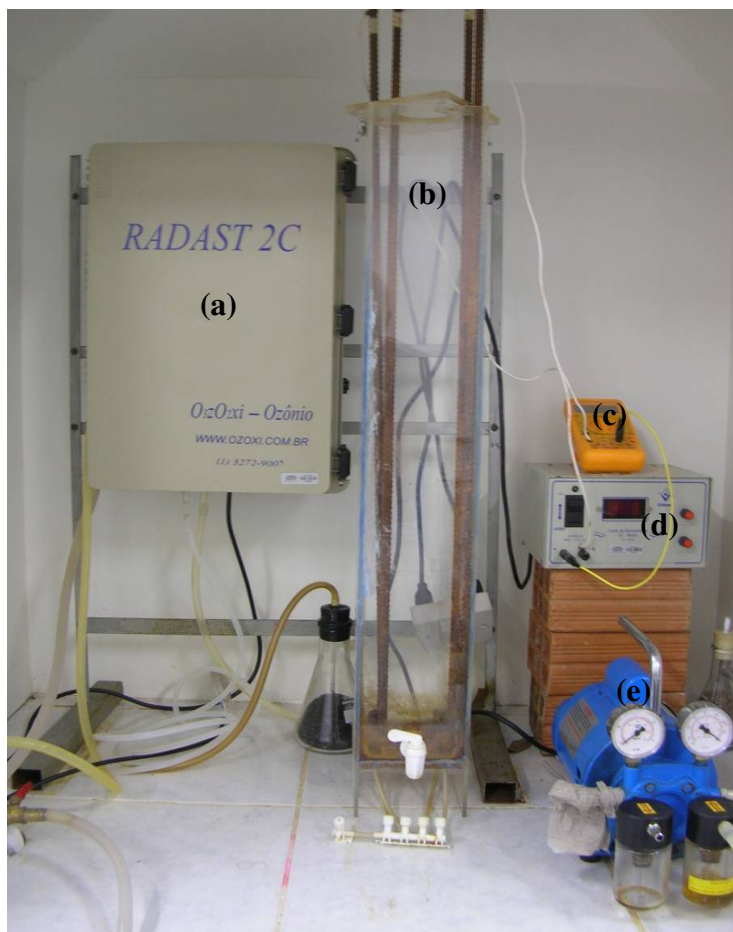


**Figura 18:** Reator tipo coluna empregado nos ensaios de tratamento. (a) eletrodos de SAE 1045;(b) reator em acrílico; (c) amostrador; (d) saída de gás. Fonte: Autor.

### 3.5.3 Ensaio de EF/O<sub>3</sub>

A combinação destes dois métodos teve a realização de ensaios com o pH ‘in natura’ (etapa da “lavagem”  $\pm 10,0$ ), e em outros ocorreram alterações do pH destes efluentes para condições ácidas (“enxágüe das compressas,  $\pm 3,5$ ”). A acidez desses efluentes foi obtida a partir da adição de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (10%).

A duração dos ensaios foi de 60 minutos sendo realizada a retirada de alíquotas a 0’, 30’ e 60’. Assim como nos ensaios utilizando apenas EF, também ocorreu a insuflação de ar. Novamente com o intuito de melhorar a condutividade dos efluentes, foram realizados ensaios nos quais ocorreu a adição de 1000mg L<sup>-1</sup> NaCl ao efluente. O sistema EF/O<sub>3</sub> pode ser visualizado na figura 19.



**Figura 19:** Configuração do processo de EF/O<sub>3</sub> (a) ozonizador; (b) reator eletroquímico; (c) multímetro; (d) fonte de alimentação; (e) bomba peristáltica. Fonte: Autor

### 3.5.4 Ensaio de EF + O<sub>3</sub>

Após a realização dos processos de EF e EF/O<sub>3</sub>, ocorreram ensaios de tratamento de EF + O<sub>3</sub>. Cada ensaio teve a duração de 2 horas. Na 1ª hora o reator trabalhou apenas com o

processo de EF. Em seguida o sistema de EF foi desligado e iniciou-se o processo de O<sub>3</sub> também com a duração de 1 hora.

Assim como nos ensaios apenas com EF e EF/O<sub>3</sub>, também ocorreu a insuflação de ar. Novamente com o intuito de melhorar a condutividade dos efluentes foram realizados ensaios nos quais ocorria a adição de 1g L<sup>-1</sup> sal ao efluente. A tabela 7 apresenta um resumo dos parâmetros operacionais definidos para aplicação dos métodos nos itens de 3.52 a 3.54.

**Tabela 7:** Parâmetros operacionais utilizados nos ensaios de tratamento.

<b>Parâmetros</b>	<b>EF</b>	<b>EF/O<sub>3</sub></b>	<b>EF + O<sub>3</sub></b>
Eletrodos	Fe	Fe	Fe
Distância entre os Eletrodos	1cm	1cm	1cm
Dosagem de Ozônio	2.000 mg h <sup>-1</sup>	2.000 mg h <sup>-1</sup>	2.000 mg h <sup>-1</sup>
Duração do Processo	1h	1h	2h
Tempo de Ozonização	0	1h	1h
pH	7,0 e 10,0	3,5	3,5
Potência Consumida	0,25 a 1,5 kWh <sup>-1</sup> m <sup>-3</sup>	0,25 a 1,5 kWh <sup>-1</sup> m <sup>-3</sup>	0,25 a 1,5 kWh <sup>-1</sup> m <sup>-3</sup>
Adição de NaCl	1000 mg L <sup>-1</sup>	1000 mg L <sup>-1</sup>	1000 mg L <sup>-1</sup>



## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Caracterização da área de estudo

O presente trabalho foi realizado em um hospital localizado em um município Vale do Rio Pardo, RS, Brasil. O referido hospital possui 180 leitos destinados ao atendimento de pacientes, sendo que a equipe de trabalho é composta de 488 funcionários divididos em quatro turnos de trabalho. A unidade hospitalar em estudo apresenta, também, uma média de 10.700 internações anuais, com mais de 32 mil atendimentos ambulatoriais, 6.700 cirurgias 1.500 partos e serve aproximadamente 295.000 refeições por ano.

Estima-se que a lavanderia do hospital em questão tenha aproximadamente 60 anos. Atualmente há treze empregados atuando nesta área. O trabalho na área contaminada é realizado na forma de rodízio, sendo que sete funcionários se revezam na execução das tarefas e ocorrem escalas semanais para a definição da função (Figura 20). O horário de funcionamento da lavanderia é das 6h às 17h e o processo de lavagem inicia por volta 6h e 30min.



**Figura 20:** Vista interna da lavanderia hospitalar. Fonte: Autor

No levantamento realizado na lavanderia do hospital verificou-se a obediência quanto aos aspectos relevantes nos cuidados da segregação, acondicionamento, coleta, transporte, método de lavagem e desinfecção, e disposição final da roupa. Seguem-se também cuidados



especiais no momento da coleta nos setores, pois as roupas de maior e menor sujidade são separadas em carros distintos.

Observou-se também a adoção de importantes medidas de controle de infecção hospitalar, como a instalação de uma barreira de contaminação separando a área suja da área limpa, máquinas de lavar com duas portas de acesso, uma para cada área, instaladas na parede que separa essas áreas e, ainda, sanitários de uso exclusivo para os funcionários lotados em cada área distinta. A comunicação entre as duas áreas ocorre por meio de visores de vidro e telefone, de maneira a evitar o fluxo desnecessário de funcionários e a conseqüente contaminação da área limpa.

#### **4.2 Atividades desenvolvidas na lavanderia.**

O serviço de processamento de roupas destina-se a executar a separação, a lavagem, a centrifugação, o acabamento (secagem e passagem), o reparo, o armazenamento e a distribuição da rouparia, com o objetivo de proporcionar condições seguras e higiênicas às roupas usadas pelos pacientes e funcionários. Este processamento ocorre na unidade específica denominada lavanderia hospitalar, que se divide em duas áreas: suja e limpa.

O início do processo ocorre com o recolhimento das roupas nos diversos setores do hospital. A coleta é realizada em horário pré-estabelecido, sob responsabilidade do funcionário indicado na escala específica.

Ao chegar com a roupa suja, o funcionário encarregado realiza a pesagem da mesma e faz as devidas anotações na planilha, indicando quantos quilos de roupa serão lavados por setor.

Encerrada a pesagem a funcionária indicada na escala, inicia na área contaminada, o processo de separação das roupas de acordo com o seu grau de sujidade aparente. As roupas são classificadas em dois tipos, de acordo com o seu grau de contaminação: pesada e leve. A pesada é aquela geralmente oriunda das áreas críticas, como o bloco cirúrgico, centro obstétrico e internações, ou seja, locais onde as roupas podem apresentar uma maior contaminação com sangues e secreções. A roupa leve constitui-se de lençóis, cobertores, toalhas, guarda-pós, aventais e demais roupas que foram apenas usadas, mas não apresentam sujidade aparente.

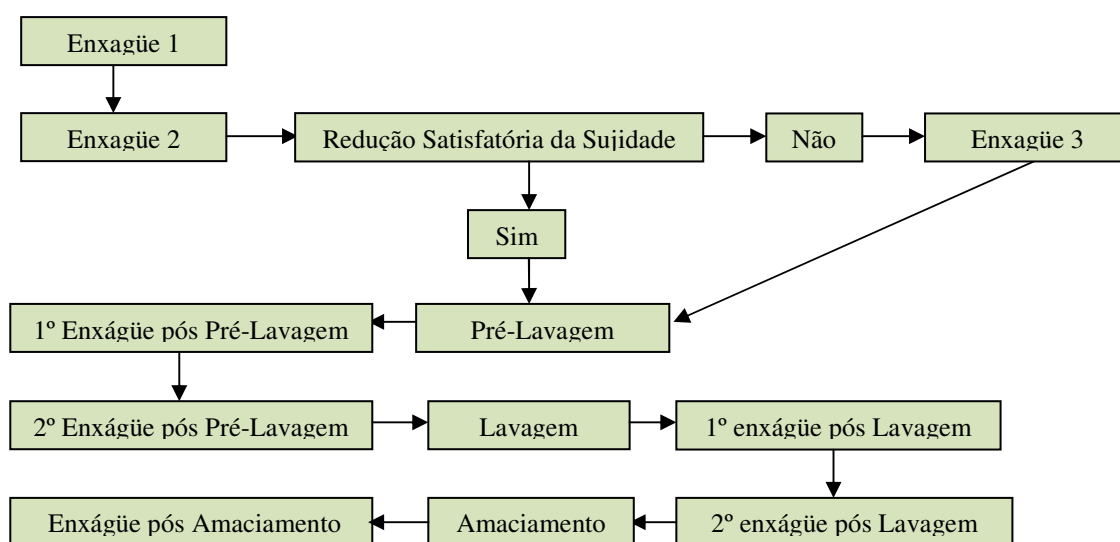
Após a separação das roupas inicia o processo de lavagem em três lavadoras. A máquina Inequil, convencional, que possui uma capacidade de 100kg, a lavadora extratora Baumer, com capacidade para 50 kg, e lavadora extratora Suzuki, também com capacidade de 100 kg.

Uma vez realizada a lavagem, as roupas passam por um processo de centrifugação. Após a centrifugação, as roupas como lençóis e fronhas passam pelo processo de separação e são encaminhadas para a calandra, onde são passadas e secas na mesma etapa. Toalhas e compressas, por exemplo, vão para secadora, e em seguida para a mesa onde são dobradas e encaminhadas para a rouparia. Na rouparia as roupas são estocadas e distribuídas conforme a necessidade dos diversos setores do hospital.

Pertinente a todas as descrições anteriores, estão os impactos ambientais decorrentes do uso intensivo de água, de insumos químicos para o processo de lavagem e da sujidade patogênica das roupas. O principal potencial de impacto ambiental está associado aos recursos hídricos.

#### 4.3 Consumo de água, insumos químicos e geração de efluentes

A lavagem das roupas nas máquinas é realizada em diferentes etapas. O fluxograma do processo pode ser observado na Figura 21.



**Figura 21:** Fluxograma das etapas do processo de lavagem de roupas hospitalares

O processo de lavagem destas roupas se divide em diferentes etapas. Primeiramente são realizados dois enxágües. Se, após esses dois enxágües, a redução da sujidade da roupa

não for satisfatória, é realizado um terceiro enxágüe. Em seguida ocorre a etapa da pré-lavagem. Nesta etapa ocorre a adição de produtos químicos (detergente umectante concentrado e um detergente para lavagem e pré-lavagem de roupas de algodão e poliéster/algodão).

Após a etapa da pré-lavagem, são realizados novamente dois enxágües. A etapa subsequente é denominada de lavagem. Nela também ocorre a adição de produtos químicos (detergente umectante concentrado e um detergente para lavagem e pré-lavagem de roupas de algodão e poliéster/algodão alvejante a base de peróxido de hidrogênio estabilizado). Novamente, após esta etapa tem-se a realização de dois enxágües. O amaciamento é a etapa que ocorre a seguir.

Assim como nas etapas da pré-lavagem e da lavagem, durante o amaciamento também ocorre o uso de produtos químicos (neutralizador de resíduos alcalinos e alvejantes químicos e um amaciante de roupas universal). Por fim, após o amaciamento ocorre um enxágüe encerrando o processo. Cada ciclo de lavagem tem a duração aproximada de 120 minutos.

Todas as etapas do processo de lavagem de roupas adotadas no hospital estudado apresentam-se em conformidade com os procedimentos abordados Manual da ANVISA (2007).

Uma questão que merece destaque refere-se à quantidade de água gasta na lavanderia. Considera-se interessante e sugere-se a otimização do gerenciamento nesta área do hospital.

Durante as observações realizadas pôde ser constatado que o volume de água gasto, principalmente durante o processo de lavagem, é muito elevado. Enquanto que o Manual do Ministério da Saúde (1986) estima que sejam necessários de 35 a 40 litros de água para cada quilo de roupa seca nas máquinas de lavar, a presente lavanderia consome entre 50 e 55 litros para realização deste processo, ou seja, aproximadamente 6.080 litros deste recurso natural em cada ciclo de lavagem.

São gastos aproximadamente 50m<sup>3</sup> de água diariamente para a lavagem de aproximadamente 970 kg de roupa. Toda a água utilizada provém de um poço artesiano e de uma fonte localizados próximo à lavanderia. A Tabela 8 fornece dados relativos ao consumo de água e insumos químicos durante a lavagem de roupas hospitalares.

**Tabela 8:** Quantidade de Água e Insumos Consumidos em Cada Ciclo de Lavagem

Insumo	Volume (L)
Água	6.080
Detergentes	1,44
Alvejante	0,54
Amaciante	0,45
Neutralizador	0,18
TOTAL	6.082,61

Quanto ao consumo de insumos químicos, de acordo com cálculos realizados com base em dados fornecidos pela administradora da lavanderia, estima-se que sejam gastos aproximadamente 2.6 L ao término de cada ciclo.

Mais detalhadamente, como princípio ativo dos insumos químicos citados anteriormente encontram-se: detergente (nonilfenol etoxilado); neutralizador ( $\text{NaHSO}_3$ ); amaciante (sal quaternário de amônio) e alvejante ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ). Segundo Fijan (2007), o ácido peracético também pode ser utilizado como alvejante e desinfetante. Os produtos clorados ( $\text{ClO}_2$ ,  $\text{NaClO}$ , Cloro líquido) também constituem opções de produtos bastante utilizados na desinfecção de hospitais, porém apresentam o inconveniente de poder formar sub-produtos extremamente tóxicos. (LIU et al (2010); EMMANUEL et al. (2004).

Nalecz-Jawecki et al. (2003) avaliaram a toxicidade de compostos quaternários de amônia utilizando bioensaios com diferentes níveis tróficos: uma bactéria *Vibrio fischeri*, dois protozoários ciliados *Spirostomum ambiguum* e *Tetrahymena thermophila*, e um crustáceo *Artemia franciscana*. Todos os ensaios realizados apresentaram uma alta toxicidade. Da mesma forma Boillot et al. (2008) verificaram efeitos aditivos da toxicidade do glutaraldeído e de três surfactantes amplamente utilizados em hospitais em dáfias. Todos estes dados configuram a toxicidade em potencial dos efluentes da lavanderia hospitalar.

#### 4.4 Caracterização analítica dos efluentes.

Conforme descrito anteriormente, o processo de lavagem de roupas é dividido em diferentes etapas. Visando a identificação das frações mais críticas, cada uma dessas etapas recebeu uma caracterização analítica. Os dados obtidos são apresentados na Tabela 9.

**Tabela 9:** Caracterização analítica das frações do efluente da lavanderia hospital

Parâmetro	Enxágüe Composto*	Pré-Lavagem*	Lavagem*	Amaciamento*	Amostra Composta*	1º Enxágüe Compressas*	CONSEMA 128/2006
DQO (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	293,95 S = 113,81 C.V.= 0,39	426,85 S = 52 C.V.=0,12	555,58 S = 122,34 C.V.=0,22	153,85 S = 70,08 C.V. =0,46	288,46 S = 104,66 C.V. =0,36	838,86 S = 93,37 C.V. =0,11	360
DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	70 S = 27,22 C.V. =0,39	36,33 S = 25,9 C.V.=0,71	15,67 S = 2,87 C.V.=0,18	13,33 S = 2,05 C.V =0,15	23,33 S = 17,21 C.V. =0,74	440,67 S = 56,1 C.V. =0,13	150
Condutivid. (µS/cm)	213,3	1320	368,8	378,26	412,03	363,76	-
pH	7	10	9,5	6,5	9	7	6 – 9
Turbidez (NTU)	59,56	117,8	73,55	73,06	43	213,94	-
F Total ( mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	0,47	0,56	0,19	0,48	1,5	1,95	4
NTK (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	12,1	9,23	3,13	1,1	6,6	67,6	20
Coliformes Termotoler. NMP/100 ml	68.333	<180	<180	<180	15.500	2,97 x 10 <sup>6</sup>	10 <sup>5</sup>
Ecotoxic. CE 50 (I) 48h (%)	100	41 S = 26,11 C.V. =0,64	14,2 S = 10,57 C.V. =0,74	65,49 S = 13,66 C.V. =0,21	81,49 S = 16,42 C.V. =0,20	28,8 S = 8,58 C.V. =0,3	-
Temperatura °C	20,5	42	83	29	28	21	≤ 40

\*  $\bar{x}$  = 3; S = Desvio Padrão; C.V. = Coeficiente de Variação

#### 4.5 Ensaios de tratamento.

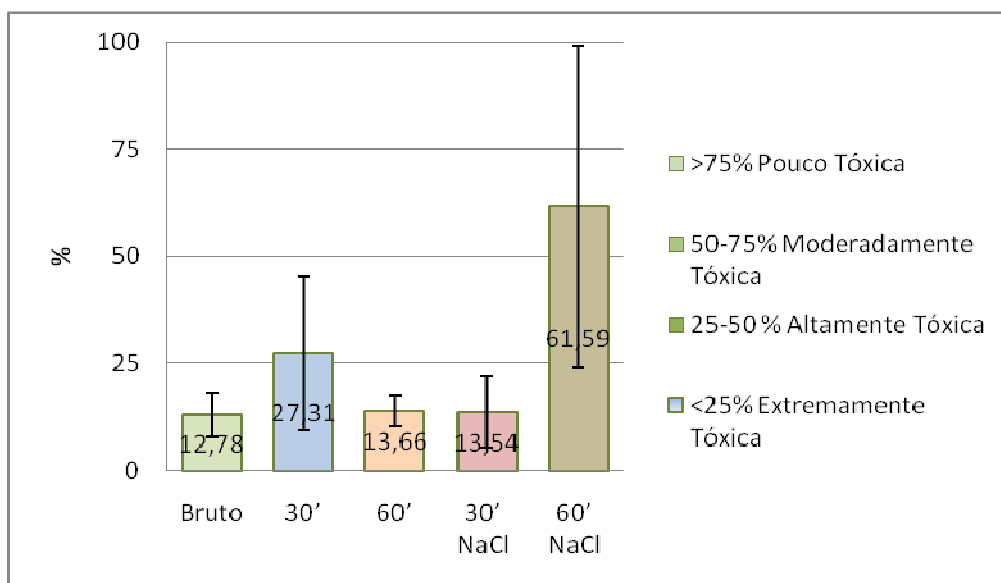
Com base nos dados obtidos a partir da caracterização analítica do efluente, constatou-se a presença de duas frações mais problemáticas. A etapa da “lavagem” apresentou alto grau de toxicidade, podendo ser classificada, segundo a tabela desenvolvida por Lobo et al. (2006) como extremamente tóxica (14,2%). Além disso, o efluente oriundo desta etapa também apresentou uma grande refratariedade (relação DQO/DBO<sub>5</sub> = 35,45). Segundo Jardim e Canela (2004), os efluentes com uma relação DQO/DBO<sub>5</sub> > 5 apresentam características refratárias. O efluente gerado na etapa denominada “enxágüe inicial das compressas” mostrou-se biodegradável (relação DQO/DBO<sub>5</sub> = 1,9). De acordo com Jardim e Canela

(2004) para um dado efluente, se a relação DQO/DBO<sub>5</sub> <2,5 o mesmo é facilmente biodegradável. Porém, este mesmo efluente pode ser classificado, de acordo com a tabela desenvolvida por Lobo et al. (2006) como altamente tóxico (28,8%). Além disso, o mesmo também apresentou uma elevada presença de coliformes termotolerantes (2,97 x 10<sup>6</sup>).

Portanto, todos os ensaios realizados neste estudo foram realizados utilizando-se estas duas frações.

#### 4.5.1 EF “Enxágüe das Compressas”

Com relação à toxicidade, os melhores resultados foram obtidos através de ensaios realizados durante 60 minutos nos quais ocorria a adição de 1000mg L<sup>-1</sup> de NaCl. Conforme a tabela desenvolvida por Lobo (2006) e adotada como referência no presente estudo para avaliar o grau de toxicidade, observou-se que efluente passou da condição de extremamente tóxico (12,58%) para moderadamente tóxico (61,59%). As demais médias de CE 50 48h (%) obtidas através de ensaios realizados em triplicata do processo de EF podem ser observadas na Figura 22.



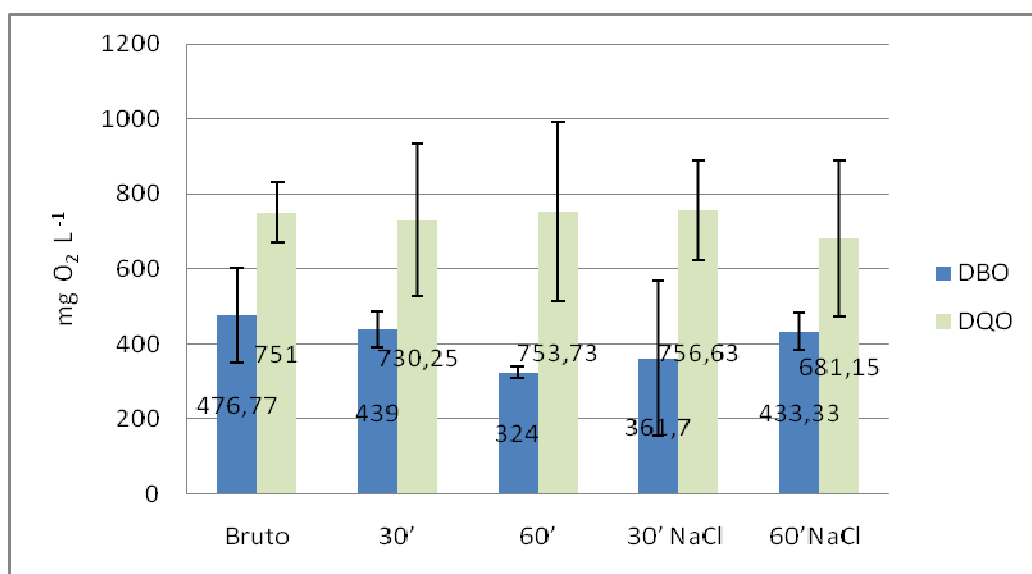
┃ - Desvio Padrão C.V.: **Bruto** - 0,4; **30'** - 0,66; **60'** - 0,27; **30' NaCl** - 0,6 **60' NaCl** - 0,61

**Figura 22:** Histograma das médias da CE (I) 50 48h (%) obtidas a partir de ensaios de EF

Analisando a figura acima constata-se que a amostra de 30' também apresentou melhoras, passando de extremamente tóxico para altamente tóxico (27,31%). Os ensaios de 60' e 30' NaCl não foram efetivos na redução da toxicidade. Com relação à equação proposta

por Isidori et al. (2003), as reduções de toxicidade em relação ao efluente bruto, para as amostras 30', 60' 30'NaCl e 60' NaCl foram, respectivamente de: 53%, 6%, 6% e 79%.

A redução dos parâmetros de carga (DBO<sub>5</sub> e DQO) mostrou-se mais efetiva com relação à DBO<sub>5</sub>, sendo que as melhores remoções foram obtidas a partir de ensaios realizados durante 60 minutos sem a adição de sal. Quando comparado ao efluente bruto (476,66 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>) estes ensaios obtiveram uma redução média de 32% (P = 0,3139, considerado não significativo), conforme ilustrado na Figura 23.



┘ - Desvio Padrão C.V. DBO<sub>5</sub>: **Bruto** - 1,27; **30'** - 0,11; **60'** - 0,05; **30' NaCl** - 0,57 **60' NaCl** - 0,11  
C.V. DQO: **Bruto** - 0,11; **30'** - 0,27; **60'** - 0,31; **30' NaCl** - 0,17 **60' NaCl** - 0,33

**Figura 23:** Histograma das médias de DBO<sub>5</sub> e DQO obtidas através dos ensaios de EF

Com relação à DQO, os melhores resultados foram obtidos nas amostras de 60' NaCl.

Analisando-se os dados da Tabela 10, verifica-se um aumento da turbidez do efluente. Em relação às amostras brutas, os aumentos de 30', 60', 30'NaCl' e 60'NaCl são, respectivamente de: 318%, 325%, 375% e 362%. Os aumentos observados na cor dos efluentes também puderam ser observados. Atribui-se estas mudanças na turbidez e na cor dos efluentes tratados por EF principalmente a formação de íons férricos durante o processo. Machado et al. (2007) também observaram aumentos na turbidez e na cor em ensaios de EF realizados com efluentes do tingimento têxtil. Tais aumentos também foram relacionados à geração de íons férricos em excesso, formando uma suspensão coloidal.

Conforme descrito por Crespilho e Rezende (2004) o processo de EF tende a elevar o pH do efluente quando este se encontra ácido. A eletroflotação possui a característica de aumentar o valor do pH do efluente tratado. Esse fato decorre do princípio de que a eletroflotação produz íons OH<sup>-</sup>. Com o decorrer da eletrólise, segundo Angelis et al. (1997), haverá aumento dos valores de pH devido à diminuição da concentração de íons H<sup>+</sup>(aq) e a

formação de íons  $\text{OH}^-(\text{aq})$ . Conforme a Tabela 10, em todos os ensaios houve aumentos de pH, sendo que os mesmos foram um pouco superiores nas amostras onde ocorreram a adição de NaCl. Segundo Russel (1994), com o uso de cloreto de sódio, o sistema também tende a um aumento de pH para valores alcalinos devido ao aumento dos íons hidroxila na solução.

**Tabela 10:** Valores médios de Parâmetros Complementares do Processo de EF

<b>Parâmetros</b>	<b>Bruto</b>	<b>30'</b>	<b>60'</b>	<b>30' NaCl</b>	<b>60' NaCl</b>
Turbidez (NTU)	202,21	635,45	658,61	757,7	732,93
Condutiv. ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	285	260	296	1466	1447
Cor ( $\lambda 600\text{nm}$ )	0,309	0,685	0,736	0,409	0,973
pH	6,72	7,01	7,07	7,14	7,18

Como já mencionado anteriormente, o êxito do processo de EF depende de uma condutividade elevada do efluente. Silva et al. (2000) realizaram estudos para avaliar o efeito da condutividade na remoção da carga orgânica de efluentes oriundos de uma indústria de laticínios. Nestes ensaios a condutividade do efluente foi induzida através da adição de diferentes quantidades de NaCl. Os resultados revelaram que a condutividade melhorou a eficiência da remoção de DQO até a faixa de aproximadamente 2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Acima deste valor formou-se um platô, onde não foram observadas grandes melhorias na redução de DQO.

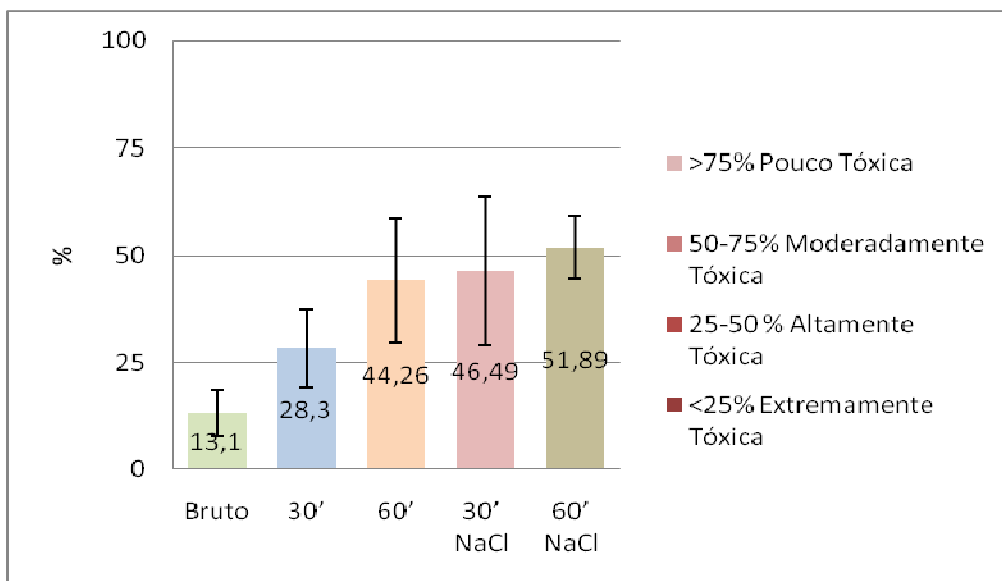
A adição de 1000mg  $\text{L}^{-1}$ , aumentou aproximadamente em 500% a condutividade do efluente bruto, atingindo valores bem próximos aos descritos por Silva et al. (2000) como sendo os adequados.

#### **4.5.2 EF/O<sub>3</sub> “Enxágüe das Compressas”**

Analisando-se o gráfico da Figura 24, observa-se que em todos os ensaios realizados ocorreu uma melhora em relação à toxicidade do efluente. Assim como nos testes realizados apenas através do processo de EF, os melhores resultados foram obtidos a partir da amostra 60' NaCl.

O efluente bruto (extremamente tóxico) tornou-se, após os ensaios de 60' NaCl moderadamente tóxico, sendo que obteve-se uma redução de toxicidade, segundo Isidori et al., (2003) de 75%. Nos ensaios de 30', 60' e 30' NaCl, o efluente passou para a faixa de altamente tóxico. As amostras de 60' e 30' NaCl obtiveram desempenhos semelhantes, com reduções de toxicidade de 70% e 72%, respectivamente. Nos ensaios de 30' a redução foi de 54%.

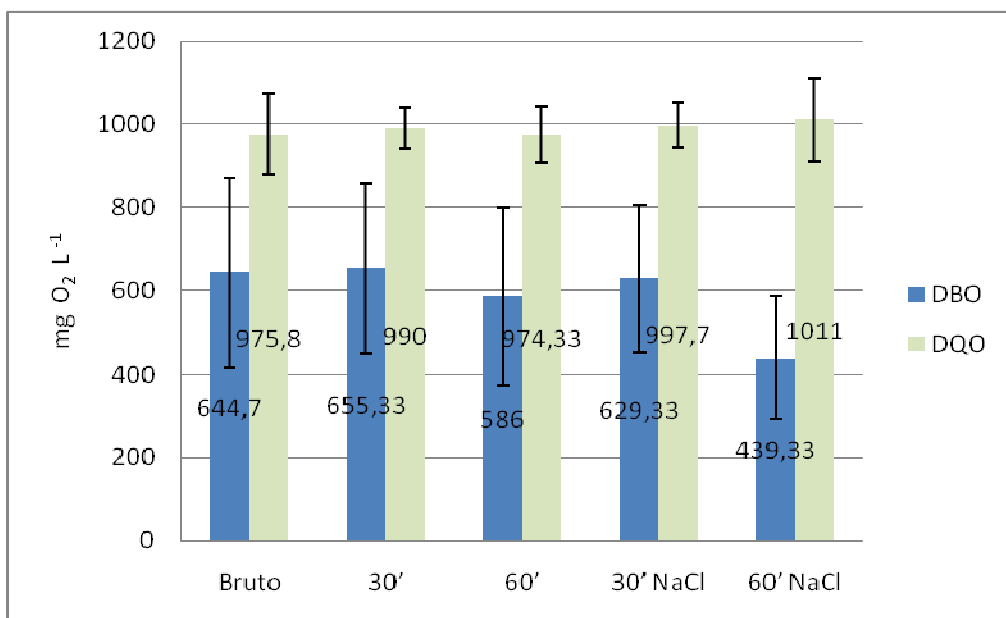




┆ - Desvio Padrão C.V.: **Bruto** - 0,41; **30'** - 0,32; **60'** - 0,33; **30' NaCl** - 0,37 **60' NaCl** - 0,14

**Figura 24:** Histograma das médias da CE (I) 50 48h (%) obtidas a partir de ensaios de EF/O<sub>3</sub>

Com relação às reduções de carga orgânica, o quadro que se observa é muito semelhante aos testes realizados com EF. Conforme indica a Figura 25, a melhor condição do processo em relação à redução de DBO<sub>5</sub> foi a de 60' NaCl, com uma melhora de 32% (P = 0,5249, considerado não significativo), passando de 644,7 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (bruto) para 439,33 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>.



┆ - Desvio Padrão C.V. DBO<sub>5</sub>: **Bruto** - 0,35; **30'** - 0,31; **60'** - 0,36; **30' NaCl** - 0,27 **60' NaCl** - 0,33  
C.V. DQO: **Bruto** - 0,10; **30'** - 0,05; **60'** - 0,07; **30' NaCl** - 0,05 **60' NaCl** - 0,1

**Figura 25:** Histograma das médias de DBO<sub>5</sub> e DQO obtidas através dos ensaios de EF/O<sub>3</sub>

Observando-se a Tabela 11, contendo os demais parâmetros analisados durante a execução dos testes verifica-se que, novamente, no decorrer dos ensaios ocorreram aumentos

nos índices de turbidez e na cor. Porém, cabe ressaltar que tais aumentos foram menores em comparação com os observados no processo de EF. A condutividade manteve-se nos testes de 30' NaCl e 60' NaCl nos níveis desejados através da adição de 1000mg L<sup>-1</sup>. Também constatou-se um leve aumento no pH das amostras.

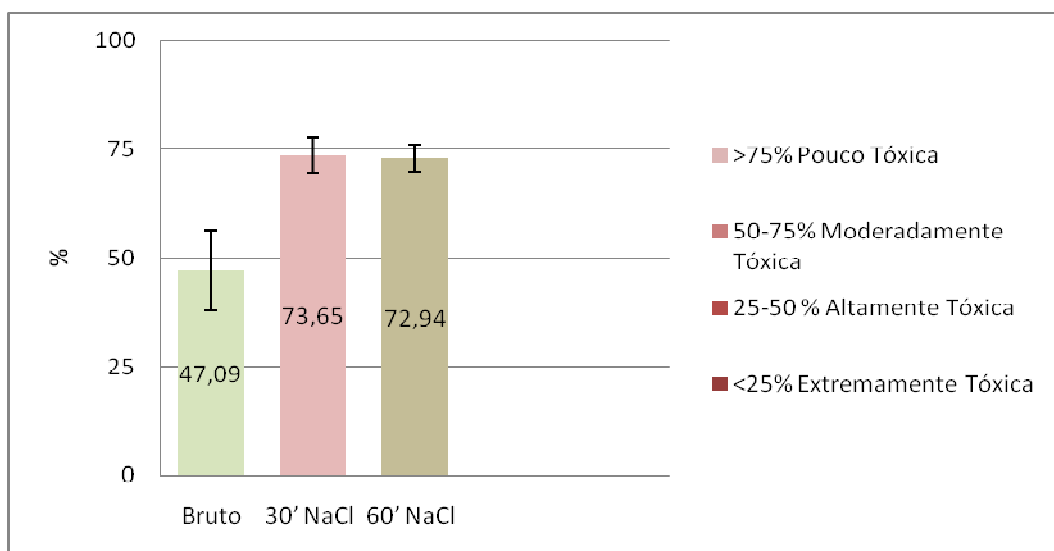
**Tabela 11:** Valores médios de Parâmetros Complementares do Processo de EF/O<sub>3</sub>

Parâmetros	Bruto	30'	60'	30' NaCl	60' NaCl
Turbidez (NTU)	155,63	156,98	148,90	180,40	178,25
Condutiv. (µS/cm)	277,7	275,1	264,5	1632,7	1673,2
Cor (λ600nm)	0,283	0,261	0,267	0,323	0,335
pH	7,89	7,49	7,53	8,45	8,75

#### 4.5.3 EF + O<sub>3</sub> “Enxágüe das Compressas”

Em virtude dos resultados obtidos a partir dos testes anteriores e, visto que, os melhores resultados tanto com relação à redução da toxicidade, quanto com relação à redução dos parâmetros de carga haviam sido obtidos com a adição de NaCl, os testes realizados através desta combinação de métodos envolveram apenas a realização de ensaios com amostras que tiveram a sua condutividade induzida através da adição de Cloreto de Sódio.

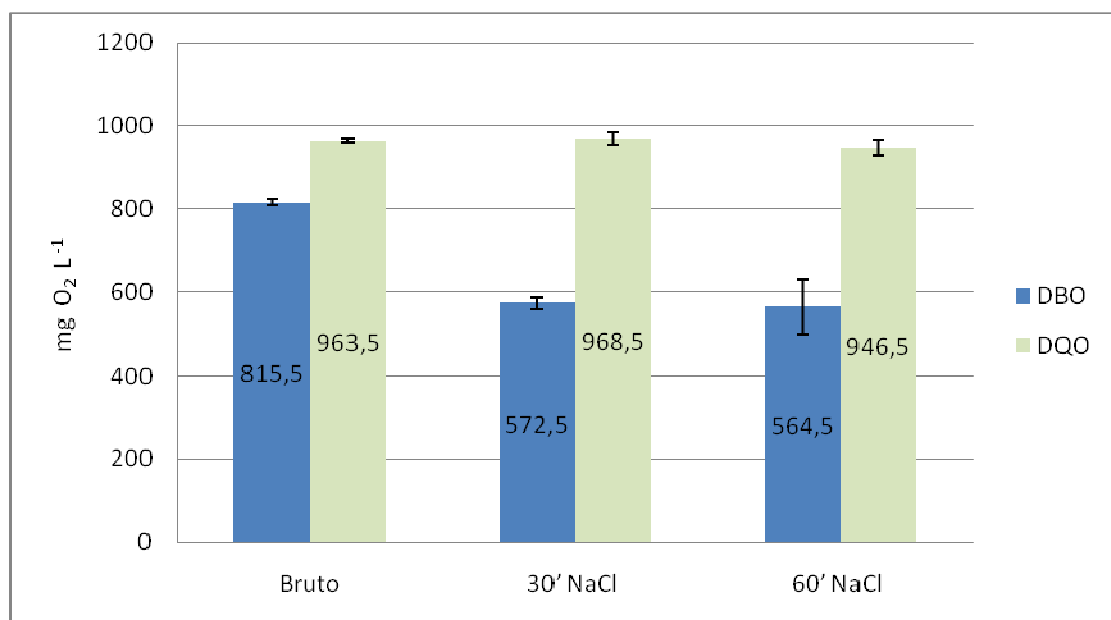
Da mesma forma que nos testes realizados anteriormente, este método também apresentou eficácia na redução da toxicidade do efluente. Com base nos dados apresentados pela Figura 26, verifica-se que ambos os tempos de execução foram efetivos, com o efluente bruto passando da condição de altamente tóxico para moderadamente tóxico. As faixas de redução em ambas as amostras foram muito semelhantes, com 36% para 30' NaCl e 35% para 60' NaCl.



┃ - Desvio Padrão C.V.: Bruto - 0,19; 30' NaCl - 0,06 60' NaCl - 0,04

**Figura 26:** Histograma das médias da CE (I) 50 48h (%) obtidas a partir de ensaios de EF + O<sub>3</sub>

Assim como já observado nos ensaios envolvendo EF e EF/O<sub>3</sub>, as maiores reduções de DBO<sub>5</sub> foram obtidas nos testes de 60 minutos com condutividade induzida, com uma melhora de 31% (815,5mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> para 564,5 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>). A Figura 27 apresenta as médias de DBO<sub>5</sub> e DQO obtidas através dos ensaios de EF + O<sub>3</sub>.



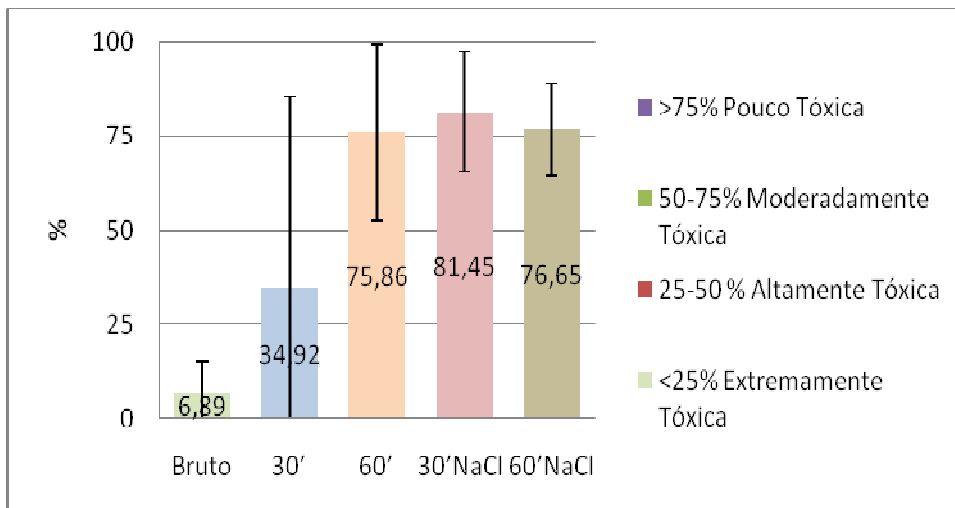
┘ - Desvio Padrão C.V. DBO<sub>5</sub>: **Bruto** – 0,01; **30' NaCl** – 0,03 **60' NaCl** - 0,11  
 C.V. DQO: **Bruto** - 0,01; **30' NaCl** - 0,02 **60' NaCl** - 0,02

**Figura 27:** Histograma das médias de DBO<sub>5</sub> e DQO obtidas através dos ensaios de EF + O<sub>3</sub>

#### 4.5.4 EF dos Efluentes da “Lavagem”

Com relação à toxicidade, resultados muito bons foram obtidos através dos ensaios de 60', 30' NaCl e 60' NaCl. Nos três casos o efluente bruto, classificado como extremamente tóxico (6,89%), tornou-se pouco tóxico após a realização dos ensaios. A eficácia do método aplicado durante 30' foi menor, com o efluente tornado-se altamente tóxico (34,92%). Os desempenhos dos processos podem ser observados na Figura 28.

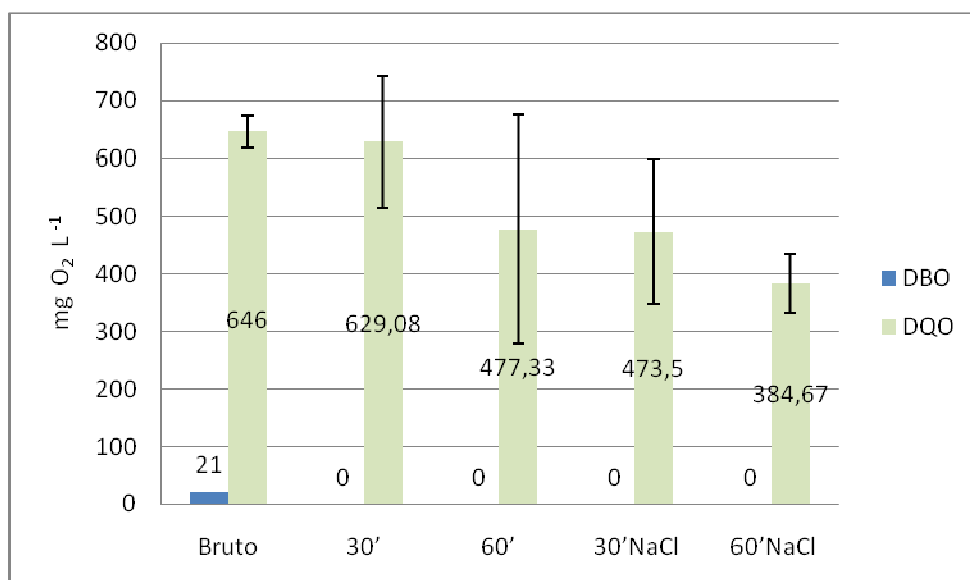
De acordo com a equação proposta por Isidori, as maiores reduções de toxicidade ocorreram nos ensaios de 30' NaCl (92%), enquanto que nos ensaios de 30', 60' e 60' NaCl estes índices foram respectivamente, de: 80%, 91% e 91%.



┃ - Desvio Padrão C.V.: **Bruto** - 1,23; **30'** - 1,45; **60'** - 0,31; **30' NaCl** - 0,2 **60' NaCl** - 0,16

**Figura 28:** Histograma das médias da CE (I) 50 48h (%) obtidas a partir de ensaios de EF

As reduções de  $DBO_5$  e DQO podem ser observadas na Figura 29. A quase que totalidade das medições de  $DBO_5$  realizadas apresentava valores muito próximos a zero. As maiores reduções de DQO, ocorreram na melhor condição verificada, 60' NaCl, onde houve uma redução de  $646 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  para  $384,7 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  (41%) ( $P = 0,1018$ , considerado não significativo).



┃ - Desvio Padrão C.V. DQO: **Bruto** - 0,05; **30'** - 0,18; **60'** - 0,4; **30' NaCl** - 0,27 **60' NaCl** - 0,13

**Figura 29:** Histograma das médias de  $DBO_5$  e DQO obtidas através dos ensaios de EF

Em relação à turbidez, a Tabela 12 indica uma redução das amostras de 30' e 60' quando comparadas ao efluente bruto, porém, nas amostras de 30' NaCl e 60' NaCl, observa-se aumentos da ordem de 14,9 % e 32,3%, respectivamente. Também podem ser observados aumentos nos índices de cor do efluente, com exceção da amostra 60'. Tais alterações na

turbidez e na cor dos efluentes são diretamente relacionadas à presença de íons férricos formados durante o processo, principalmente nos testes realizados com adição de NaCl. É importante salientar que, em função da presença de sangue, fezes e demais secreções, os índices de turbidez e de cor medidos nos ensaios realizados com o efluente do “enxágüe das compressas” foram muito superiores aos encontrados na etapa da lavagem.

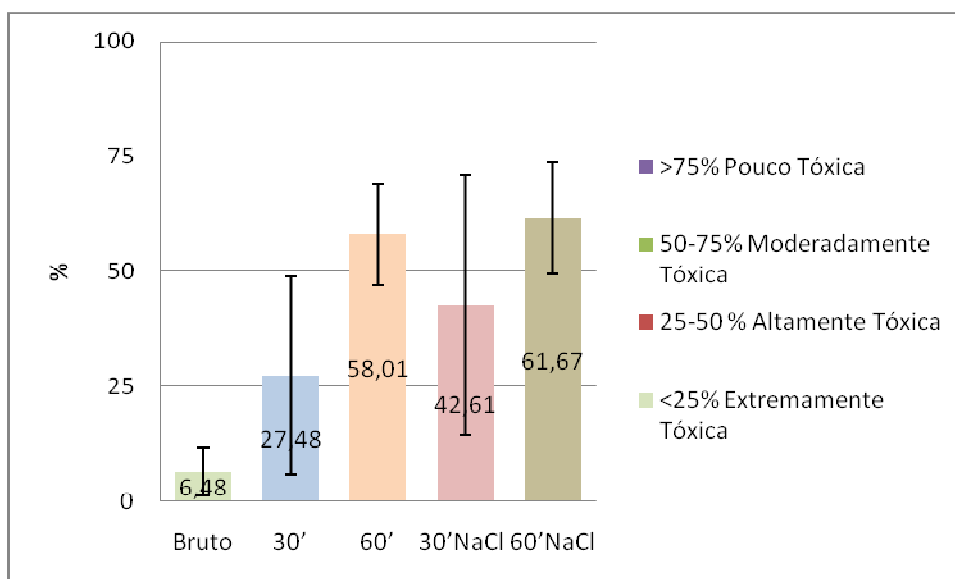
A condutividade novamente induzida com o auxílio de NaCl manteve-se nos níveis desejados para a aplicação do método. Além disso, constatou-se também um leve aumento do pH das amostras (exceto 30’).

**Tabela 12:** Valores médios de Parâmetros Complementares do Processo de EF

Parâmetros	Bruto	30’	60’	30’ NaCl	60’ NaCl
Turbidez (NTU)	68,3	50,62	57,08	80,24	102,32
Condutiv. (µS/cm)	418,8	415,6	410,4	1834,8	1842,
Cor (λ600nm)	0,131	0,179	0,126	0,166	0,198
pH	10,05	10,00	10,12	10,24	10,36

#### 4.5.5 EF/O<sub>3</sub> dos Efluentes da “Lavagem”

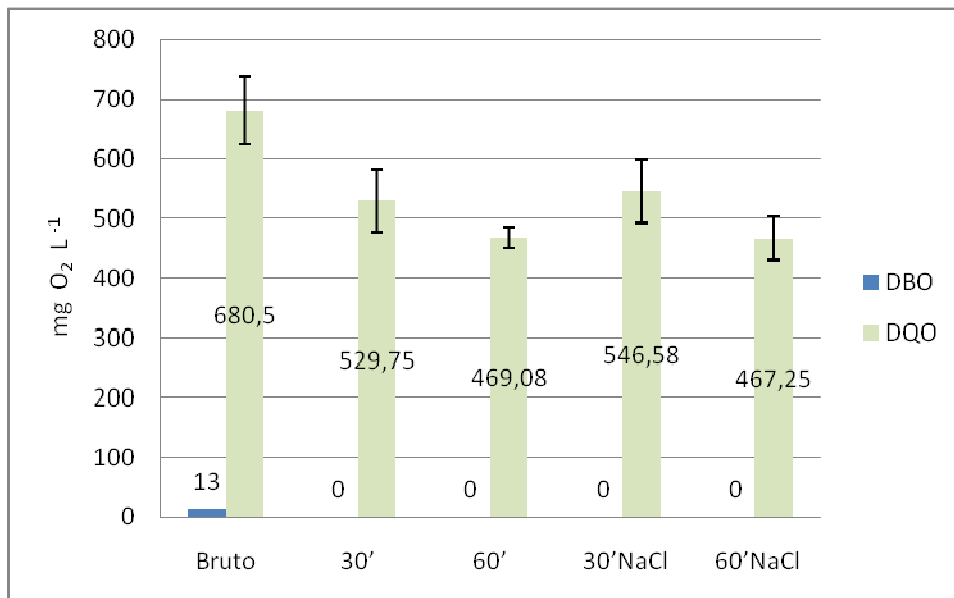
Novamente em relação à toxicidade, o efluente apresentou-se como sendo extremamente tóxico (6,48%). Conforme destaca a Figura 30, os melhores resultados foram obtidos com os testes de 60’ e 60’NaCl, nos quais o efluente bruto, após os ensaio de tratamento, tornou-se moderadamente tóxico. A redução do índice de toxicidade nestes ensaios foi de 89% para 60’ e 90% para 60’ NaCl. As amostras de 30’ e 30’ NaCl não foram tão eficientes, com reduções, respectivamente de: 78% e 85%.



┃ - Desvio Padrão C.V.: Bruto - 0,81; 30' - 0,78; 60' - 0,19; 30' NaCl - 0,66 60' NaCl - 0,2

**Figura 30:** Histograma das médias da CE (I) 50 48h (%) obtidas a partir de ensaios de EF/O<sub>3</sub>

Conforme ilustrado na Figura 31, a DBO<sub>5</sub> novamente apresentou valores muito baixos, enquanto que as maiores reduções de DQO ocorreram nas amostras de 60' NaCl, com reduções de 31,3% (P = 0,0286, considerado não significativo).



┆ - Desvio Padrão C.V. DQO: **Bruto** - 0,08; **30'** - 0,1; **60'** - 0,04; **30' NaCl** - 0,1 **60' NaCl** - 0,08

**Figura 31:** Histograma das médias de DBO<sub>5</sub> e DQO obtidas através dos ensaios de EF/O<sub>3</sub>

Como pode ser observado na tabela 13, as tendências relacionadas ao aumento da turbidez e da cor dos efluentes mantiveram-se nos testes realizados através da combinação destes métodos. Pode verificar-se também um decréscimo no pH das amostras tratadas em relação ao bruto (exceto NaCl 60'). Estes resultados encontram-se em conformidade com a tendência natural do processo, descrita por Crespilho e Rezende (2004).

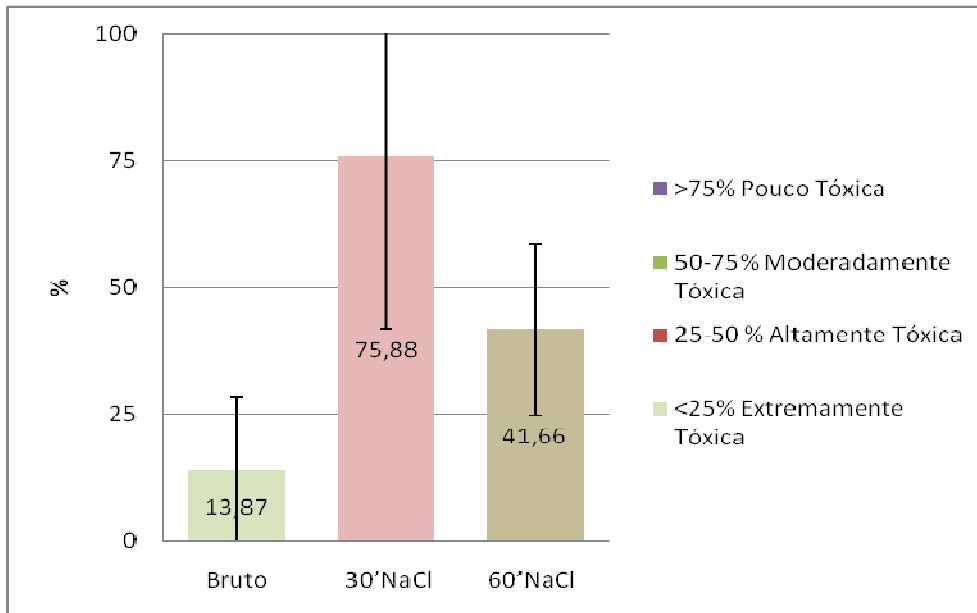
**Tabela 13:** Valores médios de Parâmetros Complementares do Processo de EF/O<sub>3</sub>

Parâmetros	Bruto	30'	60'	30' NaCl	60' NaCl
Turbidez (NTU)	55,2	46,8	53,07	79,16	102,32
Condutiv. (μS/cm)	324,8	381,8	381,1	1735,6	1739
Cor (λ600nm)	0,086	0,092	0,083	0,100	0,145
pH	10,10	9,72	9,55	9,50	10,39

#### 4.5.6. EF + O<sub>3</sub> dos Efluentes da “Lavagem”

Os melhores resultados de toxicidade foram obtidos através de ensaios realizados durante 30 minutos com adição de NaCl. De acordo com a tabela desenvolvida por Lobo et al. (2006), o efluente bruto passou da condição de extremamente tóxico (13,87%) para pouco tóxico (75,88%). Conforme indica a figura 32, o desempenho do processo com uma duração

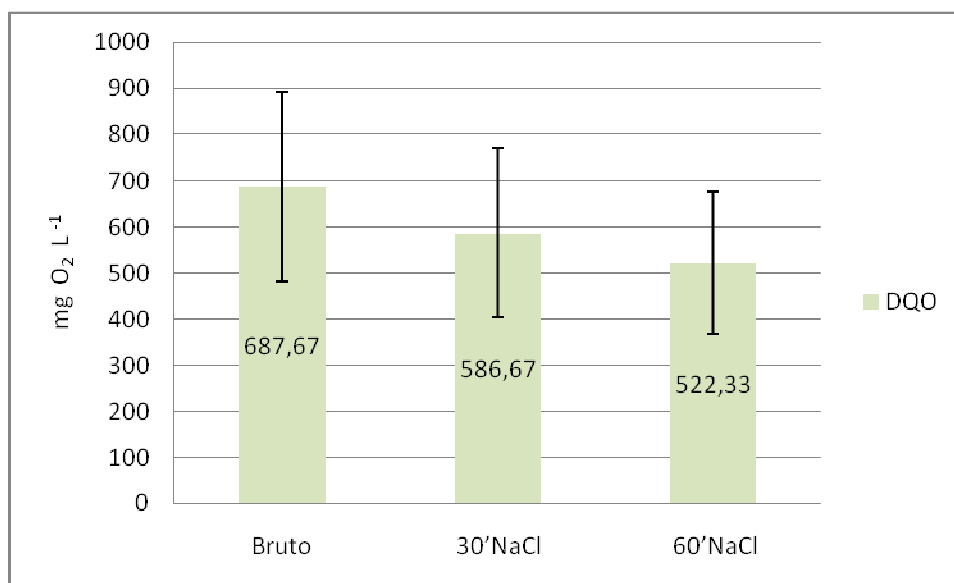
de 60 minutos não obteve resultados tão satisfatórios, passando para a faixa de altamente tóxico (41,66%). A redução no grau de toxicidade das amostras, conforme Isidori et al. (2003), foi de 82% para 30' NaCl e 67% para 60' NaCl.



┌ - Desvio Padrão C.V.: Bruto - 1,05; 30' NaCl - 0,45 60' NaCl - 0,4

**Figura 32:** Histograma das médias da CE (I) 50 48h (%) obtidas a partir de ensaios de EF + O<sub>3</sub>

Em relação à DQO, as maiores reduções foram obtidas nos testes realizados com 60' NaCl. Conforme pode ser observado na Figura 33, as melhoras obtidas em relação ao efluente bruto foram de 24% (P = 0,5429, considerado não significativo) para 60' NaCl e 14,7% (P = 0,5429, considerado não significativo) para 30' NaCl.



┌ - Desvio Padrão C.V. DQO: Bruto - 0,3; 30' NaCl - 0,3 60' NaCl - 0,3

**Figura 33:** Médias de DQO obtidas através dos ensaios de EF + O<sub>3</sub>

Os resultados apresentados na Tabela 14 evidenciam a manutenção das tendências dos parâmetros (aumento da turbidez e da cor), já observados nas outras combinações de métodos. A diferença mais acentuada está relacionada ao pH das amostras tratadas, o qual foi ajustado para condições ácidas visando obter um melhor desempenho do processo de ozonização.

**Tabela 14:** Valores médios de Parâmetros Complementares do Processo de EF + O<sub>3</sub>

<b>Parâmetros</b>	<b>Bruto</b>	<b>30' NaCl</b>	<b>60' NaCl</b>
Turbidez (NTU)	27,46	120,63	148,90
Condutiv. ( $\mu$ S/cm)	359,1	1859	1801,3
Cor ( $\lambda$ 600nm)	0,043	0,207	0,238
pH	9,98	3,14	3,23



## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através da caracterização da lavanderia hospitalar envolvendo o levantamento do perfil das atividades desenvolvidas, bem como a quantificação dos volumes de água e dos principais insumos químicos utilizados no processo de lavagem de roupas, constatou-se que há a necessidade da adoção de medidas de produção mais limpa nas questões relativas ao consumo de água, visando reduzir a quantidade de água gasta durante cada ciclo. Para cada kg de roupa seca são gastos entre 50 e 55 L de água, enquanto que o Ministério da Saúde estima que sejam necessários de 35 a 40 L. Diariamente a lavanderia hospitalar consome 50m<sup>3</sup>.

Como medidas de produção mais limpa sugere-se que, sejam realizados estudos que possam avaliar a viabilidade da implementação de sistemas que permitam o reuso da água, bem como também da coleta de água da chuva. As águas servidas e geradas nas etapas finais do processo de lavagem bem como a água da chuva coletada poderiam ser utilizadas nas etapas iniciais do processo (primeiros enxágües), em especial para roupas com alto grau de sujidade. Além disso, a água da chuva coletada também poderia ser destinada para fins como, descarga de banheiros, limpeza de pisos.

A caracterização analítica dos efluentes provenientes da lavanderia apontou a presença de duas frações mais ambientalmente problemáticas. Os efluentes gerados a partir do enxágüe inicial das compressas apresentavam, em virtude da presença de sangue, fezes e demais secreções corpóreas, a presença de alta carga patogênica, bem como uma alta toxicidade. Os efluentes produzidos através da etapa da 'lavagem' possuíam, devido à utilização de insumos químicos, entre outras características uma alta refratariedade (relação DQO/DBO<sub>5</sub> > 5) assim como, altos índices de toxicidade.

A aplicação de métodos eletroquímicos visando o tratamento dos efluentes das compressas obteve bons resultados tanto na redução da toxicidade quanto na redução da carga orgânica (DBO<sub>5</sub>). Os melhores resultados foram obtidos através da utilização do processo de EF isolado, com a duração de 60 minutos e a adição de NaCl. As melhoras em relação à toxicidade e à DBO<sub>5</sub> foram da ordem de, 79% e 32%, respectivamente.

Os processos eletroquímicos também alcançaram resultados satisfatórios na redução da toxicidade e da DQO dos efluentes originados na etapa de lavagem. Novamente a EF apresentou-se como o melhor método. Os ensaios de 30'NaCl apresentaram uma melhora nos

índices de toxicidade de 92% enquanto que os ensaios de 60'NaCl apresentaram uma redução na DQO de 41%.

Há na literatura uma série de estudos discorrendo sobre métodos de tratamento dos efluentes hospitalares, porém na realidade, poucos hospitais conseguem tratar eficientemente seus efluentes.

Dentro deste contexto, os ensaios realizados neste estudo indicaram uma grande potencialidade para o emprego das tecnologias eletroquímicas no tratamento dos efluentes da lavanderia hospitalar, principalmente na redução da toxicidade. Os processos de EF podem ser associados a métodos convencionais de tratamento, atuando com pré ou pós-tratamento.

A integração de um sistema constituído por um tratamento físico preliminar + EF + UASB + Lodos Ativados poderia ser uma solução adotada para realizar um tratamento eficiente dos efluentes gerados na lavanderia hospitalar, reduzindo os parâmetros de carga, bem como o seu grau de toxicidade.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12.713: *Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com Daphnia spp. (Cladocera, Crustacea)*. Rio de Janeiro, 2003a. 16 p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13.373: *Ecotoxicologia Aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com Ceriodaphnia spp. (Crustacea, Cladocera)*. Rio de Janeiro, 2003b. 12p.
- ALATON, I; BALCIOGLU, I. A.; BAHNEMANN, D.W. *Advanced oxidation of a reactive dyebath effluent: comparison of O<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV- C and TiO<sub>2</sub>/UV-A processes*. Water Research 36, pp. 1143 – 1154, 2002
- ANA – Agência Nacional das Águas. Secretaria de Recursos Hídricos. *Plano Nacional de Recursos Hídricos. Documento Base de Referência*. Revisão 01. Abril, 2003.
- ANGELIS, D.F., CORSO, C.R., BIDOIA, E.D., MORAES, P.B. e DOMINGOS, R.N. *Eletrólise de resíduos poluidores. I - efluente de uma indústria liofilizadora de condimentos*. Química Nova, v.21, n.1, São Paulo, jan./fev, p.20-24, 1998
- ANVISA - Manual de Processamento de Roupas de Serviços de Saúde (2007). Disponível na internet:[http://www.anvisa.gov.br/DIVULGA/NOTICIAS/2007/041207\\_1\\_processamento.pdf](http://www.anvisa.gov.br/DIVULGA/NOTICIAS/2007/041207_1_processamento.pdf)
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária *RESOLUÇÃO DA DIRETORIA COLEGIADA - RDC Nº 306, DE 7 DE DEZEMBRO DE 2004* Disponível na internet: <http://e-legis.anvisa.gov.br/leisref/public/showAct.php?id=13554>
- APHA/AWWA - American Public Health Association/American Water Works Association. *Standard Methods for the Examination of water and wastewater*, 20a edithion, Washington, 1998.
- BALCIOGLU, I.A.; ÖTKER, M. *Treatment of pharmaceutical wastewater containing antibiotics by O<sub>3</sub> and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes*. Chemosphere 50, pp. 85- 95, 2003.
- BANDALA, E. R.; ARANCIBIS-BULNES, C.A.; OROZCO, S. L.; ESTRADA, C.A. *Solar photoreactors comparison based on oxalic acid photocatalytic degradation*. Solar Energy. V. 77, p. 503–512, 2004.
- BERTO, J.; ROCHENBACH, G. C.; BARREIROS, M. A. B.; CORRÊA A. X. R.; PELUSO-SILVA, S.; RADETSKI, C. M. *Physico-chemical, microbiological and ecotoxicological evaluation of a septic tank/Fenton reaction combination for the treatment of hospital*

wastewaters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volume 72, Issue 4, May 2009, Pages 1076-1081

- BOHRER, M. B. *Biomonitoramento das lagoas de tratamento terciário do sistema de tratamento dos efluentes líquidos industriais (SITEL) do pólo petroquímico do sul, Triunfo, RS, através da comunidade zooplancônica*. 469p. il. Tese (Doutorado em Ciências). UFSCar, São Paulo. 1995.
- BOILLOT, C.; BAZIN C.; TISSOT-GUERRAZ, F.; DROGUET, J.; PERRAUD, M.; CETRE, J. C.; TREPOG, D.; PERRODIN, Y. *Daily physicochemical, microbiological and ecotoxicological fluctuations of a hospital effluent according to technical and care activities*. *Science of The Total Environment* 403 (2008) 113 – 129
- BRAGA, B.. *Introdução à engenharia ambiental*. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305 p.
- BRASIL. *Lei Federal n. 9433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a política nacional de recursos hídricos*. Diário Oficial. Brasília, 1997
- BRASIL, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA. *RESOLUÇÃO Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005* Disponível na internet: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>
- BRASIL, *Resolução do CONSEMA No. 128/2006*. Secretaria da Saúde e Meio Ambiente/RS, Disponível na internet: <http://www.aquaflot.com.br/legislacao.html>.
- BRASIL, RIO GRANDE DO SUL. *Resolução Conselho Estadual do Meio Ambiente nº 129, de 24 de novembro de 2006*. Secretaria do Meio Ambiente. Disponível na internet:
- BRENTANO, D. M.; LOBO, E. *Biomonitoramento de caráter ecotoxicológico no Vale do Rio Pardo, RS, Brasil*. *Revista Tecno-Lógica*, Santa Cruz do Sul, n. 2, v. 7, p. 85-95. 2003.
- BRENTANO, D. M. *Desenvolvimento e Aplicação do Teste de Toxicidade Crônica com Daphnia magna: Avaliação de Efluentes Tratados de um Aterro Sanitário*. Dissertação de Mestrado Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC Centro Tecnológico – CTC Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA. Florianópolis, 2006.
- CASTELLI, M.; SILVEIRA, I. C. T; MONTEGGIA, L. O.; DE LUCA, S.J. *Potencialidade do emprego de ferrato(VI) no tratamento de efluentes líquidos hospitalares*. In: 22º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville/SC, 2003.
- CETESB. *Diagnóstico da Situação Atual das Estações Eletrolíticas de Tratamento de Esgoto*. São Paulo: CETESB, 1989, 88p.

- CHASIN, A. A. da M.; AZEVEDO, F. A. *Intoxicação e avaliação da toxicidade*. In: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. da M. (Org.) *As bases toxicológicas da ecotoxicologia*. São Carlos: RiMa, 2003. 340 p.
- CHEN, G. *Electrochemical technologies in wastewater treatment*. Separation and Purification Technology 38 (2004) 11–41
- CLARE, J. *Daphnia: An Aquarist's Guide*. Disponível em: [www.caudata.org/daphnia](http://www.caudata.org/daphnia)
- CRESPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. *Eletroflotação: Princípios e aplicações*. Editora Rima. São Carlos, 2004
- DANIEL, L. A. *Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável*. RiMa, São Carlos/SP, 2001.
- DIN 38412; DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG: *Testverfahren mit Wasserorganismen (gruppeL) Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Daphnien über Verdünnungsstufen*. 1989.
- EMMANUEL E., BLANCHARD J-M, KECK G, PERROIN Y. *Caractérisation chimique, biologique et écotoxicologique des effluents hospitaliers Déchets Sciences et Techniques*. Rev Francoph d'É col Ind 2001;22:31 – 3.
- EMMANUEL, E., KECK, G., BLANCHARD, J-M., VERMANDE, P.; PERRODIN, Y., *Toxicological effects of disinfections using sodium hypochlorite on aquatic organisms and its contribution to AOX formation in hospital wastewater*, Environmental International 30, p. 891-900, 2004.
- EMMANUEL, E., PERRODIN, Y., KECK, G., BLANCHARD, J-M., and VERMANDE, P. *Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging into urban sewer network*. Journal of Hazard Mater 2005;117:1–11.
- EPA - U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms*. EPA-821-R-02-012. Office of Water. Washington DC,
- FREIRE, V. H.; VON SPERLING, M. e CHERNICHARO, C. A. L.; “*Avaliação do desempenho de um sistema combinando UASB – Lodos Ativados no tratamento de efluentes sanitários*”; Anais eletrônicos do 20º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, 1999.
- FERREIRA, I. V. L. e DANIEL, L.A. *Fotocatálise heterogênea com TiO<sub>2</sub> aplicada ao tratamento de esgoto sanitário secundário*, Engenharia Sanitária e Ambiental. vol. 9 - no. 4, p. 335-342, out/dez 2004.

- FREIRE, S.R.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L.T.; DURÁN, N. *Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas*. Química Nova. V.23, p. 504-511, 2000.
- FIJAN, S.; KOREN, S.; CENCIC A.; SOSTAR-TURK, S. *Antimicrobial disinfection effect of a laundering procedure for hospital textiles against various indicator bacteria and fungi using different substrates for simulating human excrements*. Diagnostic Microbiology and Infectious Disease 57 (2005) 251–257.
- FINKLER, R. *Avaliação do efeito tóxico de líquidos percolados sobre o sistema reprodutivo de Daphnia magna*. 2002. 105p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). UFSC, Florianópolis. 2002.
- FLOHR, L. *Ensaio Toxicológicos com Daphnia magna como Alternativa para Classificação de Resíduos Sólidos Industriais*. Dissertação de Mestrado Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC Centro Tecnológico – CTC Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA. Florianópolis, 2007.
- GAUTAM, A.K., KUMAR, S., SABUMON, P.C.. *Preliminary study of physico- chemical treatment options for hospital wastewater*. J. Environ. Manage. 83(2007), 298–306.
- GIROTTI, S; FERRI, E. N; FUMO, M. G. *Monitoring of environmental pollutants by bioluminescent bacteria*. Analytica Chimica Acta 608 (2008) 2 – 29
- HEBERER, T. *Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data*. Toxicol. Lett. (2002) 131, 5–17.
- HERNANDO, M. D; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R.; TAULER, R.; BARCELÓ, D. *Toxicity assays applied to wastewater treatment*. Talanta 65 (2005) 358–366
- HOLT, P.; BARTON, G.; MITCHELL, C. *Electrocoagulation as a wastewater treatment*. The Third Annual Australian Environmental Engineering Research Event. p. 23-26 November Castlemaine, Victoria, 1999.
- HUITLE, C. A. M.; BRILAS E. *Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review*. Applied Catalysis B: Environmental 87 (2009) 105–145
- ICWE (1992). International Conference on Water and the Environment: development issues for the 21st century, 26-31 January 1992, Dublin, Ireland. ICWE Secretariat, WMO, Geneva, Switzerland

- INTERNATIONAL STANDARD ORGANIZATION – ISO. ISO 6341: water quality – *Determination of the inhibition of the mobility of Daphnia magna Straus (Cladocera, Crustacea)*. USA, 1996.
- ISIDORI, M.; LAVORGNA, M.; NARDELLI, A.; PARRELLA, A. Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. *Chemosphere*, v.52, p. 85-94, 2003.
- JARA, C.C., FINO, D., SPECCHIA, V., SARACCO, G., SPINELLI, R., 2007. *Electrochemical removal of antibiotics from wastewaters*. *Appl. Catal. Environ.* 70, 479–487.
- JARDIM, W.F. *As indústrias químicas e a preservação ambiental*. *Revista de Química Industrial*. n.692, p.16-18, abr./jun., 1993.
- JARDIM, W. F.; CANELA, M. C. *Fundamentos da Oxidação Química no Tratamento de Efluentes e Remediação de Solos*. Caderno Temático Volume 01; Campinas, 2004.
- JARDIM, W. F.; TEIXEIRA, C. P. A. B. *Processo Oxidativos Avançados*. *Caderno Temático*. Volume 03; Campinas, p. 1-9, 2004.
- JOLIBOIS, B; GUERBET, M.; VASSAL, S. *Glutaraldehyde in Hospital Wastewater*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 42, 137–144 (2002)
- JOLIBOIS, B; GUERBET, M.; VASSAL, S.,. *Detection of hospital wastewater genotoxicity with the SOS chromotest and Ames fluctuation test*. *Chemosphere*, 51 (2003) 539–543
- JOLIBOIS, B; GUERBET, M. *Evaluation of industrial, hospital and domestic wastewater genotoxicity with the Salmonella fluctuation test and the SOS chromotest*. *Mutation Research* 565 (2005) 151–162
- KAJITVICHYANUKUL, P.; SUNTRONVIPART, N. *Evaluation of biodegradability and oxidation degree of hospital wastewater using photo-Fenton process as the pretreatment method*. *J. Hazard. Mater.* (2006) 138, 384–391.
- KLAVARIOTI, M., MANTZAVINOS, D.; KASSINOS, D. *Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes*. *Environment International* 35 (2009) 402–417
- KNIE, J. L. W. *Proteção ambiental com testes ecotoxicológicos. Experiências com análise das águas e dos efluentes no Brasil*. FATMA/GTZ. Florianópolis, Sc. 15p. 1998.
- KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. *Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações*. Florianópolis: FATMA/GTZ, 2004. 289 p.

- KOBYA, M; BAYRAMOGLU, EYVAZ, M.. *Techno-economical evaluation of electrocoagulation for the textile wastewater using different electrode connections*. Journal of Hazardous Materials 148 (2007) 311–318
- KÜMMERER, K.; EITEL, A.; BRAUN, U.; HUBNER, P.; DASCHNER, F.; MASCART, G.; MILANDRI, M.; REINTHALER, F.; VERHOEF, J., 1997. *Analysis of benzalkonium chloride in the effluent from European hospitals by solid-phase extraction and high performance*.
- KÜMMERER, K.; ERBE, T.; GARTISIER, S.; BRINKER, L.,. *AOX emission from hospitals into municipal wastewater*. Chemosphere (1998) 36, 2437–2445.
- KÜMMERER, K.; HELMERS, E.; HUBNER, E. *European hospitals as a source for platinum in the environment in comparison with other sources*. The Science of the Total Environment 225, 1-2, p. 155-165, (1999).
- KÜMMERER, K.; AL-AHMAD, A.; SUNDERMANN, V. M. *Biodegradability of some antibiotics, elimination of the genotoxicity and affection of wastewater bacteria in a simple test*. Chemosphere 40, p. 701-710, (2000).
- KÜMMERER, K.,. *Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources—a review*. Chemosphere 45, (2001) 957–969.
- KÜMMERER, K.,. *Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources—a review*. Chemosphere 48, (2002) 383.
- KÜMMERER, K., AL-AHMAD, A., HENNINGER A., 2002. *Use of chemotaxonomy to study the influence of benzalkonium chloride on bacterial populations in biodegradation testing*. Acta Hydroch. Hydrob. 30, 171–178.
- LEGUBE, B.; LEITNER, N. K. V. *Catalytic ozonation: a promising advanced oxidation technology for water treatment*. Catalysis Today 53 (1999) 61–72.
- LITTER, M. I. *Heterogeneous photocatalysis transition metal ions in photocatalytic systems*, Applied Catalysis B: Environmental 23, (1999), p. 89-114.
- LIU, Q.; ZHOU, Q.; CHEN, L.; ZHENG, S. *Application of MBR for hospital wastewater treatment in China*. Desalination 250 (2010) 605–608
- LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L. *Avaliação da qualidade de águas doces continentais base em algas diatomáceas epilíticas: Enfoque metodológico*. p. 277-300. In: TUCCI, C. E. M. & MARQUES, D. M. (Org.), Avaliação e Controle da Drenagem Urbana. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS. 558p. 2000.



- LOBO, E. A.; RATHKE, F.S.; BRENTANO, D. M. Ecotoxicologia aplicada: o caso dos produtores de tabaco na bacia hidrográfica do Rio Pardinho, RS, Brasil. p. 41-68. In: ETGES, V. E.; FERREIRA, M. A. F. *A produção do tabaco: impacto no ecossistema e na saúde humana na região de Santa Cruz do Sul/RS*. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 2006. 248p.
- MACHADO, E. L.; KIST, L. T.; LOPEZ, D. A. R.; HOELTZ, J. M.; JACHETTI, D. M. *Eletroflotação em Fluxo Contínuo no Tratamento de Efluentes do Tingimento Têxtil*. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. Setembro de 2007.
- MANSOTTE F, JESTIN, E. *Les rejets liquides des établissements de santé: Caractérisation à la source et impact sur l'environnement marin côtier*. 24425 RM. AESN, DDASS SEINE MARITIME, Le Havre; (2000). 31 pp.
- MARQUES, P. P. *Programa de Qualidade da Água. A Água em Revista*. Belo Horizonte, n. 1, p. 35-42, nov. (1993).
- MILLER, H. C e KNIPE, W; *Electrochemical Treatment of Municipal Wastewater*. Dept. of Health, Education and Welfare; Washington, (1965); p. 59
- MINISTÉRIO DA SAÚDE, *Manual de lavanderia hospitalar*, DNOSS, SNABS, 65 p. (1986)
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA *RESOLUÇÃO No 358, DE 29 DE ABRIL DE 2005*. Disponível na internet: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35805.pdf>
- MOLLAH, M.Y.A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J. R.; COCKE, D. L., *Electrocoagulation (EC): science and applications*. Journal of Hazardous Materials, v. 84, p. 29-41, (2001).
- MOLLAH, M. Y. A., MORKOVSKY, P., GOMES, J. A. G. , KESMEZ, M. , PARGA, J. , COCKE, D. L. *Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation*. J. Hazard. Mater. v.114, p.199-210, (2004).
- MONEGO, M. L. *Degradação Eletroquímica de Corantes e Efluentes da Indústria Têxtil*. Dissertação de Mestrado Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Área de Concentração em Engenharia de Materiais, do Departamento de Pesquisa e Pós-Graduação, do Campus de Curitiba, da UTFPR. Curitiba, Paraná, (2007).
- NALECZ-JAWECKI, G.; GRABINSKA-SOTA, E.; NARKIEWICZ, P. *The toxicity of cationic surfactants in four bioassays*. Ecotoxicology and Environmental Safety 54 (2003) 87–91

- NAVARRO, A.; SANTIAGO, R.; PÈREZ, F. *Determination of LC50 from Daphnia Magna in treated industrial wastewaters and non-treated hospital effluents*. Environmental International 23, 4, p. 535-540, 1997.
- NEWMAN, M. C.; UNGER, M. A. *Fundamentals of Ecotoxicology*. 2nd ed. Boca Raton: Lewis Publishers, (2003). 458 p.
- NOGUEIRA, R. F. e GUIMARÃES, J. R. *Processos oxidativos avançados: uma alternativa para o tratamento de efluentes*. Revista engenharia sanitária e ambiental. V.3 n° 3 e 4. Julho/setembro de 1998 e Outubro/Dezembro de 1998.
- NOGUEIRA, R. F. e JARDIM, W. F. *A fotocatalise heterogênea e sua aplicação ambiental*. Revista Química Nova. Volume 21, n° 1, Janeiro e Fevereiro de 1998. p. 69-71.
- OLLIS, D.F., PELIZZETTI, E., SERPONE, N. *Heterogeneous photocatalysis in the environment: application to water purification in "Photocatalysis: Fundamentals and Applications"*. Serpone N. and Pelizzetti E. (eds.), Wiley, New York, pp 604-637, (1989).
- PANOUILLÈRES, M; BOILLOT, C.; PERRODIN, Y. *Study of the combined effects of a peracetic acid-based disinfectant and surfactants contained in hospital effluents on Daphnia magna*. Ecotoxicology (2007) 16:327–340
- PHILIPPI JUNIOR, Arlindo (Ed.). *Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável*. Barueri: Manole, (2005). 842 p.
- PIRKANNIEMI, K. and SILLANPÄÄ, M. *Heterogeneous water phase catalysis as an environmental application: a review*, Chemosphere 48, (2002), p. 1047-1060
- PULGARIN C. *et al.* *Interaction between E. coli inactivation and DBP-precursors – dihydroxybenzene isomers – in the photocatalytic process of drinking-water disinfection with TiO<sub>2</sub>*. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry v. 139, p. 233 – 241, 2001.
- RIO GRANDE DO SUL, *Resolução CONSEMA n. 128, 24 de novembro de 2006*. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 07 dez. 1999, Secretaria da Saúde e Meio Ambiente/RS, Disponível na internet <http://www.aquaflot.com.br/legislacao.html>. Acessado em 10 de abril de 2007.
- ROBINSON, T; McMULLAN, G.; MARCHANT, R.; NIGAM, P. *Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative*. Bioresource Technology, v. 77 p. 247-255, (2001).

- ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. *Introdução à química ambiental*. Porto Alegre: Bookman, (2004). 154 p.
- RODRÍGUEZ, M.; BEN ADBERRAZIK, N.; CONTRERAS, S.; CHAMARRO, E.; GIMENEZ, S.; and ESPURGAS, S., *Iron(III) photooxidation of organic compounds in aqueous solutions*. Applied Catalysis B: Environmental 37, (2002), p. 131-137.
- RODRÍGUEZ, M.; SARRIA, V.; ESPURGAS, S. and PULGARIN, C. *Foto-Fenton treatment of a biorecalcitrant wastewater generated in textile activities: biodegradability of the photo-treated solution*. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry 151, (2002), p. 129-135.
- RUPPERT, E. E.; BARNES, R. D. *Zoologia dos Invertebrados*. 6ª ed. São Paulo: Roca, 1996. 1029p.
- RUSSEL, J.B. *Química Geral*. 2.ªed.,v.2, Mc Graw-Hill, Rio de Janeiro, p.584-618, 1994
- SAAR, J. *Biotestes para efluentes industriais – ameaça ou solução?* Artigo técnico. UMWELT Ltda. - Assessoria Ambiental. Blumenau, sem data. Disponível em: [http://www.umwelt-sc.com.br/v2/module/artigo/files/18\\_FL\\_ANEXADO.pdf](http://www.umwelt-sc.com.br/v2/module/artigo/files/18_FL_ANEXADO.pdf).
- SARRIA, V. et al, *Recent developments in the coupling of photoassisted and aerobic biological processes for the treatment of biorecalcitrant compounds*. Catalysis Today. V. 76, p. 301–315, 2002.
- SARRIA, V.; DERONT, M.; PÉRINGER, P.; PULGARIN, C. *Degradation of a biorecalcitrant dye precursor present in industrial wastewaters by a new integrated iron(III) photoassisted-biological treatment*. Applied Catalysis B. V. 40, (3), p.231–46, (2003).
- SETAC BRASIL – SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECOTOXICOLOGIA. Disponível em: <http://www.octopus.furg.br/setac/index.htm>
- SILVA, A. L. C., *Processo eletrolítico: Uma alternativa para o tratamento de águas residuárias*. 2002, 60f. Monografia de Especialização em Química Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- SPERLING, M., V.. *Lodos Ativados*. 2 ed., vol 4. Belo Horizonte/MG – DESA, 1997.
- SPERLING, Marcos Von. *Introdução à qualidade das águas e no tratamento de esgotos*. 3ª. Ed. Belo Horizonte/MG, 2005.
- STEGER-HARTMANN, T., LÄNGE, R., SCHWEINFURTH, H., 1999. *Environmental risk assessment for the widely used iodinated X-ray contrast agent iopromid (Ultravist)*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 42, 274–28.

- SUAREZ, S; LEMA, J. M.; OMIL, F.. *Pre-treatment of hospital wastewater by coagulation–flocculation and flotation*. *Bioresource Technology* 100 (2009) 2138–2146
- TICIANELLI, E.A. e GONZALES, E. R. *Electroquímica:Princípios e Aplicações*. São Paulo, Edusp, p.17-29, 1998
- TOMPKINS, D. S.; JOHNSON, P. and FITTALL, B. R. *Low-temperature washing of patients' clothing; effects of detergent with disinfectant and a tunnel drier on bacterial survival*. *J. Hosp. Infection*. Boston. Litte, Brown & Company, 1988.
- VOGEL, A. I.. *Análise química quantitativa*. 6. ed., rev. Rio de Janeiro: LTC, 2002. 462 p.
- WARTCHOW, D. L.; ALVES, P. M. A. *Ações Integradas para o Saneamento e a Garantia de Qualidade*. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 17, 1993, Natal. Anais, v. 1. Rio de Janeiro, 1993.
- WATTS, R. J.; KONG, S.; ORR, M. P.; MILLER, G. C. and HENRY, B. E. *Photocatalytic inactivation of coliform bacteria and viruses in secondary wastewater effluent*, *Water Research* 29, 1995, p. 95-100.
- WATTS, R. J.; KONG, S.; ORR, M. P.; MILLER, G. C. and HENRY, B. E. *Photocatalytic inactivation of coliform bacteria and viruses in secondary wastewater effluent*, *Water Research* 29, 1995, p. 95-100.
- WEN, X.; DING, H.; HUANG, X.; LIU, R. *Treatment of hospital wastewater using a submerged membrane bioreactor*. *Process Biochemistry* 39, p. 1427-1431, 2004.
- WIENDL, W. G., *Processos eletrolíticos para depuração de esgotos – Uma revisão secular*. *Revista DAE-SP*, v. 45, n. 140, p. 50–4, 1985.
- WIST, J.; SANABRIA, C.; DIEROLF, W.; TORRES, C.; PULGARIN. J. *Evaluation of photocatalytic disinfection of crude water for drinking-water production*, *Photochemical and Photobiology A: Chemistry*, 147, 2002, p. 241-246.
- WU, C.; KUO, C.; CHANG, C. *Homogeneous catalytic ozonation of C.I. Reactive Red 2 by metallic ions in a bubble column reactor*. *Journal of Hazardous Materials* 154 (2008) 748–755.
- WU, J. J.; WU,C.; MA, H.,; CHANG, C. *Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation process*. *Chemosphere*. V. 54, p. 997- 1003, 2004.
- ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações*. São Carlos/SP – RiMa, 2006. 478 p.

## 7. ANEXOS

### 7.1 Resultados dos Ensaio de Tratamento

Ensaio de Tratamento Enxágüe Inicial das Compressas – EF 02/04/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>30'</b>	<b>60'</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b>	15,49	45,06	17,45	5,44	75,17
<b>48h (%)</b>					
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	568	486	341	103	399
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	778	882,7	832,7	856,4	802,45
<b>Turbidez</b> (NTU)	202,21	542,29	635,45	658, 61	757,70
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	285	253	260	1736	1466
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,446	1,049	1,203	1,244	1,702
<b>pH</b>	6,8	7,0	7,05	7,13	7,19

Ensaio de Tratamento Enxágüe Inicial das Compressas – EF 17/04/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>30'</b>	<b>60'</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b>	15,93	9,15	10,15	21,76	18,94
<b>48h (%)</b>					
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	331	393	312	393	412
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	814	809,25	944,25	806,75	799,25
<b>Turbidez</b> (NTU)	202,21	635,45	658, 61	757,70	732,93
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	285	260	1736	1466	1447
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,309	0,685	0,736	0,409	0,973
<b>pH</b>	6,72	7,01	7,07	7,14	7,18

Ensaio de Tratamento Enxágüe Inicial das Compressas – EF 23/04/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>30'</b>	<b>60'</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b>	6,93	27,73	13,39	13,43	90,57
<b>48h (%)</b>					
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	531	438	319	589	489
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	661	499,25	484,25	606,75	441,75
<b>Turbidez</b> (NTU)	203,29	493,55	537,17	438,89	339,54
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	260,2	297,5	329,3	1613,2	1756,7
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,131	0,179	0,126	0,166	0,198
<b>pH</b>	6,64	5,98	6,01	6,43	6,63

Ensaio de Tratamento Enxágüe Inicial das Compressas – EF/O<sub>3</sub> 01/07/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>30'</b>	<b>60'</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b>	15,38	29,73	27,46	43,52	54,72
<b>48h (%)</b>					
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	773	756	732	689	519
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	910	943	937	970	953
<b>Turbidez</b> (NTU)	149,98	119,28	117,94	107,43	131,67
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	285,6	270,1	263,5	1607,9	1608,7
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,248	0,198	0,199	0,185	0,199
<b>pH</b>	7,75	7,56	7,81	8,71	8,95

Ensaio de Tratamento Enxágüe Inicial das Compressas – EF/O<sub>3</sub> 08/07/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>30'</b>	<b>60'</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b>	7,01	18,59	51,76	65,17	43,52
<b>48h (%)</b>					
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	778	789	664	767	529
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	937	987	933	963	953
<b>Turbidez</b> (NTU)	218,64	175,83	166,40	162,36	150,25
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	311,8	286,1	302,2	1673,5	1660,1
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,419	0,349	0,313	0,336	0,285
<b>pH</b>	7,55	7,57	7,67	8,00	7,98

Ensaio de Tratamento Enxágüe Inicial das Compressas – EF/O<sub>3</sub> 30/07/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>30'</b>	<b>60'</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b>	16,92	36,60	53,58	30,77	57,43
<b>48h (%)</b>					
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	383	421	362	432	270
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	1047	1040	1053	1060	1127
<b>Turbidez</b> (NTU)	155,63	156,98	148,90	180,40	178,25
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	277,7	275,1	264,5	1632,7	1673,2
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,283	0,261	0,267	0,323	0,335
<b>pH</b>	7,89	7,49	7,53	8,45	9,15

Ensaio de Tratamento Enxágüe Inicial das Compressas – EF + O<sub>3</sub> 27/08/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b> <b>48h (%)</b>	53,58	76,59	70,71
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	821	583	610
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	967	980	960

Ensaio de Tratamento Enxágüe Inicial das Compressas – EF + O<sub>3</sub> 05/11/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b> <b>48h (%)</b>	40,61	70,71	75,17
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	810	562	519
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	960	957	933

Ensaio de Tratamento Etapa da Lavagem – EF 19/03/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>30'</b>	<b>60'</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b> <b>48h (%)</b>	0,60	9,66	49,60	72,36	88,15
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	33	42	30	52	128
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	663	677	673	457	370
<b>Turbidez</b> (NTU)	44,97	58,97	49,01	114,97	156,17
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	321,3	341,5	323,3	1772	1723
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,114	0,123	0,191	0,247	0,240
<b>pH</b>	9,39	9,32	9,34	9,12	9,22



Ensaio de Tratamento Etapa da Lavagem – EF 07/05/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>30'</b>	<b>60'</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b>	16,49	93,3	84,1	99,99	63,72
<b>48h (%)</b>					
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	10	0	0	0	0
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	614	711	274,75	356,75	342,25
<b>Turbidez</b> (NTU)	160,75 NTU	56,28	58,32	118,21	96,4
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	493,2	466,5	476,8	1803	1745,3
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,173	0,123	0,191	0,247	0,240
<b>pH</b>	9,8	9,32	9,34	9,12	9,22

Ensaio de Tratamento Etapa da Lavagem – EF 13/05/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>30'</b>	<b>60'</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b>	3,59	1,79	93,89	72	78,1
<b>48h (%)</b>					
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	21	0	0	0	0
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	661	499,25	484,25	606,75	441,75
<b>Turbidez</b> (NTU)	68,3	50,62	57,08	80,24	102,32
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	418,8	415,6	410,4	1834,8	1842,1
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,131	0,179	0,126	0,166	0,198
<b>pH</b>	10,05	10,00	10,12	10,24	10,36

Ensaio de Tratamento Etapa da Lavagem – EF/O<sub>3</sub> 20/05/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>30'</b>	<b>60'</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b>	21,02	2,62	52,47	63,73	59,46
<b>48h (%)</b>					
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	13	0	0	0	0
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	661	499,25	484,25	606,75	441,75
<b>Turbidez</b> (NTU)	55,2	46,8	53,07	79,16	102,32
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	324,8	381,8	381,1	1735,6	1739
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,086	0,092	0,083	0,100	0,145
<b>pH</b>	10,10	9,72	9,55	9,50	10,39

Ensaio de Tratamento Etapa da Lavagem – EF/O<sub>3</sub> 27/05/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>30'</b>	<b>60'</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b>	4,11	40,61	70,71	53,58	76,6
<b>48h (%)</b>					
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	13	0	0	0	0
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	700	590	450	530	510
<b>Turbidez</b> (NTU)	106,09	92,09	81,59	67,58	94,51
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	385,2	387,1	377,5	1771,9	1758,8
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,112	0,089	0,092	0,089	0,123
<b>pH</b>	10,26	10,20	10,02	10,56	10,15

Ensaio de Tratamento Etapa da Lavagem – EF/O<sub>3</sub> 25/06/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>30'</b>	<b>60'</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b> <b>48h (%)</b>	2,81	39,23	50,87	10,51	48,97
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	0	0	0	0	0
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	773	500	473	503	450
<b>Turbidez</b> (NTU)	36,08	46,31	44,43	65,16	97,20
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	363,5	382,9	382,3	1765,2	1720,3
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,045	0,053	0,055	0,93	0,124
<b>pH</b>	10,00	10,17	10,18	10,07	10,25

Ensaio de Tratamento Etapa da Lavagem – EF + O<sub>3</sub> 16/07/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b> <b>48h (%)</b>	3,6	98,99	29,73
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	0	0	0
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	673	653	540
<b>Turbidez</b> (NTU)	36,08	46,85	63,55
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	366,3	1725,9	1797,3
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,063	0,70	0,81
<b>pH</b>	9,94	3,25	10,25

Ensaio de Tratamento Etapa da Lavagem – EF + O<sub>3</sub> 07/08/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b> <b>48h (%)</b>	14,88	76,9	42,35
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	0	0	0
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	900	727	667
<b>Turbidez</b> (NTU)	27,46	120,63	148,90
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	359,1	1859	1801,3
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,043	0,207	0,238
<b>pH</b>	9,98	3,14	3,18

Ensaio de Tratamento Etapa da Lavagem – EF + O<sub>3</sub> 28/08/2009

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>NaCl 30'</b>	<b>NaCl 60'</b>
<b>CE 50 (I)</b> <b>48h (%)</b>	23,14	51,76	52,89
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	0	0	0
<b>DQO</b> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	490	380	360
<b>Turbidez</b> (NTU)	43,62	66,24	70,28
<b>Condutiv.</b> (μS/cm)	397,7	1856,0	1817,6
<b>Cor</b> (λ600nm)	0,071	0,105	0,111
<b>pH</b>	10,00	3,04	3,41

## 7.2 Laudos da Caracterização Analítica



**LAUDO DE ANÁLISE**  
**REGISTRO 2914/2008-0**  
Página 1 de 1

### CLIENTE

**Carlos A. Luttenbeck**  
Rua Getúlio Vargas, 496 – Imigrante – Rio Grande do Sul  
Telefone: 51 8145-4385 / Fax: -  
Contato: —



### AMOSTRA

Tipo: Efluente bruto  
Identificação: Enxágüe Compressas  
Local: Lavanderia do Hospital Santa Cruz  
Ponto de coleta: -  
Responsável pela coleta: O cliente  
Informações adicionais: -  
Data e/ou hora da coleta: 28/08/2008 09h 40min  
Data de entrada no laboratório: 28/08/2008

### ANÁLISE(S)

	RESULTADO(S)	LIMITE(S)
Fósforo total	2,32 mg L <sup>-1</sup>	-
Nitrogênio total Kjeldahl	86,2 mg L <sup>-1</sup>	-
NMP de coliformes termotolerantes	2.400.000 NMP/100mL	-

**LEGENDAS:**  
NR – não realizado  
VMP – valor máximo permitido  
mg L<sup>-1</sup> – miligrama por litro  
NMP – número mais provável  
UFC – unidades formadoras de colônias

“Os resultados apresentados no presente laudo de análise têm significação restrita e se aplicam somente à amostra ensaiada. As informações referentes à amostragem são de responsabilidade do cliente, exceto quando a coleta é realizada pela Central Analítica.”  
A reprodução do documento somente poderá ser realizada integralmente, sem nenhuma alteração.

Santa Cruz do Sul (RS), 09 de setembro de 2008.

**Paulo Roberto Thiesen**  
Responsável Técnico - CRbio 53915-03D

**Alcido Kirst**  
Responsável Técnico - CRQ-V 05100435

**CLIENTE**

**Carlos A. Luttenbeck**  
Rua Getúlio Vargas, 496 – Imigrante – Rio Grande do Sul  
Telefone: 51 8145-4385 / Fax: -  
Contato: —



**AMOSTRA**

Tipo: Efluente bruto  
Identificação: Lavagem  
Local: Lavanderia do Hospital Santa Cruz  
Ponto de coleta: -  
Responsável pela coleta: O cliente  
Informações adicionais: -  
Data e/ou hora da coleta: 28/08/2008 08h 30min  
Data de entrada no laboratório: 28/08/2008

**ANÁLISE(S)**

	RESULTADO(S)	LIMITE(S)
Fósforo total	<b>0,20</b> mg L <sup>-1</sup>	-
Nitrogênio total Kjeldahl	<b>4,0</b> mg L <sup>-1</sup>	-
NMP de coliformes termotolerantes	<b>&lt; 180</b> NMP/100mL	-

**LEGENDAS:**

NR – não realizado  
VMP – valor máximo permitido  
mg L<sup>-1</sup> – miligrama por litro  
NMP – número mais provável  
UFC – unidades formadoras de colônias

“Os resultados apresentados no presente laudo de análise têm significação restrita e se aplicam somente à amostra ensaiada. As informações referentes à amostragem são de responsabilidade do cliente, exceto quando a coleta é realizada pela Central Analítica.”  
A reprodução do documento somente poderá ser realizada integralmente, sem nenhuma alteração.

Santa Cruz do Sul (RS), 12 de setembro de 2008.

**Paulo Roberto Theisen**  
Responsável Técnico - CRbio 53915-03D

**Alcido Kirst**  
Responsável Técnico - CRQ-V 05100435