

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL  
CURSO DE MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL  
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM SANEAMENTO AMBIENTAL**

**SORAIA TAVARES DE SOUZA GRADVOHL**

**AVALIAÇÃO DOS RISCOS AMBIENTAIS E ECOTOXICOLÓGICOS DO REÚSO  
DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM PISCICULTURA**

**FORTALEZA  
2006**

**SORAIA TAVARES DE SOUZA GRADVOHL**

**AVALIAÇÃO DOS RISCOS AMBIENTAIS E ECOTOXICOLÓGICOS DO REÚSO  
DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM PISCICULTURA**

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

Orientador: Prof.(a) Dr.(a) Marisete Dantas de Aquino

**FORTALEZA  
2006**

**SORAIA TAVARES DE SOUZA GRADVOHL**

**AVALIAÇÃO DOS RISCOS AMBIENTAIS E ECOTOXICOLÓGICOS DO REÚSO  
DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM PISCICULTURA**

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

Aprovada em \_\_\_\_ / \_\_\_\_ / \_\_\_\_\_

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof.(a). Dr.(a). Marisete Dantas de Aquino (Orientadora)  
Universidade Federal do Ceará - UFC

---

Prof. Dr. Suetônio Bastos Mota  
Universidade Federal do Ceará - UFC

---

Prof.(a). Dr.(a). Patrícia Rodriguez de Carvalho Pinheiro  
Universidade Federal do Ceará – UFC (aposentada)

## AGRADECIMENTOS

A Deus, acima de tudo, por ter me dado forças e não ter permitido que fraquejasse nos momentos mais difíceis.

À FUNCAP – Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico que, através de seus representantes, acolheu minha proposta do tema e deu respaldo ao mesmo, fornecendo o apoio financeiro por meio da manutenção da bolsa de estudos.

À Professora Marisete Dantas de Aquino pela orientação baseada na cooperação, na dedicação, na confiança, e, acima de tudo, na amizade.

Ao meu marido, Paulo Gradvohl Junior, que me incentivou e encorajou desde a decisão em iniciar o Curso de Mestrado até o final, sendo sempre tão conselheiro, compreensivo, companheiro e amigo.

Aos meus pais, Paulo de Souza e Antônia Miranda de Souza, e meus irmãos, Leonardo e Paulo Filho, que também acreditaram no meu propósito e me estimularam de várias formas durante toda esta caminhada.

Aos meus sogros, Paulo Gradvohl e Vanya Gradvohl, que receberam com entusiasmo minha iniciativa, e com seu peculiar otimismo foram de fundamental importância na conquista deste objetivo.

À amiga Germana Menescal e, em especial, à Érika Rocha, pelos conselhos, atenção e amizade a mim dedicados durante este período.

Aos colegas de turma do mestrado com quem cursei as disciplinas e com quem pude também aprender muito, como o Márcio Botto, o Luewton Lemos, o Marcus Paulo, o Gustavo Weyne, Aparecida Milhome, Paulo Henrique, entre outros, e, especialmente, à Neyliane Costa e ao Marcos Erick com quem pude ainda compartilhar experiências em trabalhos científicos e laboratoriais.

Ao professor Moisés Almeida de Oliveira do departamento de engenharia de pesca pela colaboração e ao professor responsável pela Estação de Piscicultura Professor Dr. Raimundo Saraiva da Costa da UFC, professor José Wilson Calíope de Freitas por disponibilizar os alevinos para a pesquisa, bem como aos funcionários e bolsistas da estação pela disponibilidade, cooperação e ajuda na coleta dos peixes.

À equipe de professores, pesquisadores e bolsistas dos projetos de pesquisa PROSAB / CT-HIDRO desenvolvidos no departamento, em especial o

professor Suetônio Bastos Mota, o professor André Bezerra e o engenheiro de pesca Emanuel Santos, pelas dicas e ajudas nos procedimentos técnicos, científicos e laboratoriais, além da colaboração direta na coleta dos dados.

Aos funcionários da Estação de Tratamento de Esgoto da CAGECE e dos projetos de pesquisa, Adalberto e Diassis pela ajuda no desenvolvimento do procedimento laboratorial realizado na primeira fase e nas coletas das amostras na segunda fase.

A todos os professores do mestrado que direta ou indiretamente colaboraram com ensinamentos valiosos que formaram a base necessária ao desenvolvimento do trabalho. E um agradecimento especial ao coordenador do curso do mestrado, professor Marco Aurélio Holanda de Castro, ao chefe do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), professor Ernesto da Silva Pitombeira e ao coordenador do Laboratório de Qualidade de Água, professor Hosrt Frischkorn, pela infra-estrutura disponível e, principalmente, pelo espaço físico cedido para que os experimentos fossem realizados da melhor forma possível.

Aos funcionários do DEHA da UFC, Beth, Xavier, Joviene, Dália e, especialmente, ao Erivelton, pela dedicação e ajuda no Departamento para que a infra-estrutura fosse adequada e, assim, todos os alunos pudessem usufruir ainda mais deste benefício.

*“Para tudo há um tempo,  
para cada coisa há um momento  
debaixo dos céus.”*  
Eclesiastes 3, 1.

## RESUMO

A preocupação com relação à qualidade e à quantidade de água potável tem incentivado o reúso de água como uma das alternativas para enfrentar este problema. O reúso tornou-se, portanto, um importante instrumento de gestão ambiental, visando à liberação da água de melhor qualidade para fins mais nobres. O reúso com aplicação na piscicultura constitui fonte alternativa de produção de proteína a baixo custo, além de funcionar como uma forma de reciclagem de nutrientes. Mas, a sustentabilidade desta atividade está diretamente relacionada à qualidade do efluente tratado e seus efeitos sobre a qualidade da água nos tanques de peixes. Outro fato notório é a crescente preocupação com os riscos potenciais inerentes a esta atividade. Diante deste cenário, surgiu a necessidade de realizar um estudo mais profundo dos riscos inerentes ao reúso de águas residuárias, tanto numa abordagem ambiental, como num ponto de vista ecotoxicológico. Para isso, foram realizados testes de toxicidade aguda, de curta duração, para avaliação da toxicidade dos efluentes tratado e bruto provenientes de uma Estação de Tratamento de Esgoto a nível terciário, composto por um sistema de lagoas de estabilização, tendo como organismos-teste peixes de água doce da espécie *Oreochromis niloticus* (tilápia do Nilo). Os testes objetivaram determinar o índice de toxicidade aguda (LC<sub>50</sub>). O efluente tratado foi utilizado em duas etapas distintas, com peixes com idade superior a 60 dias e alevinos com tempo de vida inferior a 15 dias. Em ambos, não foi observada mortalidade de nenhum organismo. No caso do esgoto bruto, o ensaio foi realizado com e sem aeração, sendo obtido para o esgoto bruto sem aeração os índices de LC<sub>50</sub>-24h de 68,0% e LC<sub>50</sub>-96h de 35,4%. Já com a aeração mecânica aplicada às duas diluições de 50 e 100% de esgoto bruto, os LC<sub>50</sub>'s encontrados foram de 44,5% (24 h), 41,0% (48 h) e 36,7% (96 h). O ensaio foi também realizado para avaliação do nível de toxicidade da amônia, tendo em vista que a mesma tem sido considerada por vários pesquisadores um produto tóxico às algas, ao zooplâncton e aos peixes. Para estes ensaios foram determinados os LC<sub>50</sub>'s de 2,01 mg/L NH<sub>3</sub>-N (2 h), 1,97 mg/L NH<sub>3</sub>-N (4 h) e 1,66 mg/L NH<sub>3</sub>-N (até 96 h). Além disso, foi realizado um ensaio com nitrogênio amoniacal variando-se o pH para originar três meios distintos – ácido, neutro e básico – devido a influência deste no índice de toxicidade calculado. Os LC<sub>50</sub>'s encontrados neste caso foram: 8,70 mg/L para o tempo de 2 a 4 horas e 6,45 mg/L para 24, 48 e 96 horas para o meio ácido; 8,70 mg/L para 2 horas e 6,45 mg/L para 4, 24, 48 e 96 horas para o meio neutro; e, 1,96 mg/L de 2 horas em diante para o meio básico. Por fim, foi utilizada uma metodologia de análise de riscos buscando-se realizar um estudo dos efeitos potenciais à saúde humana e ao meio ambiente, e ainda propondo-se medidas para tentar minimizar os possíveis impactos adversos.

Palavras-chave: Reúso de Efluentes Tratados, Piscicultura, Ecotoxicologia, Toxicidade Aguda, Análise de Riscos.

## ABSTRACT

The concern over the quality and quantity of drinking water has promoted water reuse as one of the alternatives to fight this problem. Therefore, reuse has become an important tool of environmental management, aiming to release better quality water for nobler uses. Reuse for aquaculture is an alternative source of protein production at a low cost, besides being a way of nutrient recycling. However, the sustainability of that activity is directly related to the quality of the treated effluent and to its effects on the water quality in the fish farming tanks. Another well-known fact is the growing concern over the potential risks inherent in this activity. Taking those things into account, we realized the need to carry out a more detailed study of the risks inherent in the reuse of wastewaters, both in an environmental approach as from an ecotoxicological point of view. To achieve that, we conducted short period acute toxicity tests to evaluate the toxicity of the treated and raw effluents coming from a tertiary level wastewater treatment plant composed of a system of waste stabilization ponds and having as test organisms the freshwater fish of the *Oreochromis niloticus* (Nile tilapia) species. The tests aimed at determining the index of acute toxicity ( $LC_{50}$ ). The treated effluent was used in two different stages with fish aged over 60 days and juveniles aged under 15 days. For both of them, no mortality of any organism was observed. For the case of raw effluent, the experiment was carried out with and without aeration and for the raw effluent without aeration the indexes of  $LC_{50-24h}$  of 68.0% and  $LC_{50-96h}$  of 35.4% were obtained. On the other hand, for mechanical aeration employed at the two dilutions of 50 and 100% of raw effluent, the  $LC_{50}$ 's indexes found were 44.5% (24 h), 41.0% (48 h) and 36.7% (96 h). An experiment was also conducted to assess the level of toxicity of ammonia, because it has been considered by several researchers as a product toxic to algae, zooplankton and fish. For those experiments, we also determined the  $LC_{50}$ 's of 2,01 mg/L  $NH_3-N$  (2 h), 1,97 mg/L  $NH_3-N$  (4 h) and 1,66 mg/L  $NH_3-N$  (up to 96 h). Besides, an experiment was carried out with ammoniacal nitrogen by varying the pH level in order to produce three different mediums - acid, neutral and basic - due to its influence on the toxicity index calculated. The  $LC_{50}$ 's found for that case were: 8,70 mg/L for the time from 2 to 4 hours and 6,45 mg/L for 24, 48 and 96 hours for the acid environment; 8,70 mg/L for 2 hours and 6,45 mg/L for 4, 24, 48 and 96 hours for the neutral environment; and, 1,96 mg/L for 2 hours onwards for the basic environment. Finally, we employed a methodology of risk analysis aiming to conduct a study about the potential effects to human health and the environment and also to propose measures to try to minimize the possible adverse impacts.

Keywords: Treated Wastewater Reuse, Fish Farming, Ecotoxicology, Acute Toxicity, Risk Analysis.



## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA 1</b> - Transformação do nitrogênio no processo biológico. ....	45
<b>FIGURA 2</b> – Representação esquemática das metodologias de avaliação da ecotoxicologia. ....	62
<b>FIGURA 3</b> – Relação: Fonte geradora de risco x Sujeito exposto. ....	70
<b>FIGURA 4</b> – Processos possíveis de transporte ambiental para liberação líquida. ..	78
<b>FIGURA 5</b> – Avaliação da toxicidade na avaliação de risco. ....	81
<b>FIGURA 6</b> - Esquema do tratamento de esgotos sanitários do município de Aquiraz. ....	93
<b>FIGURA 7</b> - Viveiro de cultivo dos organismos-teste (tilápia do Nilo) utilizados na primeira etapa. ....	97
<b>FIGURA 8</b> – Caixas d'água utilizadas para colocação dos peixes antes do início do experimento da primeira etapa. ....	97
<b>FIGURA 9</b> - Biometria realizada na primeira etapa. ....	98
<b>FIGURA 10</b> – Esquema do experimento na primeira etapa com efluente tratado e peixes. ....	100
<b>FIGURA 11</b> - Tanques no laboratório na 2ª Etapa. ....	102
<b>FIGURA 12</b> – Esquema do experimento na segunda etapa com efluente tratado e alevinos. ....	103
<b>FIGURA 13</b> – Vista superior da coleta de esgoto bruto na ETE - Aquiraz. ....	104
<b>FIGURA 14</b> – Esquema do experimento na segunda etapa com esgoto bruto e alevinos. ....	105
<b>FIGURA 15</b> – Esquema do experimento na segunda etapa com amônia e alevinos. ....	107
<b>FIGURA 16</b> – Gráfico: Concentração de OD (mg/L) x Tempo de observação na 1ª etapa do Experimento com Peixes e Efluente Tratado. ....	113
<b>FIGURA 17</b> – Gráfico: pH x Tempo de observação na 1ª etapa do Experimento com Peixes e Efluente Tratado. ....	114
<b>FIGURA 18</b> – Gráfico: Temperatura (°C) x Tempo de observação na 1ª etapa do Experimento com Peixes e Efluente Tratado. ....	115
<b>FIGURA 19</b> – Gráfico: Concentração de OD (mg/L) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Efluente Tratado. ....	116
<b>FIGURA 20</b> – Gráfico: pH x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Efluente Tratado. ....	117
<b>FIGURA 21</b> – Gráfico: Temperatura (°C) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Efluente Tratado. ....	118
<b>FIGURA 22</b> – Gráfico: Condutividade Elétrica (mS/cm) x Tempo de observação na 2ª etapa com Alevinos e Efluente Tratado. ....	119
<b>FIGURA 23</b> – Gráfico: Concentração de OD (mg/L) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto. ....	121
<b>FIGURA 24</b> – Gráfico: pH x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto. ....	122
<b>FIGURA 25</b> – Gráfico: Temperatura (°C) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto. ....	123
<b>FIGURA 26</b> – Gráfico: Condutividade Elétrica (mS/cm) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto. ....	124
<b>FIGURA 27</b> – Gráfico: Mortalidade dos Alevinos x Concentração da Amostra de Esgoto Bruto. ....	126

<b>FIGURA 28</b>	– Gráfico: Concentração de OD (mg/L) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado. ....	128
<b>FIGURA 29</b>	– Gráfico: pH x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado. ....	129
<b>FIGURA 30</b>	– Gráfico: Temperatura (°C) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado. ....	130
<b>FIGURA 31</b>	– Gráfico: Condutividade Elétrica (mS/cm) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado. ....	130
<b>FIGURA 32</b>	– Gráfico: Mortalidade dos Alevinos x Concentração da Amostra de Esgoto Bruto Aerado.....	131
<b>FIGURA 33</b>	– Gráfico: Mortalidade dos Alevinos x Concentração da Amônia. ....	133
<b>FIGURA 34</b>	– Gráfico: Mortalidade dos Alevinos x Concentração da Amônia com variação “a*” do pH.....	138
<b>FIGURA 35</b>	– Gráfico: Mortalidade dos Alevinos x Concentração de Amônia com variação “b**” do pH.....	140
<b>FIGURA 36</b>	– Gráfico: Mortalidade dos Alevinos x Concentração da Amônia com variação “c***” do pH. ....	142
<b>FIGURA 37</b>	– Matriz de Avaliação de Riscos.....	146

## LISTA DE TABELAS

<b>TABELA 1</b> – Categorias de Reúso de Esgotos e suas Restrições. ....	25
<b>TABELA 2</b> – Organismos patogênicos normalmente encontrados em esgotos. ....	36
<b>TABELA 3</b> – Valores para pKa da amônia em temperaturas entre 5° e 30°C. ....	46
<b>TABELA 4</b> – Critérios preliminares de qualidade microbiológica para reúso de águas segundo a OMS .....	49
<b>TABELA 5</b> – Critérios para águas doces recomendados pelo CONAMA. ....	50
<b>TABELA 6</b> – Critérios de qualidade para alimentos recomendados pela ANVISA. ..	51
<b>TABELA 7</b> – Diretrizes da USEPA para determinação de riscos das substâncias tóxicas para organismos aquáticos.....	85
<b>TABELA 8</b> – Volume da amostra para preparo das soluções-teste.....	94
<b>TABELA 9</b> – Fator de Diluição das Amostras de Efluente Tratado na 1ª Etapa com Peixes. ....	99
<b>TABELA 10</b> – Fator de Diluição das Amostras com Efluente Tratado na 2ª Etapa com Alevinos.....	101
<b>TABELA 11</b> – Soluções para preparo da água de diluição.....	101
<b>TABELA 12</b> – Fator de Diluição do Experimento com Amônia na 2ª Etapa com Alevinos. ....	107
<b>TABELA 13</b> – Valores médios de OD, T(°C) e pH das Diluições no 1º dia de observação do Experimento com Peixes e Efluente Tratado. ....	112
<b>TABELA 14</b> – Valores médios de OD, T(°C) e pH das Diluições do 2º ao 5º dias de observação do Experimento com Peixes e Efluente Tratado. ....	112
<b>TABELA 15</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica nas diluições no 1º dia de observação do Experimento com Alevinos e Efluente Tratado. ....	120
<b>TABELA 16</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica nas diluições do 2º ao 5º dia de observação do Experimento com Alevinos e Efluente tratado.....	120
<b>TABELA 17</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica no 1º dia de observação do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto. ....	125
<b>TABELA 18</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica do 2º ao 5º dia de observação do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto.....	125
<b>TABELA 19</b> – Mortalidade dos Alevinos no Experimento com Esgoto Bruto. ....	126
<b>TABELA 20</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica no 1º dia de observação do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado. ....	127
<b>TABELA 21</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica dos 2º e 3º dias de observação do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado. ....	127
<b>TABELA 22</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica dos 4º e 5º dias de observação do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado. ....	127
<b>TABELA 23</b> – Mortalidade dos Alevinos no Experimento com Esgoto Bruto Aerado. ....	131
<b>TABELA 24</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica no 1º dia de observação do Experimento com Alevinos e Amônia. ....	132
<b>TABELA 25</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica nos 2º e 3º dias de observação do Experimento com Alevinos e Amônia. ....	132

<b>TABELA 26</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica nos 4º e 5º dias de observação do Experimento com Alevinos e Amônia. ....	132
<b>TABELA 27</b> – Mortalidade dos Alevinos no Experimento com Amônia. ....	133
<b>TABELA 28</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica no 1º dia de observação do Experimento com Amônia e Variação “a*” no pH. ....	135
<b>TABELA 29</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica do 2º ao 5º dia de observação do Experimento com Amônia e Variação “a*” no pH. ....	135
<b>TABELA 30</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica no 1º dia de observação do Experimento com Amônia e Variação “b**” no pH. ....	136
<b>TABELA 31</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica do 2º ao 5º dia de observação do Experimento com Amônia e Variação “b**” no pH. ....	136
<b>TABELA 32</b> – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica no 1º dia de observação do Experimento com Amônia e Variação “c***” no pH. ....	137
<b>TABELA 33</b> – Mortalidade dos Alevinos no Teste com Amônia - variação de pH “a*”. ....	138
<b>TABELA 34</b> – Mortalidade dos Alevinos no Teste com Amônia - variação de pH “b**”. ....	139
<b>TABELA 35</b> – Mortalidade dos Alevinos no Teste com Amônia - variação de pH “c***”. ....	141
<b>TABELA 36</b> – Inspeção Sanitária do reúso de efluentes na atividade de piscicultura. ....	143
<b>TABELA 37</b> – Parâmetros do efluente tratado utilizado na atividade de piscicultura. ....	143
<b>TABELA 38</b> – Classificação e quantificação dos riscos conforme as normas adotadas para o reúso de efluentes na atividade de piscicultura. ....	144
<b>TABELA 38</b> – Classificação e quantificação dos riscos conforme as normas adotadas para o reúso de efluentes na atividade de piscicultura (continuação). ....	145

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABES - Associação de Engenharia Sanitária e Ambiental  
ARSA - Avaliação de Risco Sócio-ambiental  
BAF – Fator de bioacumulação  
BCF – Fator de bioconcentração  
CAGECE – Companhia de Água e Esgoto do Ceará  
CEPIS – *Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente*  
(Centro Panamericano de Engenharia Sanitária e Ciências do Ambiente)  
CF – Coliformes fecais  
CT – Coliformes totais  
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DEHA – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
EEC – *Estimative Environmental Concentration*  
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto  
FAO – *Food and Agriculture Organization of the United Nations*  
HACCP - *Hazard analysis and critical control points*  
IR – Índice de Risco  
LC – Concentração letal  
NCSWS - *National Center for Sustainable Water Supply*  
NOEL - Nível de efeitos não-observáveis  
NPDES - *National Pollutant Discharge Elimination System*  
OD - Oxigênio Dissolvido  
OECD - *Organization for Economic Co-operation and Development*  
OMS – Organização Mundial de Saúde  
PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico  
QMRA - *Quantitative microbial risk assessment*  
QR – Quociente de Risco  
SDT – Sólidos Dissolvidos Totais  
UFC – Universidade Federal do Ceará  
USEPA – *United States Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)  
WHO – *World Health Organization*

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	viii
LISTA DE TABELAS .....	x
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS .....	xii
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>16</b>
<b>1.1 Objetivos .....</b>	<b>20</b>
1.1.1 Objetivo Geral .....	20
1.1.2 Objetivos Específicos .....	21
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>23</b>
<b>2.1 Reúso de Águas Residuárias .....</b>	<b>23</b>
2.1.1 Definição .....	23
2.1.2 Histórico .....	26
2.1.3 Vantagens e Desvantagens do Reúso .....	28
2.1.4 O Sistema de Lagoas de Estabilização e o Reúso de Efluentes.....	30
2.1.4.1 Definição.....	31
2.1.5 Reúso na Piscicultura.....	36
2.1.5.1 Histórico.....	38
2.1.5.2 A Utilização da Espécie <i>Oreochromis niloticus</i> (tilápia do Nilo).....	39
2.1.5.3 A Qualidade da Água na Piscicultura .....	40
2.1.5.3.1 Influência da Amônia.....	43
2.1.5.3.2 Influência do pH .....	47
2.1.6 Padrões e Normas aplicados ao Reúso de Águas Residuárias na Piscicultura.....	48
2.1.6.1 Padrões segundo a WHO – World Health Organization (OMS).....	48
2.1.6.2 Padrões segundo o CONAMA.....	50
2.1.6.3 Padrões segundo o Ministério da Saúde .....	51
<b>2.2 Ecotoxicologia .....</b>	<b>52</b>
2.2.1 Definição .....	52
2.2.2 Histórico .....	55
2.2.3 Características Gerais.....	57
2.2.4 Testes de Toxicidade .....	62
2.2.4.1 Testes de Toxicidade Aguda .....	67
<b>2.3 Avaliação de Riscos .....</b>	<b>69</b>
2.3.1 Definições .....	69
2.3.2 Histórico .....	71
2.3.3 Análise e Avaliação de Riscos .....	72
2.3.4 Avaliação de Riscos Ambientais .....	74
2.3.4.1 Etapas da Avaliação de Riscos Ambientais.....	76
2.3.4.1.1 Identificação do perigo .....	76
2.3.4.1.2 Avaliação da exposição .....	77
2.3.4.1.3 Avaliação dose-resposta.....	79
2.3.4.1.4 Quantificação do risco.....	79
2.3.5 Avaliação de Riscos Ecotoxicológicos .....	80
2.3.6 Metodologias para Avaliação de Riscos Ambientais e Ecotoxicológicos ..	83
2.3.7 Riscos Ambientais e Ecotoxicológicos associados ao Reúso .....	85
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>93</b>
<b>3.1 Caracterização do Objeto de Estudo .....</b>	<b>93</b>
<b>3.2 Aspectos Metodológicos .....</b>	<b>94</b>

3.2.1 Testes de Toxicidade Aguda.....	94
3.2.1.1 <i>Etapa 1 – Teste de Toxicidade com Peixes</i> .....	96
3.2.1.2 <i>Etapa 2 – Teste de Toxicidade com Alevinos</i> .....	100
3.2.1.2.1 <i>Experimento com Efluente Tratado</i> .....	100
3.2.1.2.2 <i>Experimento com Esgoto Bruto</i> .....	104
3.2.1.2.3 <i>Experimento com Amônia</i> .....	106
3.2.2 Avaliação de Riscos.....	109
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>112</b>
<b>4.1 Etapa 1 – Teste de Toxicidade com Peixes.....</b>	<b>112</b>
<b>4.2 Etapa 2 – Teste de Toxicidade com Alevinos.....</b>	<b>115</b>
4.2.1 Experimento com Efluente Tratado.....	115
4.2.2 Experimento com Esgoto Bruto.....	121
4.2.2.1 <i>Sem aeração</i> .....	121
4.2.2.2 <i>Com aeração</i> .....	127
4.2.3 Experimento com Amônia.....	132
4.2.3.1 <i>Experimento com Amônia e variação de pH</i> .....	134
<b>4.3 Avaliação de Riscos.....</b>	<b>142</b>
4.3.1 Avaliação de Riscos Ambientais e Ecotoxicológicos.....	142
4.3.1.1 <i>Minimização dos Riscos</i> .....	147
<b>5 CONCLUSÕES.....</b>	<b>150</b>
<b>6 RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>152</b>
<b>7 BIBLIOGRAFIA CONSULTADA.....</b>	<b>155</b>

# ***Introdução***

---



## 1 INTRODUÇÃO

O conjunto das atividades humanas, associado ao crescimento demográfico, vem exigindo atenção maior às necessidades do uso da água para as mais diversas finalidades e se evidenciam principalmente em regiões com características de maior desenvolvimento urbano, industrial e agrícola. Deve-se destacar, ainda, a existência de regiões onde a escassez e a má distribuição de água tornam-se fatores limitantes ao desenvolvimento. Em todas essas situações aparece uma questão-chave de como se pode enfrentar satisfatoriamente a relação demanda/oferta de água, surgindo a necessidade de serem estabelecidos sistemas de gestão efetivos e políticas adequadas.

A preocupação em adotar medidas efetivas visando à preservação e a recuperação dos recursos hídricos, como forma de garantir reservas de água com a qualidade requerida pelo ser humano e pelo meio ambiente surge devido a uma situação de ameaça à manutenção da própria vida.

A importância do uso racional da água e a necessidade de controle de perdas e desperdícios incentivam a introdução definitiva do conceito de reúso de água, onde as atividades de irrigação e piscicultura apresentam grande destaque devido aos atrativos gerados por elas, de ordem econômica, ambiental e social.

Nessas condições, o conceito de substituição de fontes mostra-se como uma alternativa plausível com o intuito de satisfazer a demandas menos restritivas, liberando as águas de melhor qualidade para usos mais nobres, como o abastecimento doméstico.

O Conselho Econômico e Social das Nações Unidas estabeleceu, no ano de 1958, uma política de gestão para áreas carentes de recursos hídricos segundo a qual “a não ser que exista grande disponibilidade, nenhuma água de boa qualidade deve ser utilizada para usos que toleram águas de qualidade inferior.” (HESPANHOL, 2003, p. 40).

Águas de qualidade inferior, como esgotos, particularmente os de origem doméstica, águas de chuva, águas de drenagem agrícola e águas salobras, devem ser consideradas como fontes alternativas para usos menos restritivos, sempre que possível.

O Brasil dispõe de cerca de 8% do total de água doce do planeta. Sendo que a Amazônia detém cerca de 70%, possuindo apenas 15% da população brasileira, enquanto as regiões do semi-árido nordestino, por exemplo, enfrentam graves situações de seca. Daí tem surgido a consciência em torno da importância do uso racional da água, da necessidade de controle de perdas e desperdícios e da introdução definitiva da reciclagem da água na agenda nacional (BASTOS *et al.*, 2003a).

O reúso surge, então, como instrumento de gestão ambiental, tendo em vista a liberação da água de melhor qualidade para fins mais nobres. O reúso tem sido adotado em diversas regiões áridas e semi-áridas do mundo onde o problema de escassez de água tem se tornado cada vez mais grave, com o intuito de liberar fontes de água de qualidade superior para fins mais nobres ou mesmo apenas como forma de proteger os mananciais existentes de uma fonte poluidora.

Padrões e normas cada vez mais restritivos têm feito com que seja buscada uma maior eficiência no sistema de tratamento de esgotos com vista ao reúso dos efluentes, garantindo-se uma viabilidade ambiental e sanitária. Diante desta ótica, o sistema de lagoas de estabilização é apontado por muitos autores e pesquisadores como um sistema de grande eficiência e baixo custo em regiões de clima quente, sejam áridas ou semi-áridas.

Dentre as atividades de reúso que foram ou estão sendo realizadas podem ser citadas algumas de maior destaque, tais como: agricultura, aqüicultura, principalmente piscicultura, recarga de aquíferos, usos industriais diversos e até mesmo usos domésticos, como em descargas de aparelhos sanitários.

A utilização de esgotos tratados na piscicultura pode resultar em uma vantajosa economia de água e ainda podendo atuar como forma de reciclagem de nutrientes.

A atividade de piscicultura está em plena ascensão no Brasil como atividade zootécnica, desde a década de 1980, devido à elevação dos custos de transporte de pescado fresco para o interior, ao comprometimento do potencial de peixes dos cursos d'água e ao reconhecimento do grande potencial econômico desta atividade no setor primário (SOUZA & TEIXEIRA FILHO, 1985; TIAGO, 2002; FAO, 2002 *apud* BASTOS *et al.*, 2003b, p. 194).

Muitos autores e pesquisadores da área de reúso indicam a importância de estudos de avaliação de riscos ambientais e as implicações concernentes à saúde humana para o desenvolvimento dessa atividade, visando à obtenção de segurança para os operários e, acima de tudo, para os consumidores dos produtos provenientes da mesma.

A poluição dos recursos hídricos e as limitações técnicas dos sistemas de tratamento de esgotos fazem ressaltar a preocupação da sociedade com relação aos riscos à saúde humana e ao meio ambiente associados ao reúso de água. A questão dos riscos associados ao reúso de águas ainda é objeto de vários estudos em razão das dúvidas que persistem, principalmente as que envolvem questões de saúde pública. Na realidade, a avaliação e o gerenciamento de riscos estão se tornando grandes desafios para o reúso de águas residuárias devido à escassez e à baixa qualidade das águas.

A ferramenta de análise de risco deve ser utilizada quando são evidenciados efeitos na saúde como resultado de uma ação no meio ambiente. E os resultados desta análise são possíveis quando é realizado um estudo ou análise dos efeitos potenciais à saúde humana, e ainda ocorre a tentativa de minimizar riscos que são considerados inaceitáveis.

Diante deste cenário surgiu a necessidade de realizar um estudo mais profundo dos riscos inerentes ao reúso de águas residuárias, tanto numa abordagem

ambiental como num ponto de vista de um conceito que tem se tornado cada vez mais difundido que é o da ecotoxicologia.

A toxicologia estuda os efeitos nocivos de substâncias ao meio ambiente ou aos seres vivos. O conceito de ecotoxicologia surgiu com a integração da ecologia com a toxicologia, tendo em vista observar os efeitos adversos de determinadas substâncias em comunidades naturais, levando-se em conta a cadeia alimentar e todos os processos biológicos envolvidos na mesma.

Para a avaliação ecotoxicológica foi tomado como base o teste de toxicidade aguda. O teste foi realizado para que fosse obtida a avaliação da toxicidade do efluente tratado e bruto, utilizando como organismos-teste peixes de água doce de espécie pré-selecionada, tendo como objetivo a determinação da concentração média letal ( $LC_{50}$ ). Este índice corresponde a um valor calculado que representa a melhor estimativa da dose necessária para produzir a morte em 50% dos organismos.

O teste de toxicidade analisou diretamente a toxicidade do nitrogênio amoniacal, tendo em vista que este composto possui grande influência no desenvolvimento e até mesmo, na sobrevivência de peixes cultivados a partir do reúso de efluentes, e é encontrado em grande porcentagem de concentração em afluentes e efluentes de sistemas de tratamento de esgotos. Tendo como base ainda a influência direta do pH na toxicidade da amônia ou na forma como este elemento se apresenta no meio líquido, este parâmetro também foi levado em consideração nos testes.

É importante salientar que o desenvolvimento desse trabalho contou com o apoio e a participação do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará a partir do projeto do Centro de Pesquisa sobre Tratamento de Esgoto e Reúso de Águas, realizado em parceria com a Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE.

Para uma completa abordagem do tema em questão o trabalho foi dividido em etapas, sendo a primeira delas indicada no capítulo 2, que corresponde

à revisão de literatura, onde está ilustrado todo o levantamento teórico dos temas envolvidos. Na revisão bibliográfica foram incluídos os conceitos envolvidos no reúso de efluentes, dando ênfase à aplicação na piscicultura, na ecotoxicologia e, por fim, na avaliação de riscos. Além disso, serão ilustradas as normas e padrões nacionais e internacionais adotados em diversos programas e projetos desenvolvidos nesta área como forma de mecanismo comparativo na avaliação de risco a ser realizada.

No capítulo 3 são apresentados os materiais utilizados, os métodos realizados em cada fase da parte experimental. É ainda neste capítulo onde será identificado e caracterizado o procedimento selecionado como ferramenta da avaliação de riscos.

Já no capítulo 4 estão apresentados todos os resultados obtidos durante a pesquisa, procurando-se sempre discuti-los tendo como base todo o estudo teórico apresentado no capítulo 2.

Por fim, nos capítulos 5 e 6, estão as conclusões e as recomendações, respectivamente. Nas conclusões estão os comentários finais a respeito da análise obtida dos resultados. Já as recomendações sugeridas são baseadas nestas conclusões, e têm o intuito de apresentar novas perspectivas de estudos e pesquisas que possam aprofundar ou complementar os estudos aqui desenvolvidos.

## **1.1 Objetivos**

### **1.1.1 Objetivo Geral**

O presente trabalho tem o objetivo de avaliar a viabilidade ambiental do reúso de esgotos tratados na piscicultura, a partir de uma avaliação de risco, evidenciando os aspectos sanitários, epidemiológicos e ecotoxicológicos inerentes ao mesmo.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos a serem alcançados pelo trabalho são:

- Efetuar um levantamento dos padrões de qualidade de água em âmbito nacional e internacional seja para a utilização de águas residuárias tratadas na piscicultura, como aqueles adotados pela WHO (OMS – Organização Mundial de Saúde), ou relacionados com a atividade de pesca como indicados na resolução do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) e na resolução da ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária);
- Realizar testes de toxicidade aguda em peixes utilizando efluentes tratados, esgoto bruto, e ainda, testes específicos com amônia e observando a variação do pH com o intuito de calcular o índice de concentração letal para 50% dos organismos para cada situação ( $LC_{50}$ );
- Avaliar os riscos ecotoxicológicos tendo como base os testes de toxicidade realizados, comparando os dados coletados com os índices calculados conforme especificações de normas vigentes, como a da USEPA (*United States Environmental Protection Agency*);
- Identificar e avaliar os riscos potenciais à saúde humana e ao meio ambiente oriundos da atividade de reúso de esgoto tratado na piscicultura, baseando-se nos padrões microbiológicos do efluente tratado bem como nos padrões sanitários dos peixes;
- Propor medidas de controle capazes de minimizar os efeitos esperados a partir da avaliação de riscos potenciais.

***Revisão de  
Literatura***

---

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Reúso de Águas Residuárias

#### 2.1.1 Definição

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (1973 *apud* MANCUSO; BREGA FILHO, 2003) o reúso pode ser classificado em tipos, tais como:

- Reúso Indireto: ocorre quando a água já usada uma ou mais vezes para uso doméstico ou industrial, é descarregada nas águas superficiais ou subterrâneas e utilizada novamente a jusante, de forma diluída;
- Reúso Direto: é o uso planejado e deliberado de esgoto tratado para certas finalidades como irrigação, uso industrial, recarga de aquíferos e água potável;
- Reciclagem Interna: é o uso da água internamente a instalações industriais, tendo como objetivo a economia de água e o controle da poluição.

O reúso de águas também pode ser classificado, segundo Mancuso; Brega Filho (2003) de acordo com a sua finalidade, podendo ser potável e não potável. No caso do reúso potável pode ser dividido em uso direto (uso após tratamento avançado) ou indireto (uso após tratamento, diluição em águas superficiais ou subterrâneas, purificação natural, captação e tratamento final). O uso não potável ainda subdivide-se em:

- Reúso não potável para fins agrícolas: com o objetivo de irrigar plantas alimentícias, como árvores frutíferas e cereais, assim como, plantas não alimentícias, como pastagens e forrageiras;



- Reúso não potável para fins industriais: usos ligados à refrigeração, a águas de processo e à utilização em caldeiras, por exemplo;
- Reúso não potável para fins recreativos: irrigação de plantas ornamentais, campos de esportes, parques, bem como o enchimento de lagoas ornamentais ou para lazer;
- Reúso não potável para fins domésticos: objetiva à rega de jardins ou ao uso em descargas sanitárias ou similares em residências e edifícios;
- Reúso para manutenção de vazões de cursos d'água: visa à utilização planejada de efluentes tratados para promover uma adequada diluição das eventuais cargas poluidoras, além de uma vazão mínima durante um período de estiagem;
- Aqüicultura: utilização dos nutrientes dos efluentes para a produção de peixes e plantas aquáticas;
- Recarga de aquíferos subterrâneos: pode ser pela injeção de efluentes sob pressão ou a partir de águas superficiais que tenham recebido anteriormente descargas de esgotos tratados (MANCUSO; BREGA FILHO, 2003).

A tabela 1 indica categorias principais de reúso de esgotos domésticos municipais em ordem decrescente de volume projetado de uso com as potenciais restrições para a sua aplicação:

**TABELA 1 – Categorias de Reúso de Esgotos e suas Restrições.**

<b>Categorias de Reúso de Esgotos</b>	<b>Problemas / Restrições</b>
1. Irrigação para Agricultura Irrigação para Culturas Viveiros comerciais	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Contaminação de águas superficiais e subterrâneas, se não gerenciado apropriadamente;</li> <li>• Venda de culturas e aceitabilidade do público.</li> </ul>
2. Irrigação de campos Parques Jardins de escolas Canteiros de estradas Campos de golfe Cemitérios Zonas verdes Residências	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Efeito da qualidade da água, particularmente sais no solo e nas culturas;</li> <li>• Preocupações de saúde pública relacionada a patógenos (por exemplo, bactérias, vírus e parasitas);</li> <li>• Uso controlado da área incluindo a zona de proteção pode resultar em elevação de custos dos usuários.</li> </ul>
3. Reciclagem e reúso industrial Água de refrigeração Alimentação de aquecedor Processamento de água Construção pesada	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Componentes do sistema de águas recuperadas submetidos à descamação, corrosão, crescimento biológico e incrustações;</li> <li>• Preocupações de saúde pública, particularmente a transmissão de patógenos por aerossóis em água de refrigeração;</li> <li>• Conexão cruzada de linhas de águas recuperadas e potáveis.</li> </ul>
4. Recarga subterrânea Renovação subterrânea Controle de intrusão salina Controle de rebaixamento de nível	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Possível contaminação de aquífero subterrâneo usado como fonte de água potável;</li> <li>• Químicos orgânicos em águas recuperadas e seus efeitos toxicológicos;</li> <li>• Sólidos dissolvidos totais, nitratos e patógenos em águas recuperadas.</li> </ul>
5. Usos recreativos e ambientais Lagos e lagoas Aumento de pântano Aumento de fluxo de rio Pescas Fazer neve	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Preocupações com saúde devido à presença de bactérias e vírus (por exemplo, infecções entéricas, de ouvido, olho ou nariz);</li> <li>• Eutrofização das águas receptoras devido ao nitrogênio e o fósforo;</li> <li>• Toxicidade para a vida aquática.</li> </ul>
6. Usos urbanos não potáveis Proteção a incêndio Condicionamento de ar Descargas sanitárias	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Preocupações com saúde pública sobre patógenos transmitidos por aerossóis;</li> <li>• Efeitos da qualidade da água na descamação, corrosão, crescimento biológico e incrustações;</li> <li>• Conexão cruzada de linhas de águas recuperadas e potáveis.</li> </ul>
7. Reúso potáveis Mistura em reservas de águas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Constituintes das águas recuperadas, especialmente traços de químicos orgânicos e seus efeitos toxicológicos;</li> <li>• Aceitação pública e estética;</li> <li>• Preocupações com a saúde sobre transmissão de patógenos, particularmente vírus entéricos.</li> </ul>

Fonte: Adaptado de Metcalf; Eddy (2003, p. 1352).

### 2.1.2 Histórico

“A aplicação no solo constitui uma das práticas mais antigas de tratamento, destino final e/ou reciclagem de esgotos sanitários.” As primeiras experiências datam do século XIX na Inglaterra nas chamadas “fazendas de esgoto” e se disseminaram pela Europa e Estados Unidos logo depois. Mas, esta prática foi abandonada por volta da primeira metade do século XX devido à valorização das áreas próximas às zonas urbanas, bem como ao crescimento e desenvolvimento das cidades (BASTOS *et al.*, 2003a, p. 1).

O uso de esgotos na agricultura teve início na Austrália, na França, na Alemanha, na Índia, no Reino Unido e nos Estados Unidos na última parte do século XIX e no México em 1904. Com o aumento dos volumes de esgotos e a diminuição de terras próximas às cidades, apenas a Austrália (Melbourne), a Índia, a Alemanha e o México continuaram seguindo esta atividade e ainda utilizando esgotos para outros usos diversos. O reúso indireto, como a retirada de água de rios que recebem esgotos, ocorre em todo o mundo (WHO, 1989).

Mas, o desenvolvimento da microbiologia sanitária e as preocupações crescentes com a saúde pública fizeram com que esta alternativa se tornasse praticamente desaconselhada em meados do século XX (MARA; CAIRNCROSS, 1989 *apud* BASTOS *et al.*, 2003a).

Por outro lado, vários fatores contribuíram para que o interesse pela prática do reúso fosse restabelecido, tais como: a crescente escassez dos recursos hídricos, a deterioração dos mananciais, as limitações técnico-financeiras para implantação de sistemas complexos de tratamento, o custo elevado de insumos agropecuários, o avanço técnico-científico com a abordagem do tema em diversas pesquisas, englobando aspectos agrônômicos, ambientais e, até mesmo, sanitários (BASTOS *et al.*, 2003a).

Nos anos 70 e 80, o interesse no uso de esgotos na agricultura foi retomado em regiões áridas e semi-áridas, como resultado da escassez de água e necessidade do aumento da produção de alimentos. Desta forma, o reúso de

efluentes tratados na irrigação de culturas e áreas verdes nas cidades se expandiu na Austrália, na América Latina, no norte da África, na Espanha, em outros países do mediterrâneo e nos Estados Unidos. Em alguns países tornou-se regulamentado pelo governo, como nos casos de Israel, Jordânia, Peru e Arábia Saudita (WHO, 1989).

Nos Estados Unidos, foram evidenciados casos do reúso em diversos estados e em atividades variadas, como: descargas sanitárias, aspersão em gramados, água de resfriamento, alimentação de aquecedores, irrigação de parques, jardins, campos de golfe, cemitérios e rodovias, resfriamento de metais; processamento de aço; e, recarga de lençóis subterrâneos. Atualmente, a maioria dos locais onde o reúso está sendo utilizado localiza-se nos estados áridos e semi-áridos das regiões oeste e sudoeste do país, como Arizona, Califórnia, Colorado, Nevada, Texas e Utah. Entretanto, vários projetos têm sido desenvolvidos em áreas de regiões úmidas incluindo a Flórida, Maryland e Missouri, com o intuito de minimizar a poluição dos mananciais de águas, bem como adquirir uma nova oferta de água (METCALF; EDDY, 2003).

Na tentativa de eliminar descargas poluentes em áreas ambientalmente mais sensíveis, garantir a proteção ambiental dos recursos hídricos e ainda solucionar problemas na demanda de água devido à escassez existente em algumas regiões, muitos países (Bélgica, Alemanha, Itália, Portugal, Espanha, Suécia, Holanda, Reino Unido e Grécia) já praticam alguma atividade relacionada ao reúso, tais como: irrigação de culturas em regiões secas, de hidroculturas, de campos de golfe, de parques e de acostamentos de rodovias; recarga de aquíferos subterrâneos; na indústria, com águas de resfriamento e de lavagem; água para incêndio; piscicultura; lavagens de carros; descargas sanitárias domésticas; e ainda, realizando a combinação da água de chuva coletada com o efluente (ANGELAKIS; BONTOUX, 2001).

No caso particular da França, os projetos desenvolvidos no país abrangem diversas aplicações como, por exemplo, irrigação de frutas, cereais, plantações de árvores e florestas, gramados, jardins e campos de golfe; usos domésticos, incluindo tanto atividades de limpeza como a utilização em descargas

de aparelhos sanitários; e, o uso industrial em águas de resfriamento e de lavagem. As autoridades de saúde desenvolveram suas normas e padrões desde 1991 (*Health guidelines for reuse, after treatment, of wastewater for crop and green spaces irrigation*), mas uma revisão destas normas já está sendo considerada. (ANGELAKIS; BOUTOUX, 2001).

Na América Latina, o Peru e o Chile apresentam-se como os principais países envolvidos nesta prática. O Peru apresenta um Programa Nacional de Reúso de Águas Residuárias para Irrigação já há bastante tempo em funcionamento e com o desenvolvimento de ações concretas (BASTOS *et al.*, 2003a).

Os governos estaduais e federais precisam iniciar, imediatamente, processos de gestão para estabelecer bases políticas, legais e institucionais para o reúso de água, tanto em relação aos aspectos associados diretamente ao uso de afluentes como aos planos estaduais ou nacionais de recursos hídricos (HESPANHOL, 2003, p. 63).

### 2.1.3 Vantagens e Desvantagens do Reúso

O reúso de águas residuárias apresenta dois benefícios muito importantes que são: utilizar o efluente tratado como um recurso hídrico para propósitos benéficos; e, minimizar os impactos ambientais através da eliminação ou redução da disposição de efluentes em rios, lagos e praias, reduzindo a poluição das águas superficiais e subterrâneas, bem como preservando a qualidade da água (METCALF; EDDY, 2003; ANGELAKIS, BOUTOUX, 2001; VAN DER HOEK, 2002; SNEL, 2002; EDEN, 1996).

Além disso, pode-se destacar a redução da necessidade de fertilizantes no caso da agricultura e a atuação como uma ferramenta na recirculação ou reciclagem de nutrientes em outras atividades, como na piscicultura (ANGELAKIS, BOUTOUX, 2001; VAN DER HOEK, 2002; SNEL, 2002).

Segundo Mota (2000), em regiões onde há carência de água até para consumo humano, como em regiões semi-áridas como a do Nordeste do Brasil o reúso de águas é uma prática que deve ser incentivada.

De acordo com Bastos *et al.* (2003a), a utilização de esgotos sanitários deve ser tratada com segurança do ponto de vista sanitário, com sustentabilidade no ponto de vista ambiental e otimização do ponto de vista de produção. Sendo realizada dentro destes critérios, a mesma pode apresentar diversas vantagens, dentre as quais:

- Proporciona alívio na demanda e preservação de oferta de água para outros usos;
- Recicla os nutrientes, gerando economia de insumos como fertilizantes e ração animal;
- Favorece o aumento da produção de alimentos, a recuperação de áreas improdutivas e a ampliação de áreas irrigadas;
- Minimiza o lançamento de esgotos em cursos d'água, prevenindo a poluição, a contaminação e a eutrofização;
- Favorece a recuperação do solo e a recuperação de áreas degradadas; e,
- Amplia áreas de lazer e zonas verdes em cidades amenizando o clima e melhorando a estética da mesma.

Estes fatos não escondem os efeitos negativos que podem decorrer desta atividade e que, conforme citado por Snel (2002), não devem ser ignorados, como:

- Riscos à saúde dos trabalhadores do sistema implantado que estejam em contato prolongado com o efluente, assim como daqueles que sejam consumidores de produtos que deste sistema sejam provenientes;
- Contaminação de lençóis subterrâneos devido a substâncias encontradas no esgoto como, por exemplo, nitratos;
- Inserção de poluentes químicos no solo, tais como metais pesados;

- Criação de habitat para vetores de doenças; e,
- Crescimento excessivo de algas e vegetação em canais que transportem o efluente devido ao fenômeno de eutrofização.

Segundo Metcalf; Eddy (2003), os principais problemas encontrados na aplicabilidade do reúso de águas são:

- Tratamento de esgotos capaz de atender aos padrões de qualidade de água mais restritos para o reúso pretendido;
- Proteção da saúde pública; e,
- Nível de aceitação do público.

#### 2.1.4 O Sistema de Lagoas de Estabilização e o Reúso de Efluentes

A remoção dos contaminantes dos esgotos dependerá da eficiência dos sistemas de tratamento, cuja tecnologia, por sua vez, dependerá da qualidade desejada para a água a ser produzida para reúso (NARDOCCI, 2003).

Para o efluente atingir um nível de qualidade satisfatório, o sistema de lagoas de estabilização é um dos mais indicados para as regiões de clima tropical entre os processos utilizados no tratamento de águas residuárias, pois normalmente há disponibilidade de terrenos e a temperatura é favorável ao seu desempenho. Dependendo da configuração, as lagoas de estabilização podem alcançar o grau de purificação desejado, a baixo custo financeiro, em vista da simplicidade de operação e manutenção (ARAÚJO, 2000).

A agricultura e a aquicultura correspondem às maiores áreas para reúso do efluente de lagoas de estabilização (KELLNER; PIRES, 1998).

Diante deste fato, os processos aeróbios de tratamento de esgoto são os mais indicados para o uso de efluentes em piscicultura devido à qualidade alcançada por estes (Bastos *et al.*, 2003b). BURAS (1990 *apud* ARAÚJO, 2000)

propõe que o efluente de séries de 03 (três) lagoas de estabilização pode ser utilizado para a prática de aquicultura.

A associação de lagoas de estabilização com a piscicultura torna-se ainda mais interessante por causa da semelhança entre as formas geométricas das lagoas e dos tanques-viveiros e, conseqüentemente, entre a dinâmica e a qualidade da água nos dois ecossistemas considerados (BASTOS *et al.*, 2003b).

#### 2.1.4.1 Definição

“As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas.” São lagoas naturais ou artificiais onde há condições adequadas aos fenômenos físicos, químicos e biológicos da autodepuração. Apesar de haver a participação de alguns fungos e protozoários, as bactérias são as principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica neste sistema de tratamento (JORDÃO; PESSÔA, 2005, p. 668-669).

Segundo Von Sperling (2002), as lagoas de estabilização adaptam-se bem a regiões de clima quente e países em desenvolvimento devido a alguns aspectos, tais como:

- Disponibilidade de áreas em um grande número de locais;
- Temperatura e nível de insolação elevados ocasionando, portanto, um clima favorável;
- Forma de operar este tipo de sistema é simples;
- Não necessita de muitos equipamentos sendo às vezes até mesmo nenhum equipamento necessário.

As lagoas devem cumprir dois objetivos principais, sendo eles: a proteção ambiental, onde é focada a remoção da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio),



que corresponde à matéria orgânica biodegradável; e, a proteção da saúde pública, onde se visa à remoção de organismos patogênicos (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

As lagoas que recebem os esgotos brutos são chamadas lagoas primárias e as que recebem o efluente desta são chamadas secundárias. E assim, as lagoas de estabilização podem ser chamadas terciárias, quaternárias e outras ordens sucessivas, dependendo da configuração e do nível de tratamento desejados. Aquelas que recebem efluentes de lagoas secundárias podem também ser chamadas de lagoas de maturação ou de polimento que tem a função de remover os organismos patogênicos (VON SPERLING, 2002).

Segundo Jordão; Pessôa (2005), as lagoas costumam ser classificadas de acordo com a forma predominante pela qual se dá a estabilização da matéria orgânica nos seguintes tipos: anaeróbias, facultativas, estritamente aeróbias, de maturação, de polimento, aeradas e com macrófitas.

Nas lagoas de estabilização ditas anaeróbias os processos de fermentação anaeróbia são predominantes e caracteriza-se pela inexistência de oxigênio logo abaixo da superfície da mesma (Jordão; Pessôa, 2005). São geralmente dimensionadas em áreas menores, mas com grandes profundidades de cerca de 3,0 a 5,0 m, com o intuito de reduzir a possibilidade da entrada de oxigênio advindo da superfície. A remoção da DBO alcança taxas de 50% a 70% (Von Sperling, 2002). O tempo de detenção hidráulica nunca é inferior a 03 (três) dias (KELLNER; PIRES, 1998).

As lagoas facultativas constituem a variante mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização, sendo projetadas numa profundidade usual que varia de 1,0 a 2,0 m, apresentando uma camada superior aeróbia, com atividade biológica, uma intermediária – facultativa e uma inferior anaeróbia, cuja estabilização ocorre à semelhança de como acontece nas lagoas anaeróbias. (Von Sperling, 2002; Jordão; Pessôa, 2005). O tempo de detenção hidráulica varia em torno de 20 (vinte) dias. “O termo *facultativa* refere-se à dualidade ambiental característica desse tipo de lagoa: aeróbia na superfície e anaeróbia no fundo.” (KELLNER; PIRES, 1998, p. 15).

As lagoas estritamente aeróbias são aquelas onde ocorre um equilíbrio da oxidação e da fotossíntese como forma de garantir as condições aeróbias em todo o meio (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

As lagoas de maturação objetivam a remoção de microrganismos patogênicos, sendo considerada uma alternativa econômica e segura para desinfecção do efluente. Podem ser utilizadas como forma de tratamento de efluentes de lagoas facultativas onde já foi removida grande parte da matéria orgânica (ARAÚJO, 2000).

“O termo lagoa de maturação é dado àquela lagoa que recebe um afluente cuja DBO está praticamente estabilizada e o oxigênio dissolvido se faz presente em toda a massa líquida”, onde “[...] seu principal objetivo é promover a remoção de nitrogênio e fósforo.” Sua profundidade geralmente varia entre 1,0 e 1,5 m e com um tempo de detenção hidráulica de cerca de 7 (sete) dias. (KELLNER; PIRES, 1998, p. 17).

Segundo Jordão; Pessôa (2005), as lagoas de polimento têm a função de tratar um efluente proveniente de outro processo biológico, como um reator anaeróbio, com o objetivo de remover a DBO, nutrientes e organismos patogênicos.

Muitos autores, na verdade, usam os termos de lagoas de maturação e lagoas de polimento como equivalentes, pois ambas têm a mesma função de remover organismos patogênicos, sejam provenientes de outras lagoas ou de outros processos de tratamento.

O processo em que se introduz oxigênio no meio líquido de forma mecanizada é chamado de sistema de lagoas aeradas, que pode ser com lagoas estritamente aeradas ou com lagoas aeradas facultativas. Este sistema necessita de ser precedido de uma lagoa de sedimentação (Jordão; Pessôa, 2005). Apesar de promover a estabilização dos esgotos, este tipo de sistema difere do sistema de lagoas propriamente dito, pois a taxa de oxigênio dissolvido (OD) e o pH podem manter-se em níveis quase constantes devido ao sistema mecanizado, ao passo que os outros tipos reproduzem fenômenos naturais (KELLNER; PIRES, 1998).

As lagoas com macrófitas podem ser usadas como polimento final, onde são empregadas macrófitas com a intenção de remover material em suspensão e nutrientes, bem como a DBO remanescente. Especula-se que este tipo de tratamento pode ser eficiente na remoção de metais. Porém apresentam algumas desvantagens quanto à necessidade de manutenção e à colaboração na proliferação de mosquitos e moscas devido à existência de áreas sombreadas (ARAÚJO, 2000; JORDÃO; PESSÔA, 2005).

Segundo Araújo (2000), além destes, existem outros tipos especiais, tais como:

- Lagoas de lodo: têm o objetivo de receber o lodo de outros sistemas de tratamento, como fossas sépticas e lodos ativados;
- Lagoas de peixe: são utilizadas para a criação de peixes;
- Reservatórios de estabilização: correspondem a tanques com grandes profundidades que armazenam esgotos brutos ou efluentes parcialmente tratados a serem utilizados na irrigação.

A matéria orgânica dissolvida no efluente das lagoas é bastante estável, e a DBO geralmente encontra-se numa faixa de 30 a 50 mg/L, nas lagoas facultativas. Em termos de eficiência de remoção de DBO, a faixa típica situa-se entre 75 e 85% (JORDÃO; PESSÔA, 2005, p. 669).

Lagoas de estabilização não constituem ambiente propício ao desenvolvimento de bactérias nitrificantes, de modo que no efluente de lagoas predominam também a amônia, principalmente, e o nitrogênio na forma orgânica. Porém, as lagoas podem ser dimensionadas de forma a remover amônia por processo de volatilização, como é o caso de lagoas rasas onde há a elevação do processo fotossintético, elevação do pH e conseqüente predominância da amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) sobre o íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) (BASTOS *et al.*, 2003a).

A remoção do nitrogênio em lagoas de estabilização com parcela mais significativa é exatamente a remoção da amônia que ocorre devido à incorporação da mesma pelas algas ou por volatilização, por causa do elevado pH e da produção

de oxigênio alcançados pela atividade fotossintética existente (Mara *et al.*, 1992 *apud* KELLNER; PIRES, 1998). Além disso, fatores como a temperatura, o tempo de detenção hidráulica e a turbulência da massa líquida também podem auxiliar no processo de remoção por volatilização. Dependendo das características operacionais, pode-se alcançar até 95% de remoção de nitrogênio amoniacal em lagoas de estabilização (SILVA *et al.*, 1991 *apud* KELLNER; PIRES, 1998).

Em lagoas facultativas a eficiência de remoção de nitrogênio situa-se entre 30% e 50%, em lagoas de maturação em série, essa eficiência pode situar-se entre 70% e 80%, chegando até 90% em lagoas especialmente rasas (BASTOS *et al.*, 2003a; JORDÃO; PESSÔA, 2005).

Quanto à remoção de organismos coliformes, em lagoas de maturação em série tem-se alcançado eficiências de até 99,9999% (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

Deve-se salientar ainda que um sistema de lagoas de estabilização em série, incluindo lagoas de maturação, pode atingir níveis de remoção de até 6 (seis) unidades logarítmicas com relação às bactérias (99,9999%), quatro unidades logarítmicas no caso dos vírus (99,99%) e até 100% no que se refere a cistos de protozoários e ovos de helmintos (MARA *et al.*, 1992 *apud* VON SPERLING, 2002).

Os organismos patogênicos, na verdade, apresentam-se de forma variável e escassa nos esgotos fazendo com que sua detecção se torne difícil. Desta forma, são utilizados organismos indicadores de mais fácil detecção para supor a possibilidade de existência dos outros. O problema é que a ausência destes organismos indicadores não comprova que não haja de fato organismos patogênicos no meio, mesmo que seja em pequenas quantidades (KELLNER; PIRES, 1998).

Alguns organismos patogênicos encontram-se presentes em lagoas de estabilização devido à presença destes no intestino de pessoas infectadas. Algumas doenças associadas a estes organismos encontram-se listadas na tabela 2.

**TABELA 2** – Organismos patogênicos normalmente encontrados em esgotos.

<b>Organismo (tipo)</b>	<b>Doença</b>	<b>Principais Sintomas</b>
<i>Vibrio cholerae</i> (bactéria)	Cólera	Diarréia, fezes semelhantes à água de arroz, sede, dores, coma.
<i>Salmonella typhi</i> (bactéria)	Febre tifóide	Infecção geral caracterizada por febres contínuas, manchas rosadas e diarréia.
<i>Shigella spp</i> (bactéria)	Desintéria bacilar	Diarréia, febre e freqüentemente fezes com sangue e mucos.
<i>Vírus da hepatite</i> (vírus)	Hepatite	Febre, fraqueza e perda de apetite, dores estomacais e musculares.
<i>Ascaris lumbricoides</i> (verme)	Ascariíase	Quando em grandes quantidades podem causar obstrução intestinal, perfuração do apêndice, peritonite.
<i>Entamoeba histolytica</i> (protozoário)	Desintéria amebiana	Diarréia, cólica, náuseas, vômitos, emagrecimento, fadiga.

Fonte: Adaptado de Von Sperling, 1995 *apud* KELLNER; PIRES, 1998, p. 27.

### 2.1.5 Reúso na Piscicultura

A prática de aqüicultura refere-se ao cultivo nas águas, promovendo o crescimento de animais e plantas em meio aquático tendo em vista o consumo alimentar para o homem ou para animais (KELLNER; PIRES, 1998).

A piscicultura está em plena ascensão no Brasil como atividade zootécnica desde a década de 1980 devido à elevação dos custos de transporte de pescado fresco para o interior, à deterioração da qualidade das águas, ao comprometimento do potencial de peixes dos cursos d'água e ao reconhecimento do grande potencial econômico desta atividade no setor primário (SOUZA; TEIXEIRA FILHO, 1985; TIAGO, 2002; FAO, 2002 *apud* BASTOS *et al.*, 2003b).

Diante desta realidade, vem sendo utilizada a alternativa do reúso de efluentes tratados na aqüicultura, em especial no cultivo de peixes. Com a desigualdade existente na distribuição de água no país, a piscicultura com esgotos sanitários constitui fonte alternativa de produção de proteína a baixo custo, além de funcionar como uma forma de reciclagem de nutrientes (BASTOS *et al.*, 2003b).

Os métodos atuais de reúso com vista à aplicação na aquicultura “[...] têm como princípios a recuperação dos nutrientes presentes na biomassa aquática (algas, plantas aquáticas ou peixes) e a preocupação com a saúde pública e os aspectos comerciais do produto final.” (Beveridge, 1996 *apud* FELIZATTO, 2000, p. 31). Desta forma, segundo Felizatto (2000), o reúso pode ser qualificado de forma direta, quando objetiva a produção de peixes para consumo humano, ou indireta, onde, por sua vez, tem como alvo a geração de microalgas ou plantas aquáticas para posterior geração de alimento para consumo.

Segundo Edwards (1992) existem algumas variedades nos sistemas de piscicultura aplicando o reúso de efluentes, tais como:

- Esgoto bruto aplicado em tanques de piscicultura;
- Tanques precedidos de tratamento de esgotos em nível primário;
- Tanques precedidos de tratamento secundário de esgoto; e,
- Criação de peixes em lagoas de estabilização.

Como garantia de sustentabilidade da atividade de piscicultura, deve-se levar em conta a qualidade do esgoto ou do efluente tratado e seus efeitos sobre a qualidade da água nos tanques de peixes. Portanto, é importante controlar as cargas orgânicas sobre os níveis de OD bem como a toxicidade da salinidade e dos teores de amônia (BASTOS *et al.*, 2003b).

Com vistas sobre a qualidade adequada ao reúso na piscicultura, Richard (1998 *apud* MANCUSO, 2003) sugere um tratamento secundário, seguido de filtração, remoção de fósforo e desinfecção, ao qual os esgotos urbanos brutos de origem predominantemente doméstica devem ser submetidos, onde este nível indica a necessidade.

Para a criação de peixes, Santos (2003) recomenda um tratamento secundário, com filtração por contato e remoção de fósforo, que pode ser um tanque único para nitrificação e desnitrificação, com aplicação de produtos químicos, filtração ascendente por contato, com completo manejo de nitrogênio e fósforo. A remoção de nutrientes é um fator quase obrigatório no reúso aplicado à piscicultura,

principalmente no que se refere à amônia que é tóxica à maioria das espécies em concentrações relativamente reduzidas (BASTOS *et al.*, 2003a).

Diversos estudos sobre o uso de esgotos sanitários em piscicultura mostram a viabilidade do mesmo, além da possibilidade de se obter uma boa produtividade, a minimização de riscos associados à saúde, e ainda a aceitação do produto no mercado de consumo (BASTOS *et al.*, 2003b).

Os resultados dos experimentos realizados pelo PROSAB, Tema 03, demonstraram a capacidade dos sistemas de lagoas em produzir efluentes propícios à piscicultura, ilustrando a possibilidade da produção de proteína com economia de insumos. Mas deve-se salientar a importância da necessidade da adequação do projeto e operação deste tipo de sistema no que se refere à otimização da produção de fitoplâncton e à redução dos teores de amônia (BASTOS; MARQUES, 2003).

#### *2.1.5.1 Histórico*

A utilização de excrementos na piscicultura é uma atividade que data de períodos centenários ou até mesmo milenares. Aparentemente, o uso de esgotos sanitários torna-se menos freqüente devido à insuficiência de sistemas de coleta dos mesmos nos países em desenvolvimento (EDWARDS, 1992).

A China e a Índia são exemplos significativos da adoção da prática do reúso na piscicultura. Em Calcutá, na Índia, por exemplo, tem sido realizado o projeto de maior magnitude do mundo com mais de 60 anos de experiência, cujo cultivo de peixes representa cerca de 10% a 20% do pescado comercializado na Grande Calcutá (MARA; CAIRCROSS, 1989 *apud* BASTOS *et al.*, 2003a).

Um sistema integrado de tratamento de esgotos e piscicultura foi construído entre 1926 e 1929 em Munique na Alemanha. Mas, devido às baixas temperaturas, o ganho de peso e o aumento de tamanho dos peixes eram lentos, com um período de até três anos até alcançarem tamanho e peso comercial (1,5 kg) (EDWARDS, 1992).

Dados de 1977 já demonstravam a utilização de esgotos sanitários na piscicultura em Israel. Em 1983, 18% de todo o esgoto sanitário produzido no setor rural eram utilizados na piscicultura. O reuso neste país é promovido como política governamental de conservação de recursos hídricos. (EDWARDS, 1992).

No caso da América Latina, desde 1983, o Centro Panamericano de Engenharia Sanitária e Ciências do Ambiente (CEPIS) em Lima, no Peru, desenvolve pesquisas e experimentos de piscicultura. Devido à elevada produtividade alcançada assim como à garantia de qualidade sanitária dos peixes esta unidade transformou-se em um centro auto-sustentável de produção e comercialização de peixes e alevinos (MOSCOSO *et al.*, 1990 *apud* BASTOS *et al.*, 2003a).

Em um período entre os anos de 2001 a 2002, foi realizado no Brasil o Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), Edital 03, que desenvolveu experimentos de piscicultura envolvendo a avaliação da produtividade alcançável e comparável à piscicultura convencional e da qualidade sanitária das tilápias produzidas com esgotos tratados (BASTOS *et al.*, 2003a).

#### 2.1.5.2 A Utilização da Espécie *Oreochromis niloticus* (tilápia do Nilo)

A escolha da espécie a ser utilizada na piscicultura com efluentes deve ser criteriosa observando algumas características, tais como: hábitos reprodutivos, hábitos alimentares, sensibilidade com relação ao meio (Kellner; Pires, 1998), como adaptação climática e à qualidade da água, além da facilidade de manejo (BASTOS *et al.*, 2003b). Alguns autores há muito tempo já defendem a utilização de peixes como a tilápia e a carpa no cultivo com efluentes de lagoas de estabilização (PESCOD, 1977; SILVA; MARA; 1979 *apud* KELLNER; PIRES, 1998).

“As facilidades de transporte de ovos, alevinos, peixes jovens ou adultos explicam porque as espécies de cultivo mais importantes, como trutas, carpas e tilápias, encontram-se difundidas em todo o mundo.” (SOUZA; TEIXEIRA FILHO, 1985; TEIXEIRA FILHO, 1991; TIAGO, 2002 *apud* BASTOS *et al.*, 2003b, p. 193).



A tilápia do Nilo “está amplamente distribuída na África [...], principalmente nas bacias do Nilo, do Niger, do Tchade e nos lagos do Centro-Leste.” (Babiker; Ibrahim, 1979 *apud* MATHEUS, 1984, p. 19). Proveniente da Costa do Marfim, na África, foi introduzida no Brasil em 1971, no Ceará (Matheus, 1984). É considerada uma espécie de fácil manejo, rústica, tolerante à salinidade e ainda é sensível somente a temperaturas menores que 15°C (TEIXEIRA FILHO, 1991 *apud* BASTOS *et al.*, 2003b).

Larvas de tilápia consomem preferencialmente fitoplâncton, ao passo que as tilápias em fase juvenil baseiam sua alimentação tanto em fito como em zooplâncton (Souza; Teixeira Filho, 1985; Vinatea; Veja, 1995 *apud* BASTOS *et al.*, 2003b). A tilápia ainda pode ser consumidora de detritos orgânicos provenientes da morte de organismos da própria espécie ou da decomposição do fitoplâncton (TAVARES; ROCHA, 2001 *apud* BASTOS *et al.*, 2003b).

As tilápias possuem uma grande tolerância a uma pobre qualidade da água, sobrevivendo em condições precárias, seja com excessiva alimentação, fertilização e mesmo matéria orgânica na forma de resíduos (KELLNER; PIRES, 1998). São organismos rústicos que podem aproveitar a matéria orgânica e restos de produtos animais e vegetais em ambientes eutrofizados e, por essa razão, tornou-se tão utilizado como escolha na atividade do reúso na piscicultura (MATHEUS, 1984).

#### 2.1.5.3 A Qualidade da Água na Piscicultura

A qualidade da água em viveiros de peixes depende do equilíbrio estabelecido pela comunidade biótica existente, que neste caso é bastante complexa, sendo composta por produtores primários (fitoplâncton, perifíton e às vezes, macrófitas), heterotróficos (peixes, zooplâncton e zoobentos) e decompositores (bactérias e fungos) (BASTOS *et al.*, 2003b).

Pescod (1977 *apud* KELLNER; PIRES, 1998) afirma que os principais parâmetros que afetam o desenvolvimento dos peixes são: concentração de

oxigênio dissolvido; presença de compostos tóxicos (como, por exemplo, metais pesados); temperatura; presença de substâncias não biodegradáveis, devido ao efeito cumulativo na cadeia alimentar; bem como substâncias que possam conferir aos peixes odor e sabor desagradáveis. Silva; Ferreira; Logato (2001) indicam a importância do OD e da temperatura como parâmetros diretamente relacionados ao desenvolvimento dos peixes.

Outros estudos puderam mostrar a ocorrência de má formação em várias espécies devido à presença de componentes mutagênicos e teratogênicos e que além destes poluentes tóxicos, a condutividade elétrica do efluente também pode influenciar a sobrevivência dos peixes, dependendo da sensibilidade da espécie (MALABARBA; GOETTEM, 1987 *apud* KELLNER; PIRES, 1998).

“Dentre os principais parâmetros de qualidade da água de interesse na piscicultura destacam-se: transparência, pH, alcalinidade, OD, condutividade elétrica, temperatura, nutrientes (N, P) e clorofila.” (BASTOS *et al.*, 2003b, p. 197).

A transparência da água tem uma relação direta com a atividade fotossintética no meio, pois a zona fótica determinada pela penetração da luz é que determina a região onde ocorre esta atividade (BASTOS *et al.*, 2003b).

O efeito do pH sobre peixes geralmente é indireto, influenciando na solubilidade, na forma e na toxicidade de diversas substâncias, como metais pesados, amônia e gás sulfídrico, tóxicos aos peixes, e no próprio equilíbrio do sistema carbônico. O pH ideal para cultivo de peixes encontra-se na faixa de 6,5 - 9,5, em que a presença de bicarbonatos é predominante (BASTOS *et al.*, 2003b, p. 198).

Quanto ao oxigênio dissolvido deve-se salientar que cada espécie de peixe pode apresentar um limite de concentração ideal para garantir um melhor desenvolvimento ou até mesmo sua sobrevivência (Bastos *et al.*, 2003b). A falta de oxigênio dissolvido na piscicultura utilizando efluentes de lagoas de estabilização ocasionando mortandades está relacionada a algumas razões, como à grande quantidade de matéria orgânica, à grande densidade de peixes, à formação de uma

camada espessa de algas na superfície e ainda um gradiente de oxigênio dissolvido entre a superfície líquida e camadas inferiores a esta (KELLNER; PIRES, 1998).

As variações de oxigênio estão relacionadas às atividades fotossintéticas, à respiração da biota, bem como à variação da carga orgânica no meio líquido. Mas, a solubilidade está relacionada também com a temperatura e a pressão (HORTEGAL FILHA, 1999).

No que se refere a este parâmetro, Azevedo *et al.* (1993 *apud* KELLNER; PIRES, 1998) afirmam que a tilápia do Nilo sobrevive em condições precárias com concentrações de até 0,5 mg/L de OD. Já de acordo com Losordo (1997 *apud* BASTOS *et al.*, 2003b), tilápias expostas num período de 20 minutos a 1 hora a níveis de OD menores que 1,0 mg/L pode ser letal.

Cada organismo tem um limite ideal de OD na água para sua sobrevivência, contudo, viveiros que contêm valores acima de 4,0 mg/L de OD é que apresentam boas condições para a criação de organismos aquáticos. Já valores, por exemplo, inferiores a 1,5 ou 2,0 mg/L podem ser letais à maioria das espécies caso permaneçam expostos por apenas poucas horas (SILVA; FERREIRA; LOGATO, 2001).

A condutividade elétrica indica a capacidade da água em conduzir eletricidade estando, portanto, relacionada à concentração de íons no meio. Na piscicultura, os valores desejáveis encontram-se dentro da faixa de 0,02 a 0,1  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (SILVA; FERREIRA; LOGATO, 2001).

Valores elevados de condutividade podem indicar acentuada decomposição, enquanto valores baixos podem evidenciar intensa produção primária. “A condutividade pode ser utilizada como indicador indireto de disponibilidade de nutrientes. Por outro lado, condutividade muito elevada também significa salinidade excessiva, que é prejudicial.” (BASTOS *et al.*, 2003b, p. 199).

A temperatura também é um fator que depende da espécie considerada, apesar de que, de uma forma geral, possa influenciar no metabolismo dos peixes,

que se encontra reduzido quando em temperaturas mais baixas. A faixa ideal de conforto térmico para espécies tropicais, como a tilápia, fica em torno de 20°C a 30°C (Bastos *et al.*, 2003b). Todas as atividades fisiológicas dos peixes, como respiração, digestão, reprodução, alimentação, etc. estão relacionadas à temperatura da água (SILVA; FERREIRA; LOGATO, 2001).

A tolerância às diversas formas de nitrogênio também varia de espécie para espécie e ainda dependendo do estágio de vida. Mas, em geral, os níveis letais são: de 0,6 a 2,0 mg/L para a amônia, de cerca de 0,5 mg/L para o nitrito e em torno de 5,0 mg/L no caso do nitrato. A forma mais tóxica é a amônia como amônia livre (NH<sub>3</sub>), sendo que sua toxicidade sofre variação devido ao pH da água e ainda depende da intensidade de perda no meio por volatilização. A toxicidade das formas de nitrogênio, em especial o nitrogênio amoniacal, pode variar segundo alguns parâmetros como pH, OD, temperatura, salinidade e composição iônica. (BASTOS *et al.*, 2003b).

Na realidade, os manejos necessários na piscicultura com a utilização de efluentes não diferem das boas práticas requeridas à piscicultura convencional, envolvendo a compatibilização entre a qualidade da água, a quantidade de água disponível, a técnica de cultivo de peixes empregada e a adequada seleção das espécies (BASTOS *et al.*, 2003a).

#### 2.1.5.3.1 Influência da Amônia

A importância da análise individual da amônia está ligada ao fato de que é um dos maiores constituintes de muitos esgotos municipais e industriais e é uma importante fonte poluente como subproduto de compostos usados na agricultura e em aplicações residenciais (DWYER *et al.*, 2005).

O nitrogênio tem um importante papel no tratamento de esgotos devido à toxicidade do mesmo com relação aos peixes quando sob forma amoniacal (Jordão; Pessoa, 2005). Por essa razão, o efeito da amônia como critério de qualidade de

água para aplicação na piscicultura tem grande importância (ALABASTER; LLOYD, 1982).

“O nitrogênio presente em águas residuárias domésticas provém da atividade humana.” (Silva, 1994, p. 2). As principais fontes de nitrogênio para o esgoto são as fezes e a urina humanas (Sawyer; Mccarty, 1978 *apud* SILVA, 1994). Este elemento pode apresentar-se em esgotos sob cinco formas, sendo elas: o nitrogênio amoniacal, o nitrogênio orgânico, o nitrito, o nitrato e o gás nitrogênio (Jordão; Pessôa, 2005). Devido a sua predominância em esgotos domésticos, que de uma forma geral corresponde a cerca de 60%, a amônia é a forma mais investigada (SILVA, 1994). Mas, é importante salientar que esta porcentagem depende do processo de nitrificação.

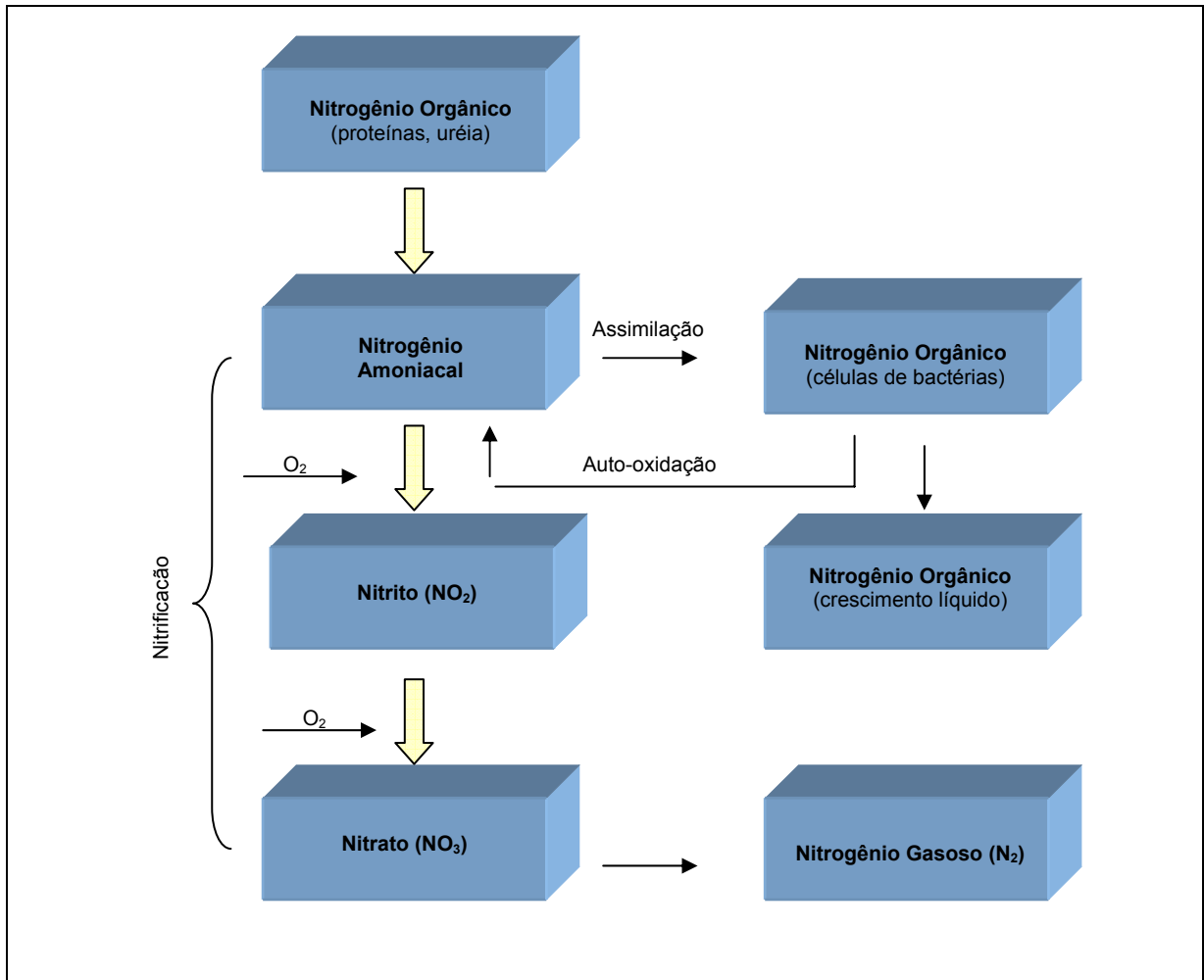
Pela verificação da forma como os compostos de nitrogênio estão presentes nas águas residuárias, pode-se estimar o grau de estabilização da matéria orgânica. Ou seja, a concentração em que cada uma das formas de nitrogênio se apresenta indica a idade do esgoto (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

Segundo Arceivala (1981 *apud* VON SPERLING, 2002), em lagoas de estabilização ocorrem cinco mecanismos principais de remoção de nitrogênio, que são através da volatilização da amônia, pela assimilação da amônia pelas algas, através da assimilação dos nitratos também pelas algas, pelo processo de nitrificação-desnitrificação bacteriológica e pela sedimentação do nitrogênio orgânico particulado.

Nos experimentos realizados pelo PROSAB, Tema 03, os resultados demonstraram a necessidade da adequação dos projetos de lagoas de estabilização ou dos próprios tanques de piscicultura, principalmente no que se refere à profundidade, com o objetivo do controle das concentrações de amônia no meio líquido em questão (BASTOS *et al.*, 2003b).

A amônia presente no esgoto é oxidada a nitrito quando na presença de oxigênio molecular pelas bactérias Nitrosomonas. Posteriormente, pela ação das bactérias Nitrobacter, o mesmo é oxidado a nitrato, conforme ilustrado na figura 1

(Jordão; Pessoa, 2005). Como o esgoto não apresenta quantidade suficiente de oxigênio dissolvido, as quantidades de nitrito e nitrato se tornam reduzidas neste meio (SILVA, 1994).



Fonte: JORDÃO; PESSÔA, 2005, p. 26.

**FIGURA 1** - Transformação do nitrogênio no processo biológico.

O nitrogênio amoniacal tem sido considerado por vários pesquisadores um produto tóxico às algas, ao zooplâncton e aos peixes (Mara; Pearson, 1986 *apud* SILVA, 1994). A toxidez da amônia molecular está relacionada a sua capacidade de atravessar membranas biológicas com maior facilidade e, assim, alterar o sistema fotossintético (Silva, 1994) conseguindo, com isso, inibir a atividade fotossintética das algas (Abeliovich; Azov, 1976; Azov; Goldman, 1982 *apud* SILVA, 1994). Os valores toleráveis de amônia para organismos como os peixes estão entre 0,2 a 0,5

mg N/L (Barnes; Bliss, 1983 *apud* SILVA, 1994). Quanto à amônia, a tilápia do Nilo não suporta quantidades superiores a 1,5 mg/L (CEPIS, 1990 *apud* KELLNER; PIRES, 1998).

Os efeitos perigosos em peixes relacionados à amônia estão correlacionados ao pH e à temperatura devido à influência desses fatores na quantidade da amônia não-ionizada (NH<sub>3</sub>) no meio líquido, que é na verdade a fração tóxica da amônia. A fração ionizada (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) é muito pouco ou até mesmo considerada não tóxica, sendo sua toxicidade mostrada no estudo realizado por Tabata (1962) como sendo 1/15 da toxicidade da fração não-ionizada (ALABASTER; LLOYD, 1982).

Com relação à temperatura, é dito que o aumento da temperatura provoca a elevação do nível de amônia não-ionizada. Mas, alguns estudos desenvolvidos por Woker, em 1949, e por Herbert, em 1962, demonstraram que, em temperaturas acima de 10°C, os níveis de amônia ionizada diminuem com o aumento da temperatura, mas o índice de concentração letal (LC<sub>50</sub>) em organismos permanece o mesmo (ALABASTER; LLOYD, 1982).

Para calcular a porcentagem de amônia não-ionizada presente em uma solução de amônia pode-se utilizar a equação 1 indicada (EMERSON *et al.*, 1975 *apud* ALABASTER; LLOYD, 1982):

$$\% \text{ Amônia não-ionizada} = \frac{100}{1 + \text{antilog}(pK_a - \text{pH})} \quad (1)$$

Onde:

pK<sub>a</sub>: o logaritmo negativo da constante de ionização, que depende da temperatura e encontra-se indicado na tabela 3.

**TABELA 3** – Valores para pKa da amônia em temperaturas entre 5° e 30°C.

Temperatura (°C)	5	10	15	20	25	30
pK <sub>a</sub>	9.90	9.73	9.56	9.40	9.24	9.09

Fonte: EMERSON *et al.*, 1975 *apud* ALABASTER; LLOYD, 1982, p. 88.

Outro fator que pode influenciar a toxicidade da amônia é o oxigênio dissolvido, tendo sido evidenciado por Wuhrmann, em 1952 e por Downing e Merkens, em 1955, que a redução do nível de oxigênio dissolvido eleva a toxicidade de algumas substâncias tóxicas, inclusive a da amônia (ALABASTER; LLOYD, 1982).

#### 2.1.5.3.2 Influência do pH

Jordão; Pessôa (2005) definem quantitativamente o pH como o logaritmo negativo da concentração do íon hidrogênio. Assim, tem-se a equação 2 abaixo:

$$\text{pH} = \log_{10} \frac{1}{\text{H}^+} \quad (2)$$

A existência de vida aquática em corpos d'água requer, de uma forma geral, valores de pH entre 6,0 e 9,0 (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

A faixa entre 6,0 e 9,0 corresponde ao valor de pH em água onde, segundo Silva; Ferreira; Logato (2001), os peixes podem ter condições de sobreviver e crescer melhor. Afirmam, ainda, que valores de pH abaixo de 4,5 ou acima de 10,0 podem favorecer a mortalidade.

Os processos de fotossíntese e de respiração podem ter influência no nível de pH, tendo em vista que, de uma forma geral, pela manhã a concentração de dióxido de carbono é alta e o pH é baixo, já no decorrer do dia o dióxido de carbono é removido da água, aumentando o pH (SILVA; FERREIRA; LOGATO, 2001).

O pH atua como fator de influência com relação às formas com que se apresenta o nitrogênio amoniacal: íon  $\text{NH}_4^+$  ou amônia  $\text{NH}_3$ . Em pH ácido a forma predominante é do íon  $\text{NH}_4^+$ , já em pH acima de 7,0, predomina a forma de  $\text{NH}_3$  (Jordão; Pessôa, 2005). Na realidade, em solução aquosa o gás amônia está em equilíbrio com o íon amônio, mas essa dinâmica pode variar com o pH e a temperatura. Por exemplo, quando o pH está acima de 10, a disponibilidade do gás



amônia pode aumentar em até 80 a 90% (GREEN *et al.*, 1996; GÓMEZ *et al.*, 1995; EDWARDS, 1992; REIS; MENDONÇA, 1999 *apud* FELIZATTO, 2000).

#### 2.1.6 Padrões e Normas aplicados ao Reúso de Águas Residuárias na Piscicultura

Os padrões e normas aplicados ao reúso de águas ainda são escassos no Brasil. Assim, os projetos e pesquisas desenvolvidos adotam os padrões da OMS ou da USEPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos) que são definidos realmente para este tipo de atividade. Porém, no caso da piscicultura, a USEPA não apresenta padrões a serem seguidos, adotando padrões para outros usos como irrigação, recarga de aquíferos e usos industriais diversos.

Além disso, pode-se ter como base os padrões do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), que classifica os corpos da água de acordo com os usos a que se destinam e no caso são considerados os padrões de qualidade da água referentes às atividades de aquicultura e de pesca. Há ainda os padrões de qualidade de produtos de pescado da ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária) do Ministério da Saúde, que também pode ser aplicado para que possa ser analisado o uso dos produtos para consumo humano.

A necessidade de um indicador auxiliar surge da intenção de invalidar os coliformes como indicadores utilizados como critério na qualidade sanitária no reúso na piscicultura. Nesta intenção, Blumenthal *et al.* (2000 *apud* BASTOS *et al.*, 2003b) indicam um padrão bem restritivo de qualidade microbiológica no valor de 50 UFC/g para esta atividade. Mas, este critério ainda é questionável porque em ambientes eutrofizados ou fertilizados as bactéria heterotróficas podem se desenvolver sem, entretanto, representar nenhum significado sanitário (EDWARDS, 1992).

##### 2.1.6.1 Padrões segundo a WHO – World Health Organization (OMS)

Os padrões recomendados pela OMS (Organização Mundial da Saúde) são menos restritivos que os limites estabelecidos em países industrializados e são

resultantes de uma avaliação baseada em estudos epidemiológicos de populações expostas (ARAÚJO, 2000).

Algumas diretrizes sanitárias devido ao uso de esgotos sanitários em piscicultura são indicadas pela WHO (1989) tendo em vista os riscos associados à saúde humana, tais como:

- Quantidade menor que  $10^3$  CF/100 mL na água no tanque de piscicultura;
- Valores entre  $10^3$  e  $10^4$  CF/100 mL na água afluyente ao tanque de piscicultura; e,
- Ausência de ovos de helmintos (trematóides).

Quanto ao risco da invasão dos músculos dos peixes por bactérias, a WHO (1989) indica que pode acontecer quando a concentração de coliformes é de  $10^4$  a  $10^5$ /100mL.

Em síntese, as diretrizes com relação à qualidade microbiológica no reúso em aquicultura estão indicadas na tabela 4:

**TABELA 4** – Critérios preliminares de qualidade microbiológica para reúso de águas segundo a OMS

Tipo de processo de reúso	Ovos <sup>a</sup> viáveis de Trematódeos (Média Aritmética do nº de ovos viáveis por L ou kg)	Coliformes Fecais (Média Geométrica d NMP/100 mL ou 100 g) <sup>b</sup>
Cultivo de peixes	0	< $10^4$
Cultivo de macrófita aquática	0	< $10^4$

Fonte: Mara; Cairncross, 1989 *apud* FELIZATTO, 2000, p. 76.

<sup>a</sup> Especial atenção deve ser dada aos parasitas *Clonorchis*, *Fasciolopsis* e *Schistosoma*, principalmente em áreas endêmicas.

<sup>b</sup> Assume-se que haverá redução de uma unidade logarítmica de CF, restando na saída do sistema CF < 1000 NMP/100 mL.

### 2.1.6.2 Padrões segundo o CONAMA

O CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) na resolução nº 357, de 17 de março de 2005, define o enquadramento dos corpos de água superficiais dispondo a classificação e as diretrizes ambientais a serem seguidas conforme os usos a que os mesmos se destinam. O objetivo da divisão em classes é garantir o uso da água de melhor qualidade em usos mais nobres e que exista uma garantia da qualidade. As águas doces, que possuem salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰, e as águas salinas, com salinidade superior a 30‰, são classificadas em quatro classes, sendo uma especial e as outras enumeradas de 1 a 3. Já para águas salobras, com salinidade entre 0,5 e 30‰, há uma divisão apenas em classe especial e as classes 1 e 2. A tabela 5 indica alguns parâmetros para águas doces com relação às atividades de aquicultura ou de pesca.

**TABELA 5 – Critérios para águas doces recomendados pelo CONAMA.**

Destino	Tipo	Classe	Padrões
Aqüicultura e pesca	Águas Doces	2	<p>&lt; 1000 CT/100mL*</p> <p>DBO<sub>5</sub> a 20°C ≤ 5 mg/L</p> <p>OD &gt; 5,0 mg/L O<sub>2</sub>**</p> <p>pH de 6,0 a 9,0</p> <p>SDT ≤ 500 mg/L***</p> <p>Nitrogênio amoniacal:</p> <p>3,7 mg/L N, para pH ≤ 7,5</p> <p>2,0 mg/L N, para 7,5 &lt; pH ≤ 8,0</p> <p>1,0 mg/L N, para 8,0 &lt; pH ≤ 8,5</p> <p>0,5 mg/L N, para pH &gt; 8,5</p>
Pesca amadora	Águas Doces	3	<p>Não verificação de efeito tóxico agudo****</p> <p>&lt; 4000 CT/100mL*</p> <p>DBO<sub>5</sub> a 20°C ≤ 10 mg/L</p> <p>OD &gt; 4,0 mg/L O<sub>2</sub>**</p> <p>pH de 6,0 a 9,0</p> <p>SDT ≤ 500 mg/L</p> <p>Nitrogênio amoniacal:</p> <p>13,3 mg/L N, para pH ≤ 7,5</p> <p>5,6 mg/L N, para 7,5 &lt; pH ≤ 8,0</p> <p>2,2 mg/L N, para 8,0 &lt; pH ≤ 8,5</p> <p>1,0 mg/L N, para pH &gt; 8,5</p>

Fonte: Adaptado do CONAMA (2005)

\* CT – coliformes termotolerantes. *E.coli* poderá ser determinada em substituição de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

\*\* Em qualquer amostra.

\*\*\* SDT – sólidos dissolvidos totais.

\*\*\*\* Comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido.

### 2.1.6.3 Padrões segundo o Ministério da Saúde

Como no Brasil não há nenhuma norma que regule os padrões a serem seguidos no cultivo de peixes com a utilização de efluentes, alguns estudos se baseiam em critérios microbiológicos associados ao consumo direto do pescado. Desta forma, segundo a portaria nº 451/97 do Ministério da Saúde tinha-se os valores máximos permitidos de 100 NMP/g de coliformes fecais e a ausência de *Salmonella* em 25 gramas (FELIZATTO, 2000).

Esta portaria foi revogada com a Resolução RDC nº 12, de 02 de janeiro de 2001, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA que apresenta os padrões segundo a tabela 6:

**TABELA 6** – Critérios de qualidade para alimentos recomendados pela ANVISA.

Grupo de Alimentos	Microrganismo	Tolerância Para Amostra Indicativa <sup>a</sup>
Pescado, ovas de peixes, crustáceos e moluscos cefalópodes "in natura", resfriados ou congelados não consumido cru; Moluscos bivalves "in natura", resfriados ou congelados, não consumido cru; Carne de rãs "in natura", refrigerada ou congelada.	<i>Estafilococcus coagulase positiva/g</i>	10 <sup>3</sup>
	<i>Salmonella sp/25g</i>	Ausência

Fonte: Adaptado da ANVISA (2001).

<sup>a</sup> Amostra indicativa: é a amostra composta por um número de unidades amostrais inferior ao estabelecido em plano amostral constante na legislação específica.

## 2.2 Ecotoxicologia

### 2.2.1 Definição

Estudos toxicológicos no meio ambiente podem ser caracterizados pelo conceito inicial da toxicologia ambiental ou pela toxicologia ecológica (ecotoxicologia) (Chapman, 2002), que vem assumindo papel de importância neste setor devido à maior abordagem dada por ela.

O domínio da toxicologia, tanto no que se refere à toxicologia ambiental quanto à ecotoxicologia, abrange o entendimento dos tipos de efeitos causados por compostos químicos, dos processos bioquímicos e fisiológicos responsáveis por esses efeitos, das sensibilidades à exposição dos diferentes tipos de organismos, bem como das toxicidades dos diferentes compostos e classes químicas (CHAPMAN, 2002).

A toxicologia estuda os efeitos adversos de substâncias sobre os seres vivos, sejam produtos químicos sintéticos ou existentes no ambiente de forma natural (Baird, 2002). Testes focados apenas em compostos químicos e seus efeitos podem ser uma importante ferramenta, mas podem não ser a mais significativa delas, pois, aspectos que envolvem variações ambientais como, perda de habitat, introdução de novas espécies ou aumento de nutrientes no meio, podem ser até mais valiosas em um ponto de vista macro (CHAPMAN, 2002).

A Ecotoxicologia compreende a integração da ecologia com a toxicologia, e objetiva entender e identificar os efeitos de substâncias químicas em comunidades naturais sob condições reais de exposição (CHAPMAN, 2002).

A Ecotoxicologia é considerada um novo campo da ciência que visa estudar como os produtos químicos são metabolizados, transformados, degradados, eliminados ou acumulados nos ecossistemas que os recebe e sofre as ações de sua toxicidade (MELLO, 1981 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003).

A ecotoxicologia é considerada, de uma forma geral, um ramo da ecologia que é responsável pelo estudo dos poluentes dentro de um ecossistema. De acordo com esta definição, esta disciplina estuda os efeitos das substâncias tóxicas, que são representadas pela maioria dos poluentes, ao nível dos organismos biológicos mais desenvolvidos. Na realidade, a avaliação do comportamento dos poluentes no meio ambiente com a exposição da biocenose constitui o procedimento preliminar da criação dos estudos da ecotoxicologia (RAMADE, 2000).

A ecologia estuda as interações entre os organismos, o funcionamento das populações e comunidades biológicas e os processos que afetam todos esses parâmetros (Andrewartha; Birch, 1954 *apud* CHAPMAN, 2002). Ou seja, estuda as interações entre os organismos e o seu meio ambiente em todos os níveis, desde o indivíduo ao ecossistema (Chapman, 2002), sendo o principal propósito entender e explicar os fenômenos naturais, processos ecológicos e, ainda, os resultados inerentes à distribuição, abundância, diversidade e interações das espécies (UNDERWOOD *et al.*, 2000 *apud* CHAPMAN, 2002).

Os ecologistas iniciaram seus estudos baseados em simples observações que foram posteriormente complementadas com investigações planejadas e depois com manipulações experimentais. *A posteriori*, para complementar estas manipulações experimentais, foram incluídas observações descritivas, experimentos laboratoriais e modelos matemáticos (CHAPMAN, 2002).

Devido à característica cíclica dessas atividades e relações entre espécies e ambiente físico, com uma permuta de elementos bastante regular, baseados em etapas biológicas, físicas e químicas alternantes, surge o conceito de ciclo biogeoquímico (Branco; Rocha, 1987 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003). A partir desses ciclos, os elementos químicos essenciais são conservados na biosfera. Diante desta tendência cíclica, os contaminantes podem também ser retidos por longos períodos na biosfera. A biota também pode influenciar a dispersão dos contaminantes, pois é capaz de concentrar determinados elementos (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Os ciclos biogeoquímicos são componentes integrais do ecossistema e servem para manter em equilíbrio os níveis de vários elementos químicos ao longo de processos contínuos. A desregulação dos ciclos biogeoquímicos é um dos maiores problemas causados pelo homem como agente contaminador do ambiente. Muitos contaminantes entram nos ciclos naturais, sendo redistribuídos e/ou concentrados em alguma etapa em que o ciclo trata de recuperar seu equilíbrio; essa redistribuição nos ciclos intermediários pode ter efeitos sobre o bem-estar e a saúde humana (AZEVEDO; CHASIN, 2003, p. 227).

O ciclo antropogênico tem feito aumentar a quantidade de material no ciclo dos metais pesados desde o século XIX, com o início da industrialização, gerando impactos na água, no solo, em plantas, animais e pessoas. E, com relação ainda ao ciclo, o homem pode ser afetado por meio do consumo de plantas ou animais quando estes se alimentarem de microrganismos, plantas ou animais menores e estes estejam contaminados. Portanto, o homem atua nos ciclos a partir do aumento das taxas de entrada de várias substâncias, desequilibrando a relação de consumo e produção biológica e ainda modificando a biosfera em ritmo acelerado (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Um dado interessante é que cerca de 120 mil substâncias químicas estão em uso comum e aproximadamente 11 mil são produzidas em quantidades maiores que 599 kg/ano. Apenas 1/1.000 das substâncias contidas no ambiente são de origem antropogênica, incluindo compostos tóxicos e outros que persistem e podem se acumular em níveis perigosos nos organismos vivos, denominados tóxicos ambientais (PAASIVIRTA, 1991 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Segundo Boudou; Ribeyre (1989 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003), o princípio fundamental da Ecotoxicologia baseia-se na análise dos processos de transferência de contaminantes nos ecossistemas e nos efeitos sobre sua estrutura e funcionamento, sendo os ecossistemas as estruturas unitárias, formadas pelo conjunto do ambiente físico (biótopo) com a comunidade de organismos vivos (biocenose), limitadas no tempo e no espaço. Deve-se ressaltar que os fatores bióticos e abióticos são a base para os estudos ecotoxicológicos. Quanto aos contaminantes podem ser representados por agentes físicos, químicos e até mesmo

biológicos, que possam dar origem a perturbações nos ecossistemas e em seus compartimentos.

### 2.2.2 Histórico

A Toxicologia surgiu desde quando os primeiros seres humanos buscavam seus alimentos e puderam detectar a existência de vegetais nocivos e que passavam a ser utilizados para caçar e guerrear. O Papiro de Ebers, documento antigo que data de 1500 a.C. tem o registro de cerca de 800 princípios ativos (GALLO, 1996; OGA; SIQUEIRA, 2003 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Dioscórides (40-90 d.C.) fez a primeira classificação de venenos em animais e vegetais e Mitridates (120-63 a.C.) é o provável pioneiro em experiências toxicológicas (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Paracelsus (1493-1541) foi um médico suíço que propôs um dos princípios básicos da Toxicologia que permanece válido até hoje, baseado na observação de que a toxicidade de qualquer substância está relacionada à dose, além de ter enunciado as diferenças entre efeitos agudos e crônicos da exposição a metais (PAOLIELLO; CAPITANI, 2000 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Mas, o considerado pai da Toxicologia foi um médico espanhol que ensinava na Universidade de Paris, Orfila (1787-1853), sendo o primeiro toxicologista a usar a análise sistêmica como prova legal de envenenamento (Paoliello; Capitani, 2000 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003), tendo deixado ainda uma importante obra na área intitulada *Traité de toxicologie* (GALLO, 1996 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Em 07 de janeiro de 1834, a Toxicologia adquiriu sua cientificidade, quando foi fundada a primeira disciplina de Toxicologia na Escola de Farmácia de Paris (PAOLIELLO; CAPITANI, 2000 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003).



A chegada do século XX caracterizou-se pelo avanço tecnológico na área da síntese química e com ela a toxicologia também evoluiu (Azevedo; Chasin, 2003). A partir da década de 60, a toxicologia iniciou sua ênfase na avaliação da segurança e do risco na utilização de substâncias químicas e na aplicação dos dados gerados em estudos toxicológicos e, a partir deste momento teve início sua abordagem social que existe até os dias atuais (OGA; SIQUEIRA, 2003 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003).

O termo Ecotoxicologia foi criado pelo professor pesquisador francês René Truhaut, em 1969, unindo o termo “eco”, proveniente da ecologia, com a toxicologia (AZEVEDO; CHASIN, 2003, p. XVII).

Hoje, a Toxicologia tem se expandido de forma multidisciplinar, havendo a necessidade de um aporte de tecnologias diversas para que seu conhecimento seja de fato alcançado, envolvendo áreas como física, química, bioquímica, biologia, patologia, farmacologia, imunologia, fisiologia, saúde pública, estatística e matemática (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Desta forma, a Ecotoxicologia pode ser posicionada entre as Ciências do Ambiente gerando conhecimento básico e essencial que gerará a formulação de dispositivos legais, normas, programas e diretrizes gerenciais com o intuito de enfrentar problemas de risco ecotoxicológico, potencial ou real, inerente ao uso e lançamento de agentes químicos no ambiente (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

No Brasil, vários testes ecotoxicológicos têm sido desenvolvidos com organismos aquáticos e terrestres, com biomarcadores, efeitos de contaminantes físicos, químicos e biológicos. Mas, o ecossistema aquático é considerado o mais estudado (Azevedo; Chasin, 2003). Somente na década de 90 é que os primeiros estudos sobre análise de risco em toxicologia tiveram início (BRILHANTE; CALDAS, 1999).

### 2.2.3 Características Gerais

A avaliação da toxicidade é caracterizada por parâmetros essenciais como as propriedades físico-químicas do agente tóxico, as vias de exposição, a duração e a frequência dessa exposição, as espécies testadas, bem como as características individuais e natureza do *endpoint* do efeito adverso que está sendo medido (USEPA, 1989 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Como na verdade todas as substâncias são tóxicas em doses suficientemente elevadas, as substâncias podem ser classificadas, na melhor das hipóteses, como dificilmente tóxicas ou praticamente não-tóxicas. Há ainda expressões como “moderadamente tóxico”, “levemente tóxico” ou “altamente tóxico”, que são muito subjetivas e, portanto, difíceis de serem fixadas ou adotadas (BAIRD, 2002).

O efeito de um composto tóxico é função da concentração deste no ambiente onde se encontra o organismo e da duração do tempo de exposição deste organismo àquela concentração. Estes fatores atuam de uma forma multiplicativa e desta forma define-se pela equação 3 a chamada dose da substância recebida pelo organismo (WESTMAN, 1985):

$$\text{Dose} = (\text{Concentração do composto}) \times (\text{Duração da exposição}) \quad (3)$$

Caso haja variação de concentração no decorrer da exposição, a dose total equivale à soma das doses recebidas em cada concentração (WESTMAN, 1985).

A partir do conceito de dose e exposição surgem as definições de doses agudas e doses crônicas, pois uma elevada concentração em um período curto de exposição define uma dose aguda ao passo que a mesma dosagem com uma concentração menor em um período maior resulta em uma dose crônica (WESTMAN, 1985).

Deve ser dada uma atenção especial às relações dose-resposta para substâncias tóxicas porque os indivíduos diferem entre si com relação à susceptibilidade a elas (BAIRD, 2002).

O efeito-resposta buscado em testes com animais, é, em sua maioria, a morte. O valor buscado é  $LC_{50}$  que corresponde à dose letal para 50% dos organismos testados (BAIRD, 2002).

Para alguns casos, pode-se encontrar a dose abaixo da qual nenhum animal é afetado que corresponde ao limiar na curva dose-resposta e é chamada de NOEL (nível de efeitos não-observáveis). É um índice de difícil obtenção tendo em vista que pode sofrer influência até da quantidade de organismos utilizados no teste (BAIRD, 2002).

Em exposições crônicas, pode ser obtido um valor de ingestão diária aceitável máxima (IDA) ou dose diária máxima (DDM) a partir da divisão do NOEL por um fator de segurança, que geralmente é 100. Este índice é denominado RfD (*toxicity reference dose*) na norma da USEPA. Entretanto, a IDA não constitui um valor seguro determinando a segurança ou a periculosidade das substâncias, pois "a transferência da informação sobre a toxicidade de animais para seres humanos não é exata, e, em muitos casos, o fator de segurança é bastante amplo." (BAIRD, 2002).

A representação dos resultados da relação dose-resposta é mais comumente realizada através da geração da curva dose-resposta que relaciona a dose da substância química com a porcentagem acumulativa de animais onde se observam efeitos, como por exemplo, a morte. A curva obtida na escala aritmética é assimétrica, em forma de S, ao passo que se a escala utilizada for logarítmica na representação da dose, passa a ser simétrica (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Nestas curvas pode-se também observar a toxicidade intrínseca da substância analisada a partir da inclinação da curva, pois esta indica a velocidade da absorção da mesma pelo organismo (BALLANTYNE; SULLIVAN, 1997 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Para se obter informações toxicológicas de organismos utiliza-se uma técnica denominada “bioensaio”, onde uma amostragem de uma espécie de organismo é exposta a concentrações de uma determinada substância para se conhecer os níveis tóxicos a que uma população pode ser exposta. Métodos padrões deste tipo de bioensaio referente a poluentes aquáticos já foram desenvolvidos para peixes, invertebrados e algas (WESTMAN, 1985, p. 367-368).

A utilização de bioensaios tem grande importância para o monitoramento ambiental de efluentes com relação à prevenção e a proteção contra a poluição. Pode-se obter a partir deles informações essenciais ao gerenciamento ambiental e ecológico do meio aquático (CHEN; YU; LIU, 2001).

A chamada vigilância biológica possui papel fundamental na proteção da saúde humana e no equilíbrio do ecossistema, tendo em vista que o comportamento da substância no meio biológico determina a sua biodisponibilidade e a intensidade com que o efeito adverso se apresenta. Para isso são utilizados parâmetros biológicos denominados indicadores biológicos ou biomarcadores, que conseguem refletir o comportamento das interações ocorridas entre o componente tóxico e o sistema biológico (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Na verdade, os organismos podem ser utilizados como indicadores biológicos ou bioindicadores das condições do meio, pois alguns têm sua saúde particularmente sensível a alterações no meio podendo indicar o comportamento e a saúde das outras espécies envolvidas no mesmo habitat (WESTMAN, 1985).

As espécies que podem ser utilizadas como indicadores biológicos devem ser ou muito intolerantes a condições de degradação e desaparecer logo após um distúrbio no ambiente ou se forem realmente tolerantes e serem as últimas sobreviventes em caso de algum distúrbio (WESTMAN, 1985).

O trabalho desenvolvido a partir de bioindicadores envolve avaliações dos organismos como um todo, com dados de campo de níveis múltiplos da organização biológica e que estão interligados diretamente aos impactos existentes (CHAPMAN, 2002).

Para organismos aquáticos, o acúmulo de substâncias tóxicas é perigoso tanto para aqueles que estão inseridos no meio quanto para os que as ingerem. Diante disto, os conceitos de bioacumulação e bioconcentração merecem uma atenção especial, sendo (Documento de Apoio Técnico para Qualidade Hídrica – Controle de Tóxicos, USEPA, 1991, *apud* MATSUI, 2002):

- Bioacumulação: processo onde uma substância é absorvida por um organismo aquático tanto a partir da água como via alimento. Define-se o fator de bioacumulação (BAF) como a relação entre a concentração de uma substância nos tecidos versus sua concentração na água ambiente, em situações em que os organismos e a cadeia alimentar foram expostos;
- Bioconcentração: processo pelo qual uma substância é absorvida da água pelas guelras ou pelo tecido epitelial e fica concentrada no corpo, sendo o fator de bioconcentração (BCF) definido também como a relação entre a concentração da substância nos tecidos versus sua concentração na água, mas em situações onde a cadeia alimentar não foi exposta nem contaminada.

Já a biomagnificação corresponde à bioacumulação de substâncias ao longo da cadeia alimentar, ou seja, uma concentração crescente em virtude do seu grau trófico (MATSUI, 2002).

De uma forma geral, “a bioacumulação é um termo que descreve a transferência dos contaminantes do meio externo para um organismo, no qual as concentrações observadas são muito superiores às do meio.” É um processo que pode acontecer seja a exposição a partir de sedimentos, água ou alimento. Para a predição ou descrição deste fator modelos distintos são utilizados (Azevedo; Chasin, 2003, p. 238-239). Os testes de bioacumulação são similares aos de toxicidade aquática expondo o peixe à água (MCKINNEY, 1981 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Fundamentalmente, a meta é avaliar a bioconcentração potencial, isto é, o ingresso dos contaminantes no ambiente externo; a bioacumulação, ou

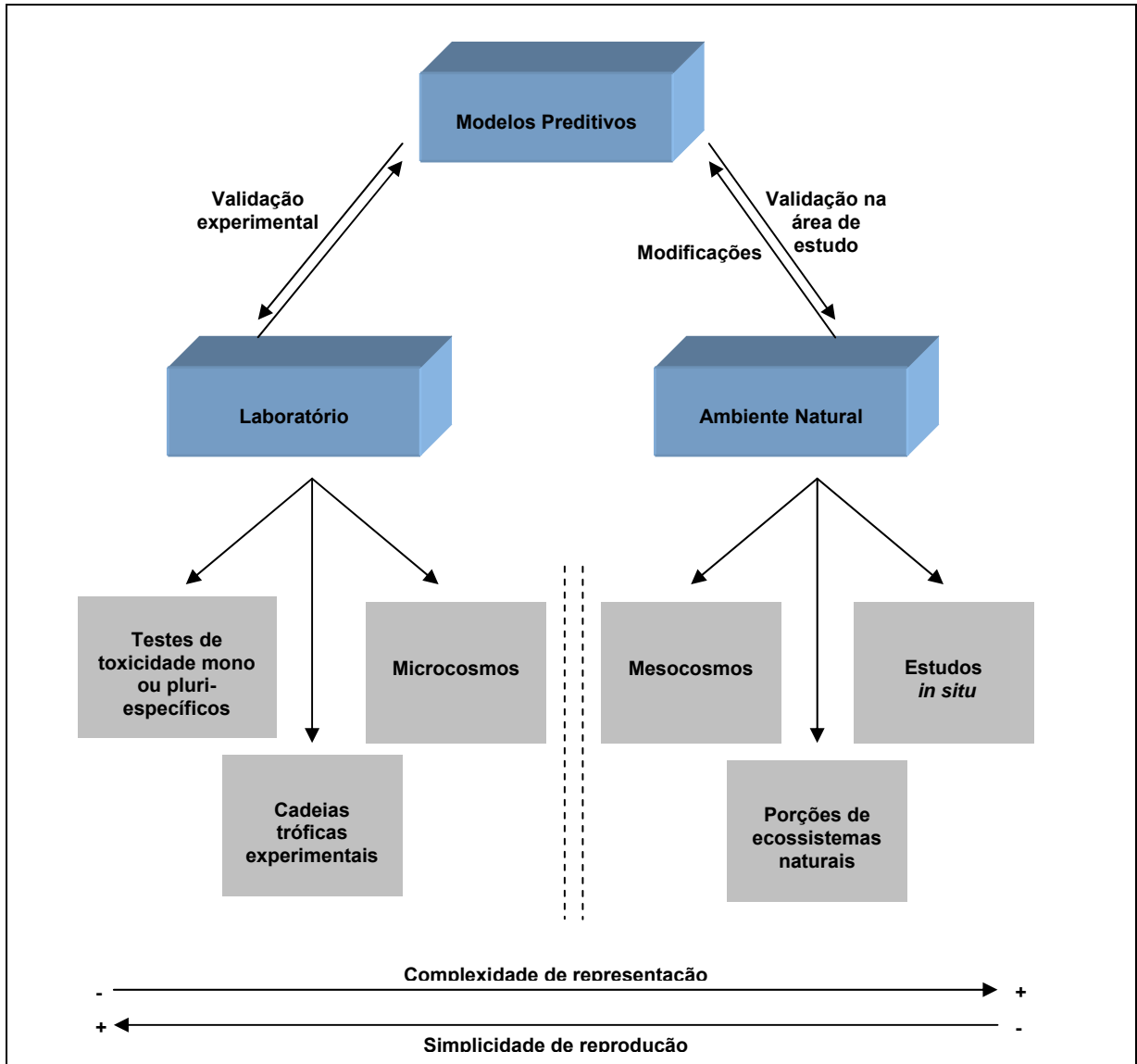
seja, o ingresso do contaminante no ambiente externo e nos alimentos; e a biomagnificação nos organismos, que é o aumento da concentração do contaminante nos níveis tróficos mais altos (KENDALL *et al.*, 2001 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003, p. 240).

Os experimentos realizados *in vitro* apresentam a vantagem de uma reprodução importante do meio natural com a utilização de um dispositivo mais simples, e, portanto reducionista. Em contraposição, a representatividade está correlacionada negativamente com a reprodução, e assim, os dispositivos experimentais mais simplificados afastam o resultado das condições naturais reais. Já os experimentos *in situ*, permitem o máximo de representatividade como dispositivo experimental desde o mesocosmo até o ecossistema como um todo (Ramade, 2000). O microcosmo é comumente identificado com uma dimensão maior que 1 a 10 provetas de laboratório, mas menor que 0,1 ha de uma área de lagoa. Já o mesocosmo geralmente corresponde a uma área igual ou maior que 0,1 ha de uma lagoa e usualmente é um sistema de ambiente externo (SOLOMON; SIBLEY, 2002).

A utilização do microcosmo como unidade básica na avaliação de efeitos para testes de populações de organismo representou um grande avanço nesta área, pois possui três pontos de relevância em estudos populacionais, tais como: teste sem efeito detectado, fornecendo a concentração de nenhum efeito observado (NOEC); efeitos que são recuperados durante o período de observação, originando a detecção da concentração em que nenhum efeito adverso foi observado (NOAEC); e, efeitos que não sofrem recuperação no período de observação. Estas respostas são função do tempo de recuperação do meio e têm grande importância em avaliações de riscos ecológicos (SOLOMON; SIBLEY, 2002).

A figura 2 apresenta um esquema resumido das categorias de base dos dispositivos experimentais utilizados na ecotoxicologia. Os primeiros organismos dos níveis de organização biológica mais simples são os utilizados nas metodologias ecotoxicológicas próprias para experimentos *in vitro*, desde a placa de *Petri* até aquários para organismos aquáticos, sendo, portanto, as cadeias tróficas

experimentais. Estes dispositivos redutores permitem realizar as pesquisas indo até uma escala populacional a partir de testes mais específicos (RAMADE, 2000).



Fonte: CAQUET *et al.*, 1989, 1992 *apud* RAMADE, 2000, p. 27.

**FIGURA 2** – Representação esquemática das metodologias de avaliação da ecotoxicologia.

#### 2.2.4 Testes de Toxicidade

Em décadas passadas, o controle da poluição era focado apenas em poluentes convencionais. Já nos últimos 10 (dez) anos, a atenção foi lançada para o controle de substâncias tóxicas, como por exemplo, aquelas provenientes de

estações de tratamento de esgoto. Assim, a mais contemporânea forma de controle envolve o uso de testes de toxicidade para medir a toxicidade de descargas de efluentes tratados (METCALF; EDDY, 2003).

É importante ressaltar que a presença de determinada substância no meio ambiente não é condição *si ne qua non* para a manifestação de efeitos tóxicos associados a ela. A ecotoxicidade de uma substância depende das características da exposição e de seu comportamento no meio ambiente e no sistema biológico. Assim, deve ser considerada a magnitude, a duração e a frequência da exposição, bem como as vias de introdução ou contato e a susceptibilidade dos organismos e não somente as propriedades físico-químicas da substância (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

O objetivo dos testes é apoiar o gerenciamento ambiental e implementar estratégias de controle capazes de minimizar impactos ambientais, mantendo a integridade física, química e biológica dos sistemas envolvidos (MATSUI, 2002).

Em muitos países desenvolvidos, testes de toxicidade em efluentes industriais são requeridos como forma de garantir que as descargas de efluentes não gerem efeitos adversos aos organismos aquáticos nas águas que os recebem. Um exemplo é o caso dos EUA, onde sua agência de proteção ambiental, desde 1984, incluiu testes de toxicidade aquática nos limites do *National Pollutant Discharge Elimination System* (NPDES, Sistema Nacional de Eliminação e Descarga de Poluentes) (CHEN; YU; LIU, 2001).

Nos estudos de ecotoxicidade, os efeitos causados às espécies-teste são avaliados por meio da exposição de organismos representativos do ambiente às várias concentrações de uma ou mais substâncias, por período determinado. “O desenvolvimento de métodos em toxicidade é assunto complexo e, de maneira geral, tem por finalidade a predição de efeitos ambientais, a comparação entre substâncias e a monitoração de efluentes.” (AZEVEDO; CHASIN, 2003, p. 137).

Como não é economicamente viável avaliar a toxicidade específica de cada uma das milhares de substâncias potencialmente tóxicas em efluentes



complexos, o teste de toxicidade com organismos aquáticos é uma forma direta de determinar a toxicidade de um efluente (METCALF; EDDY, 2003).

Assim, os testes de toxicidade com organismos em condições laboratoriais e/ou de campo têm sido utilizados para identificar os efeitos de substâncias existentes nos efluentes sobre a biota, possibilitando estabelecer limites permissíveis para várias substâncias químicas e, ainda, avaliar o impacto de misturas de poluentes sobre os organismos.

A seleção de espécies para a realização desses testes deve seguir alguns critérios específicos, envolvendo características peculiares, tais como (MATSUI, 2002):

- Sensibilidade ao material ou aos fatores ambientais;
- Distribuição geográfica, abundância e disponibilidade ao longo do ano;
- Importância recreativa, econômica ou ecológica;
- Disponibilidade de métodos para a sua cultura e reprodução;
- Boas condições físicas, sem apresentar doenças.

Impactos em espécies de peixes consumidos pelo homem estão entre aqueles de maior relevância social em ambientes aquáticos. Estas espécies são também importantes indicadores da saúde ecológica de ecossistemas aquáticos. Muitos dos peixes consumidos, especialmente aqueles com finalidade recreativa, são predadores no elo superior das cadeias alimentares aquáticas; estes predadores estão freqüentemente entre as primeiras espécies a desaparecer como resultado de distúrbios no meio (BRILHANTE; CALDAS, 1999, p. 132).

Conforme estudos realizados, para a USEPA, ao se fazer a diluição do efluente nos testes, a toxicidade de efluentes está bem relacionada com as medidas de toxicidade realizadas nas águas que os receberam. Além disso, a previsão dos impactos dos testes de toxicidade tanto no efluente como nas águas receptoras correspondem às respostas encontradas nas comunidades ecológicas naturais nas águas (METCALF; EDDY, 2003).

Segundo Metcalf; Eddy (2003), estes testes podem ser utilizados para vários tipos de avaliação e abordagem, tais como:

- Avaliar a sustentabilidade das condições ambientais para a vida aquática;
- Estabelecer concentrações aceitáveis de águas a serem recebidas conforme parâmetros convencionais (como OD, pH, temperatura, salinidade ou turbidez);
- Estudar os efeitos dos parâmetros da qualidade da água na toxicidade de esgotos;
- Avaliar a toxicidade do esgoto para um ou mais organismos-teste de águas doces, de estuários ou marinhos;
- Estabelecer sensibilidade relativa de um grupo de organismos aquáticos padrões com relação a efluentes bem como a padrões tóxicos;
- Avaliar o grau de tratamento de esgoto necessário para achar os requisitos de controle de poluição da água;
- Determinar a eficiência de métodos de tratamento de esgoto; e,
- Estabelecer taxas de descarga permissíveis de efluente.

Uma grande vantagem da utilização de testes de toxicidade é a ampla abordagem que se pode alcançar num ensaio, podendo determinar a fonte de um efeito tóxico quando um efluente, por exemplo, contém diversos tipos de substâncias poluentes, simplesmente pelo isolamento destas e ainda para diferentes tipos de espécies e em diferentes concentrações (METCALF; EDDY, 2003).

Segundo Metcalf; Eddy (2003), os testes podem ser classificados de acordo com a duração, com o método de adição das soluções-teste, com o tipo do teste (*in vitro* ou *in vivo*) e com o propósito, desta forma:

- Duração: com período curto, intermediário ou longo;
- Método de adição das soluções-teste: estática, com recirculação, com renovação ou com fluxo constante;

- Tipo: *in vitro* (conduzidos em placas de *petri* ou tubos de ensaio em laboratório, com condições controladas com organismos) ou *in vivo* (com o próprio organismo no ambiente ou fora do laboratório);
- Propósito: determinação de padrões aceitáveis, determinação de zonas de mistura, etc.

Quando se avaliam os efeitos de uma substância tóxica por intermédio de testes de toxicidade, sua duração é especificada de acordo com determinado intervalo de tempo, e a concentração, ou dose, é ajustada para produzir respostas agudas ou crônicas (MATSUI, 2002, p. 10).

Testes de pequena duração e resposta rápida são denominados agudos. Já os testes de toxicidade crônica apresentam resultados a longo prazo, com tempo de exposição de cerca de 1/10 (um décimo) do período de vida do organismo, e com efeitos sub-letais, ou seja, prejudica o ser, mas não chega a causar a morte (METCALF; EDDY, 2003).

A toxicologia ambiental preocupa-se bastante com as exposições crônicas caracterizadas por doses relativamente baixas em longos prazos. Mas, a maior parte de experimentos neste campo é de toxicidade aguda por razões práticas de custo e tempo. Na prática são utilizadas doses com elevadas concentrações e daí os resultados podem ser extrapolados para condizer com as condições reais de exposição (BAIRD, 2002).

Uma dificuldade encontrada é que, em alguns casos, as propriedades de um ecossistema não podem ser identificadas como a soma das propriedades de seus constituintes elementares (Ramade, 1977 *apud* RAMADE, 2000). Vale salientar que esta correlação é de grande importância para as metodologias de estudo em ecologia, pois elas determinam uma aproximação reducionista. A pertinência destas considerações torna-se evidente quando os dispositivos experimentais da ecotoxicologia são aplicados (RAMADE, 2000).

#### 2.2.4.1 Testes de Toxicidade Aguda

Quando se busca a nocividade de uma determinada substância para um organismo, o teste mais utilizado é o de toxicidade aguda devido à facilidade da coleta de dados com o aparecimento rápido dos sintomas logo após o contato (BAIRD, 2002).

O teste de toxicidade aguda corresponde a um teste de curta duração, onde a exposição resultará em uma resposta significativa logo após o início do ensaio, em um tempo de cerca de 48 a 96 horas. Metcalf; Eddy (2003) indicam que este teste é definido pela concentração letal média ( $LC_{50}$ ) quando a mortalidade é o ponto final do experimento ou pela concentração efetiva média ( $EC_{50}$ ) quando o ponto final for um efeito sub-letal, como por exemplo, imobilização, fadiga ao nadar, evasão ou fuga, no caso de organismos aquáticos.

Na realidade, o índice que expressa a toxicidade aguda é um valor virtual estatisticamente obtido. Representa a melhor estimativa da dose necessária para produzir morte em 50% dos animais podendo, portanto, deve estar acompanhada de formas de estimar possíveis erros como a probabilidade de obtê-la. Estes limites de probabilidade são indicados pelo responsável pelo experimento de forma a obter os resultados semelhantes que seriam obtidos em 90 ou 95 testes realizados em um total de 100 realizados seguindo o mesmo procedimento (Azevedo; Chasin, 2003). Geralmente pode ser definido graficamente ou analiticamente usando métodos binomiais, de média móvel ou *probit*, onde se utiliza um intervalo de confiança de 95% (METCALF; EDDY, 2003).

Os testes são conduzidos por vários períodos de tempo, mas o teste de 96 horas é o mais comum. A morte é geralmente usada como critério de observação no teste de 96 horas. Testes de toxicidade em animais aquáticos geralmente evitam os problemas de administração de dose conhecida, ou determinação de quanto de toxina um animal recebe, pela medição da concentração da toxina dissolvida na água onde o organismo está inserido. Estes dados são utilizados no desenvolvimento e aplicação de critérios de qualidade da água para a proteção do meio aquático (REISH; OSHIDA, 1986 *apud* FAI; FAGADE, 2005).

Os testes de toxicidade aguda podem ser realizados em organismos de diferentes níveis tróficos, sejam: bactérias, microalgas, microcrustáceos e peixes, além da ecotoxicidade terrestre, a partir de testes de germinação de sementes e alongamento de raízes em plantas, testes com minhocas, abelhas, aves, entre outros (RAND, 1995 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Na aplicação dos resultados a USEPA define um número de unidades tóxicas (TU - *toxic units*) a ser adotado por agências federais e estaduais, assim determinado pela equação 5 (METCALF; EDDY, 2003):

$$TU_a = \frac{100}{LC_{50}} \quad (5)$$

Onde:

TU<sub>a</sub>: unidade tóxica aguda;

LC<sub>50</sub>: concentração letal média para 50% dos organismos.

O uso dos resultados para definição de limites padrões em agências governamentais possui algumas limitações (WESTMAN, 1985):

- O bioensaio geralmente é definido a partir de ensaios de 48 e 96 horas de exposição e, portanto, não se pode saber qual o comportamento da taxa de mortalidade em períodos longos de exposição;
- O bioensaio é realizado com uma espécie apenas e, em um contexto de um ecossistema a substância pode ser transferida através da cadeia alimentar, onde níveis de exposição a partir da ingestão de alimentos podem resultar em taxas de mortalidade maiores do que aquelas obtidas com a concentração apenas no meio líquido. Além disso, outros fatores podem aumentar o stress dos organismos e aumentar a sensibilidade à determinada concentração, como interações entre as espécies, competição e atividade predatória;
- O sinergismo positivo causando um aumento potencial de toxidez entre substâncias variadas não é levado em consideração;

- Muitas vezes somente um estágio da vida é verificado e a sensibilidade de algumas espécies pode estar vinculada a este fator;
- A sensibilidade a um determinado poluente pode variar entre espécies que pertencem à mesma comunidade biológica da espécie testada;
- O bioensaio não é sensível aos efeitos sub-letais que poderiam mostrar efeitos letais em longos períodos.

## 2.3 Avaliação de Riscos

### 2.3.1 Definições

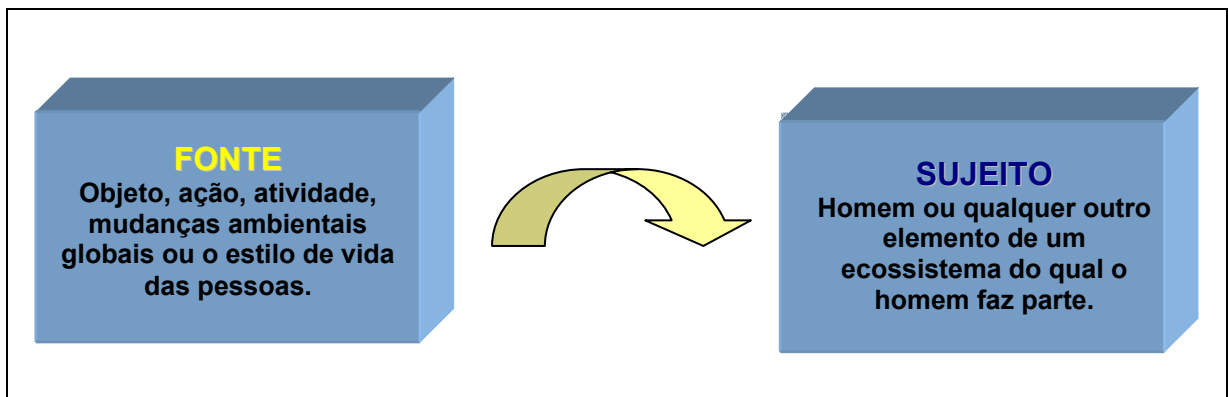
O termo risco é usado para referir-se à probabilidade de ocorrência de um determinado nível de impacto. Apesar de ser conceituado como uma exposição ao perigo, a maioria dos analistas o define a partir do conceito de proximidade com o perigo (WESTMAN, 1985).

Já Nardocci (2003) afirma que risco é a probabilidade de que algum efeito adverso aconteça, sendo o efeito adverso definido como um julgamento de valor, podendo se constituir de mortes, doenças, diminuição da qualidade de vida, prejuízos econômicos, danos ambientais e outros. Mas, o risco também pode ser expresso através da comparação com doses calculadas com valores de referência determinados por gestores responsáveis.

É importante salientar a diferença entre risco e incerteza, onde esta última não é quantificada e não se apresenta como função de probabilidades. São classificadas em dois tipos: imprecisão, que se associa à dificuldade na distinção de coisas e limites, e ambigüidade, referente à multiplicidade de relacionamentos e não especificação de alternativas (KLIR; FOLGER, 1988 *apud* VIEIRA, 2005).

Os riscos podem ser classificados em objetivos e subjetivos, onde os primeiros são estimados com base em cálculos estatísticos e metodologias quantitativas, enquanto os últimos são avaliados com base em julgamentos intuitivos (NARDOCCI, 2003).

Entre os riscos objetivos, existem algumas designações, tais como: riscos para a saúde humana, riscos ambientais, tecnológicos, epidemiológicos, industriais, acidentais, ecológicos, nucleares, etc., onde a nomeação refere-se à fonte geradora do risco ou ao sujeito exposto a ele. Para a caracterização de um risco, é necessária a existência simultânea desses dois elementos: uma fonte (perigo) e um sujeito, conforme ilustrado na figura 3 (NARDOCCI, 2003).



Fonte: NARDOCCI, 2003, p. 404.

**FIGURA 3** – Relação: Fonte geradora de risco x Sujeito exposto.

Segundo Nardocci (2003), baseando-se nas metodologias de avaliação quantitativa de riscos existentes, os riscos para a saúde humana podem ser classificados em:

- Riscos tecnológicos: causados por eventos acidentais não naturais e caracterizados essencialmente por efeitos imediatos, como mortes ou efeitos irreversíveis à saúde humana, sendo analisados principalmente na área de segurança industrial;
- Riscos ambientais: decorrentes de fatores ou mudanças ambientais induzidas por atividades antropogênicas e associados a efeitos imediatos ou de longo prazo, possuindo, geralmente, um enfoque epidemiológico;
- Riscos naturais: provenientes de fenômenos naturais como enchentes, terremotos e vulcões, gerando efeitos imediatos ou de longo prazo.

Na verdade, pode-se afirmar que os riscos têm apenas duas origens: a natureza, a partir dos fenômenos naturais, ou o próprio homem, com atos, atividades ou obras que geram riscos artificiais específicos (VIEIRA, 2005).

Com relação à avaliação dos riscos subjetivos, procura-se abranger a percepção e os julgamentos individuais ou sociais e como estes influenciam e/ou determinam as escolhas relacionadas ao risco e à sua aceitabilidade social. Já os chamados riscos ecológicos procuram avaliar os efeitos adversos para outros elementos de um ecossistema, e não para a saúde humana (NARDOCCI, 2003).

### 2.3.2 Histórico

Nos anos 30, técnicas semelhantes à avaliação de risco começaram a ser utilizadas com o objetivo de definir limites permissíveis de exposição a agentes químicos em ambiente de trabalho. Desde esta época e mais particularmente a partir dos anos 80, a avaliação de risco ambiental tem se desenvolvido e superado desafios estabelecendo-se no campo da ciência. Portanto, a adoção deste processo em sistemas ambientais e ferramenta política para tomada de decisão é bastante recente (EDULJEE, 2000).

A avaliação de riscos evoluiu nos anos 50 como instrumento para estudar o desempenho tecnológico e evitar falhas em indústrias químicas e nucleares após a II Guerra Mundial (WORLD BANK, 1997a *apud* DEMIDOVA; CHERP, 2005).

A metodologia da Análise de Riscos Ambientais foi primeiramente desenvolvida e testada por Bachfisher, em 1978, no desenvolvimento de sua tese de doutorado, em Munique, na Alemanha (SANKOH, 1996).

O processo de avaliação de risco é um importante instrumento de política ambiental, mas começou a ser utilizado com maior frequência apenas a partir dos anos 80, com enfoques variados envolvendo estudos de propriedades químicas, físicas e biológicas de materiais ou atividades, cálculo numérico de índices, bem



como, informações probabilísticas da ocorrência de eventos e suas conseqüências (BRILHANTE; CALDAS, 1999).

Em 1983, o Conselho Nacional de Pesquisa dos Estados Unidos, fundamentou o processo de identificação e avaliação de riscos para a saúde pública a partir da divisão do mesmo em quatro etapas: identificação do perigo, avaliação da exposição, avaliação da toxicidade e a caracterização do risco (EDULJEE, 2000).

Dos anos 80 aos anos 90, muitas ferramentas foram desenvolvidas para serem aplicadas em cada etapa criada, como por exemplo, os modelos de dose de extrapolação para elucidar as características de dose-resposta de substâncias químicas. Houve ainda o desenvolvimento de modelos e técnicas de análise de dados devido ao advento dos computadores e que trouxe um fundamental crescimento na área de avaliação quantitativa de riscos ambientais e à saúde humana (EDULJEE, 2000).

A aplicação da avaliação de riscos para proteger a saúde humana tem se desenvolvido nos últimos 60 anos, mas somente nos últimos 25 anos é que a avaliação de riscos ambientais tem sido mais profundamente utilizada (SOLOMON; SIBLEY, 2002).

### 2.3.3 Análise e Avaliação de Riscos

A análise de riscos é uma metodologia que visa avaliar e determinar a probabilidade de um efeito adverso provocado por um agente, seja físico, químico ou outro qualquer (Molak, 1997 *apud* VIEIRA, 2005), divide-se em duas fases distintas: qualificação ou identificação dos riscos: onde é realizado o levantamento dos riscos, de suas causas e tipos de ocorrência, bem como das incertezas existentes; e, a quantificação ou avaliação dos riscos, que objetiva quantificar a partir de números as probabilidades ou possibilidades da ocorrência de falhas ou eventos indesejáveis (VIEIRA, 2005).

Além da identificação propriamente dita, para se obter maior racionalidade no processo decisório, podem ser adotadas escalas de valores de acordo com o impacto gerado e, com isso, obter o conceito de severidade do risco, que corresponde ao produto da probabilidade de ocorrência pelo impacto e indica o valor do risco (VIEIRA, 2005).

É importante ressaltar que, para a opinião pública, a avaliação das conseqüências dos eventos indesejáveis tem maior significado prático no que se refere à percepção do risco e às tomadas de decisão, do que a probabilidade de sua ocorrência (Sjöberg, 2001 *apud* VIEIRA, 2005). Mas, o uso de métodos matemáticos fornece objetividade e racionalidade e auxilia na tomada de decisão (BRILHANTE; CALDAS, 1999).

A análise de riscos é subdividida em duas etapas (METCALF; EDDY, 2003):

- Avaliação de riscos: estuda e analisa o efeito potencial de certos perigos para a saúde humana, atuando como uma ferramenta ao utilizar informações estatísticas de causa e efeito;
- Gerenciamento de riscos: processo que indica possibilidades de redução de riscos que são determinados como inaceitáveis. Deve ser realizado com uma abordagem sistêmica, selecionando alternativas, otimizando opções ou minimizando riscos detectados (VIEIRA, 2005).

A avaliação de riscos pode ser entendida como o conjunto de metodologias que calculam e avaliam a probabilidade de um efeito adverso ser provocado por um agente (químico, físico ou biológico), por um processo industrial, por uma tecnologia ou até mesmo por um processo natural, que possa prejudicar a saúde humana ou o ambiente (Nardocci, 2003). É uma metodologia indicada para procedimentos com alto grau de incertezas e com impactos de significância potencialmente elevada (DEMODOVA; CHERP, 2005).

Para a avaliação do risco de um evento são utilizados dois componentes básicos: a probabilidade de ocorrência e a dimensão das conseqüências, onde a

estimativa da probabilidade de ocorrência é feita a partir de uma análise estatística, tendo como base, caso haja, dados históricos e, caso contrário, é feito por estimativa com técnicas de análises apropriadas (TOMMASI, 1994).

Quando o resultado de uma ação no meio ambiente acontece provocando a ocorrência de efeitos sobre a saúde, a análise de riscos é utilizada para quantificar os riscos correspondentes (Metcalf; Eddy, 2003), tendo-se então uma análise de riscos ambientais na qual, o gerenciamento de risco envolve atividades de desenvolvimento de padrões, normas e estratégias de gerenciamento para compostos específicos, sejam tóxicos ou agentes infecciosos (METCALF; EDDY, 2003).

#### 2.3.4 Avaliação de Riscos Ambientais

A Avaliação de Riscos Ambientais é um processo que avalia o potencial dos efeitos adversos potenciais que podem ocorrer como resultado da exposição a contaminantes ou outros fatores de stress, atuando como uma ferramenta ou estrutura para reunir, organizar e avaliar informações científicas com o intuito de dar suporte a decisões de gerenciamento, e ainda reconhece, considera e ilustra as incertezas na estimativa destes efeitos (CHAPMAN, 2002).

Segundo o Conselho de Pesquisa Nacional dos EUA, a avaliação de risco ambiental objetiva caracterizar os efeitos potenciais da exposição a perigos ambientais, sendo o perigo definido como qualquer situação que pode causar danos à vida, à propriedade, ao meio ambiente. Já risco pode ser a probabilidade da ocorrência de dano, e ainda a possível extensão das conseqüências do evento. Desta forma o risco ambiental corresponde à probabilidade do meio ambiente sofrer danos devido a efeitos da atividade humana, seja de forma direta ou indireta (TOMMASI, 1993).

O processo de avaliação de risco ambiental é um instrumento metodológico importante para a execução de uma política de saúde ambiental. Tal processo está sendo usado para satisfazer uma grande gama de propósitos, entre

os quais auxiliam na gestão do risco e propiciar subsídios aos órgãos reguladores para tomada de decisões. Na realidade, ele foi desenvolvido porque os agentes regulamentadores e a opinião pública exigiram que os cientistas fossem além da pura observação das relações entre exposição a poluentes e seus efeitos nas populações e no meio ambiente, para responder a questões sociais sobre o que não é seguro (BRILHANTE; CALDAS, 1999).

O método da avaliação de riscos ambientais é uma ferramenta apropriada para casos de modelagem de sensibilidade de áreas, para identificação de alternativas em projetos e para avaliar a compatibilidade ambiental de cada alternativa possível (SANKOH, 1996).

É importante salientar que o tipo de avaliação de risco que deve ser realizada e o tipo de dados necessários para o processo estão diretamente relacionados com o objetivo que pretende ser alcançado com a avaliação (CHAPMAN, 2002).

Os riscos ambientais envolvem uma gama variada de componentes, oriundos de incertezas relacionadas aos sistemas ecológicos, qualidade de água, flora e fauna, valores cênicos, históricos e culturais, impactos bióticos, abióticos e antrópicos. Basicamente, os riscos ambientais significam probabilidade de perdas ou deterioração ambiental, em qualquer dos seus aspectos ou manifestações (VIEIRA, 2005, p. 293).

Por essa razão, a seleção de indicadores é uma desvantagem na utilização deste processo, pois não se torna possível definir uma lista de indicadores extensa, bem como a dificuldade de algumas informações sobre influências do meio ambiente. Outro problema é a subjetividade no procedimento quando são indicados valores ou pesos relativos aos impactos ou efeitos gerados. Mesmo assim, a flexibilidade e a simplicidade do método fazem com o mesmo seja aplicado em vários estudos de avaliação ambiental (SANKOH, 1996).

SOUTHWORTH *et al.* (1982 *apud* TOMMASI, 1994) exemplificam alguns danos ambientais e ecológicos provenientes da ação humana, tais como: a perda de espécies do ecossistema; mudanças na abundância relativa e na importância das

espécies das comunidades; mudanças na biomassa, no tamanho, na estrutura etária ou na produção dentro da população das espécies; interferência nas funções de conversão de energia e no ciclo de elementos do ecossistema; bem como, mudanças nas propriedades físicas do sistema.

#### *2.3.4.1 Etapas da Avaliação de Riscos Ambientais*

A avaliação dos riscos ambientais divide-se em etapas seqüenciais de procedimento que são (NARDOCCI, 2003):

- A identificação do perigo;
- A avaliação da exposição;
- A avaliação dose-resposta;
- A quantificação do risco.

De forma geral, a partir desta divisão de etapas, a avaliação dos riscos ambientais permite (NARDOCCI, 2003):

- Calcular as doses resultantes para um grupo de pessoas ou a população de forma geral, referente a um determinado agente;
- Efetuar a previsão dos riscos aos quais um grupo está exposto.

##### 2.3.4.1.1 Identificação do perigo

Corresponde à etapa inicial de um estudo de avaliação de risco e consiste na identificação dos agentes envolvidos, bem como no levantamento de suas propriedades físico-químicas e/ou toxicológicas, que são importantes devido aos efeitos causados na saúde humana (Nardocci, 2003). Nesta fase, os objetivos e procedimentos são definidos e a informação disponível é avaliada e resumida (Chapman, 2002). Esta etapa analisa a evidência disponível e determina se a substância ou componente em questão fornece um perigo particular e adverso à saúde (METCALF; EDDY, 2003).

A identificação dos agentes dará subsídios às etapas seguintes da avaliação, devendo ser realizada no mesmo período do levantamento dos estudos epidemiológicos e toxicológicos a respeito desses mesmos agentes (Nardocci, 2003). Os dados mais comuns obtidos para esta etapa são provenientes de bioensaios realizados com animais (BRILHANTE; CALDAS, 1999).

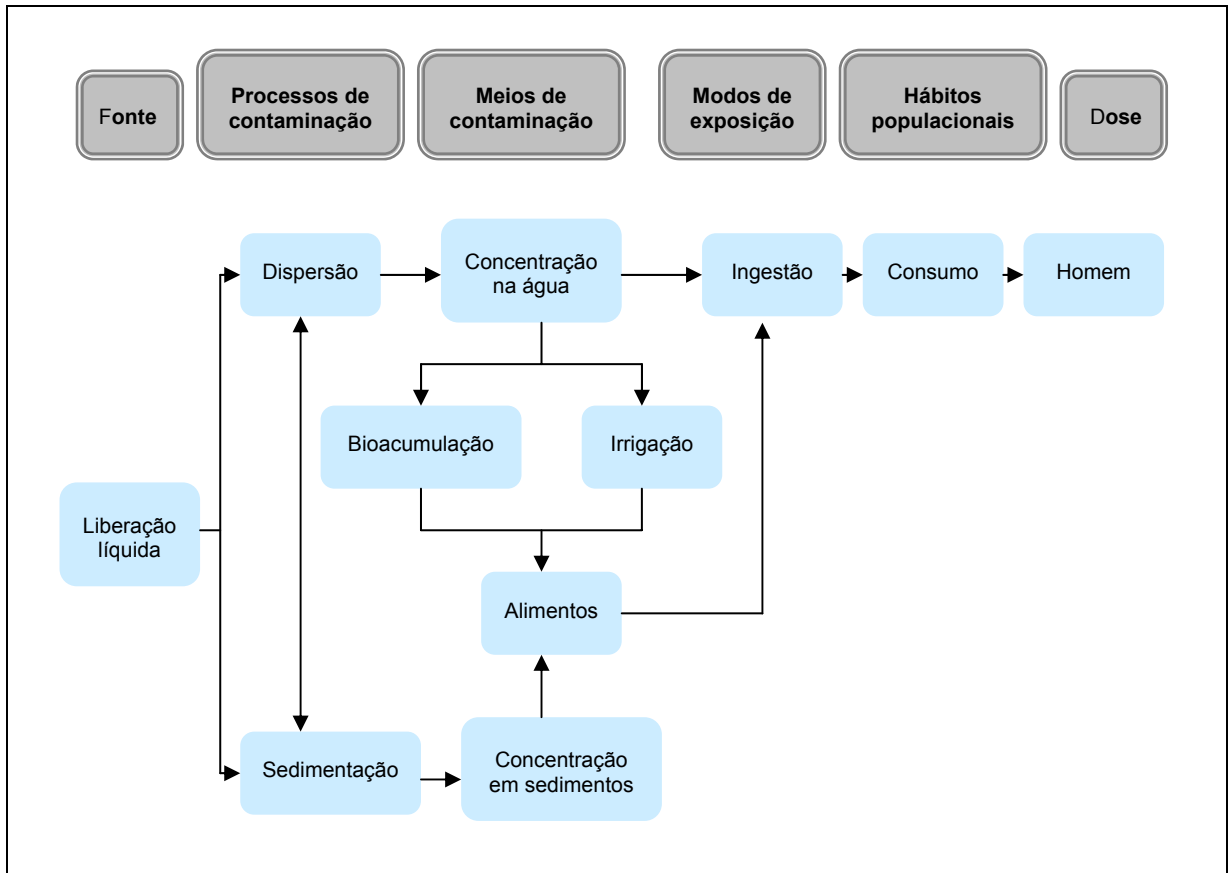
#### 2.3.4.1.2 Avaliação da exposição

Exposição é o processo pelo qual um organismo entra em contato com um perigo, levando ao risco real. Para os homens este processo pode acontecer através da inalação do ar, da ingestão de água ou comida, absorção através do contato com a pele ou via radiação (METCALF; EDDY, 2003).

A avaliação da exposição determina a dose recebida pelos indivíduos expostos aos agentes identificados, podendo ser feita diretamente pela coleta e análise de amostras ambientais, ou mesmo diretamente na população exposta, através de bioensaios, onde, neste caso, é necessário que a população já tenha sido exposta ao agente (Nardocci, 2003). Segundo Chapman (2002), a avaliação da exposição identifica as concentrações de exposição, sejam a partir das emissões, das velocidades e das trajetórias, a biodisponibilidade e a sensibilidade das espécies ou populações expostas.

A exposição possui quatro características fundamentais que a descrevem: rota, que evidencia a via da exposição, magnitude, que está relacionada à concentração, duração e frequência (BRILHANTE; CALDAS, 1999).

As formas de interação entre os compartimentos ambientais devem ser determinadas e compreendidas para que esta fase seja bem realizada. Estes processos de transporte podem ser exemplificados com a representação esquemática para um agente em um corpo hídrico, conforme figura 4 (NARDOCCI, 2003):



Fonte: Adaptado de IAEA, 1986 *apud* NARDOCCI, 2003, p. 410.

**FIGURA 4** – Processos possíveis de transporte ambiental para liberação líquida.

Na realidade, o modo de exposição não se dá apenas por ingestão, mas também por inalação ou absorção através da pele (NARDOCCI, 2003).

Esta etapa pode ser realizada a partir da utilização de um modelo matemático como forma de prever a dose para uma determinada população, mesmo antes de a mesma ser exposta ou atingida. Para isso, deve-se conhecer o comportamento ambiental do agente em questão objetivando caracterizar todo o percurso realizado pelo agente no meio ambiente até alcançar o ser humano (NARDOCCI, 2003).

#### 2.3.4.1.3 Avaliação dose-resposta

A avaliação dose-resposta corresponde à avaliação dos efeitos, que tem o objetivo de identificar a natureza ou o caráter do perigo em questão (CHAPMAN, 2002).

O objetivo desta etapa é definir a relação entre a quantidade da substância tóxica sob a qual o organismo está exposto e o risco que existe para que essa exposição cause prejuízos à saúde (METCALF; EDDY, 2003).

É a etapa mais importante da determinação dos riscos para a saúde humana, tendo em vista que consiste na associação das doses avaliadas com os efeitos esperados para a saúde de indivíduos ou da população. Os dados nesta fase são obtidos a partir de estudos epidemiológicos ou através de estudos experimentais com organismos, células ou parte destas. Os estudos experimentais são responsáveis pela geração das curvas dose-resposta e podem apresentar uma boa precisão por ser uma ferramenta monitorada (NARDOCCI, 2003).

#### 2.3.4.1.4 Quantificação do risco

A quantificação ou caracterização do risco é a última fase, que traz consigo todas as informações das etapas anteriores reunidas para, a partir daí, estimar o risco existente baseado no comparativo da exposição com os efeitos gerados e, além disso, resumir as incertezas existentes no processo (MUNNS *et al.*, 2002 *apud* CHAPMAN, 2002).

Esta etapa procura indicar a integração entre a exposição e a avaliação da dose-resposta para chegar às probabilidades quantitativas que indicarão os efeitos que poderão ocorrer nos organismos expostos (METCALF; EDDY, 2003).



### 2.3.5 Avaliação de Riscos Ecotoxicológicos

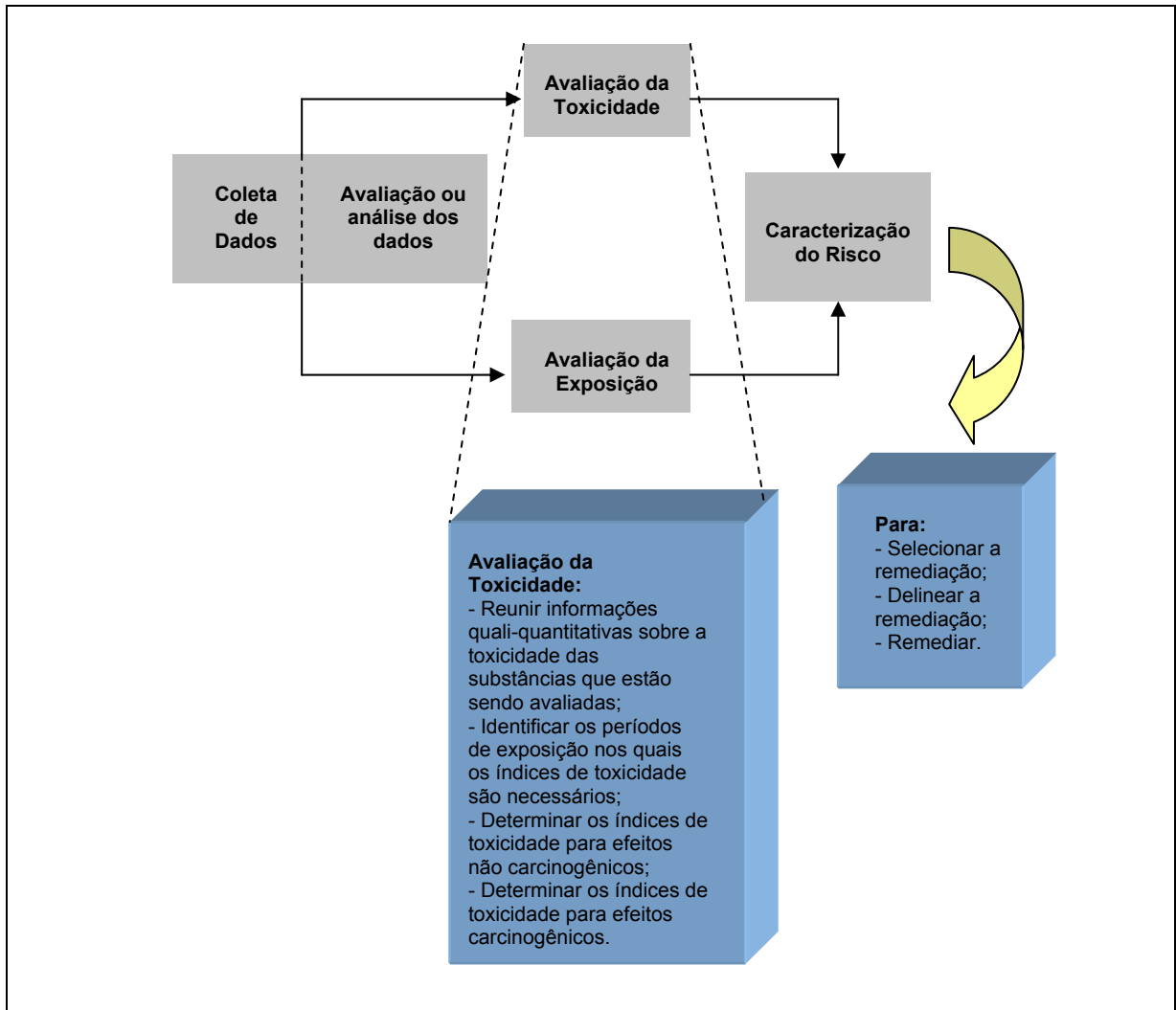
A avaliação de risco ecotoxicológico deve ser baseada em técnicas de avaliação de risco ecológico e à saúde humana, observando uma abordagem da avaliação de risco integrada, chamada Avaliação de Risco Sócio-ambiental (ARSA). Neste conceito, a Toxicologia é utilizada para conhecer o risco de ocorrência do efeito tóxico (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Uma vez obtida a informação toxicológica de uma determinada substância, pode ser iniciada uma avaliação de riscos que objetiva encontrar os prováveis tipos de toxicidade esperados para uma população exposta a esta substância, analisando a probabilidade de ocorrência de cada efeito sobre ela. Para isto deve-se buscar o conhecimento e a avaliação do perigo esperado pelo elemento, da dose-resposta e da exposição potencial do organismo ao mesmo (BAIRD, 2002).

“O estabelecimento do risco deve basear-se na análise dos dados de toxicidade da substância sob determinadas condições de exposição.” O efeito analisado pode ser de dois tipos: um que pode ter um limiar ou limite (*threshold*) ou outro que considera haver risco em qualquer grau de exposição (AZEVEDO; CHASIN, 2003, p. 132).

Segundo Matsui (2002), devem ser combinados os processos de determinação de perigos e riscos e os testes de toxicidade com análises de destino e efeito que normalmente são realizadas sob forma de modelagens e levantamentos de campo.

Desta forma, a avaliação da toxicidade de uma substância é definida como a caracterização quali-quantitativa do potencial de efeitos adversos à saúde oriundos da exposição de um organismo a ela, conforme figura 5 (AZEVEDO; CHASIN, 2003):



Fonte: Modificado de USEPA, 2002 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003, p. 134.

**FIGURA 5** – Avaliação da toxicidade na avaliação de risco.

Nos processos de avaliação de riscos ecotoxicológicos, o uso de biomarcadores pode responder questões ambientais importantes que não são resolvidas a partir de outros procedimentos mais comuns como questionários e determinação de concentrações ambientais (WHO, 2001 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003). Por isso, eles devem ser relevantes no que se refere à sua capacidade de informar sobre o risco oriundo da exposição, e ainda apresentar validade laboratorial e epidemiológica (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Estes biomarcadores, na realidade, compõem a ferramenta de identificação do perigo deste tipo de avaliação, pois podem indicar satisfatoriamente as correlações de dose-resposta em populações de risco que a definem, como: exposição-dose, efeito biológico-doença e susceptibilidade-doença (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

O aumento dos estudos ecotoxicológicos tem ampliado ainda a aplicação da avaliação de riscos ecológicos, que avalia a probabilidade de efeitos ecológicos adversos surgirem devido à ação de estressores, que correspondem a qualquer entidade física, química ou biológica. Estes efeitos podem ser representados por qualquer alteração no valor estrutural ou nas características funcionais do ecossistema ou algum de seus componentes. Esta ferramenta pode ser utilizada para uma avaliação prospectiva, prevendo efeitos futuros, ou mesmo retrospectiva, a partir de eventos já ocorridos (USEPA, 1992a, 1998 *apud* NARDOCCI, 2003).

Com relação à avaliação de riscos ecotoxicológicos, as fases da avaliação de riscos podem ser assim identificadas (AZEVEDO; CHASIN, 2003, p. 132-133):

- A avaliação da toxicidade, que corresponde à caracterização da toxicidade inerente à substância identificando os efeitos que a mesma pode causar nos organismos a ela expostos, é composta pela identificação do perigo e pela avaliação dose-resposta (USEPA, 1989, 2002 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003). Sendo a identificação do perigo o processo onde se observa se a exposição a determinado agente pode estar relacionada ou não ao aumento da incidência de determinado efeito adverso e se há possibilidade deste efeito atingir o homem. Já a avaliação dose-resposta vincula, quantitativamente, a informação da toxicidade com a caracterização da relação entre a dose e a incidência do efeito adverso à saúde na população;
- Os índices de toxicidade, estabelecidos pela visão quantitativa da relação dose-resposta, são utilizados na etapa de caracterização do risco de ocorrência de efeitos adversos em níveis de exposição distintos (USEPA, 2002 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Eggen *et al.* (2004) indicam que a avaliação de riscos ecotoxicológicos enfrenta alguns desafios, como:

- A extrapolação do significado dos resultados dos efeitos causados por altas doses e curtos períodos de duração dos ensaios para baixas doses e longos períodos de exposição pode gerar conseqüências diferenciadas;
- A utilização de compostos simples pode gerar efeitos biológicos provenientes de efeitos múltiplos, que não sejam identificados em ensaios que analisem crescimento, reprodução ou morte de organismos;
- A exposição real dos organismos geralmente é baseada em misturas complexas e não somente um composto, podendo ser obtidas respostas diferenciadas devido à integração e combinação destas, como antagonismo ou sinergia;
- A combinação de múltiplos estressores também pode modificar os efeitos, como, por exemplo, a influência da temperatura, do pH ou presença de nutrientes e compostos não poluentes;
- E, ainda, os organismos interagem entre si num ecossistema complexo com populações de várias espécies que ainda podem influenciar os efeitos existentes.

### 2.3.6 Metodologias para Avaliação de Riscos Ambientais e Ecotoxicológicos

A avaliação probabilística de riscos é um procedimento quantitativo usado para avaliar riscos técnicos e envolve cinco fases principais: identificação de perigos e eventos iniciais; identificação de medidas mitigadoras de segurança; traçado das redes de eventos possíveis, simulando as possíveis conseqüências; quantificação de todas as probabilidades e severidades; e, combinação de probabilidades e severidades para o cálculo dos riscos (HASTINGS, 2001).

Estudos probabilísticos para avaliações de riscos ambientais utilizam distribuições de sensibilidade de espécies combinadas a distribuições de

concentrações de exposição para descrever melhor as extrapolações dos limites de efeitos e, com isso, obter o risco dos efeitos adversos. São utilizados todos os dados toxicológicos de espécies isoladamente e estes, quando combinados com as distribuições de exposição geram uma estimativa qualitativa dos riscos. Apesar destas vantagens, esta metodologia também oferece algumas desvantagens, como: necessidade de mais dados de efeito e de exposição; não possui todas as informações com relação às incertezas; e, sua calibração em campos de observação não pode ser aprofundada (SOLOMON; SIBLEY, 2002).

A Engenharia de análise de riscos refere-se principalmente à análise das concentrações de poluentes que excedem os limites indicados em normas e visa quantificar as várias incertezas que podem ocorrer na evolução de processos físicos diversos. Para isto, utiliza procedimentos probabilísticos que são mais apropriados do que os métodos determinísticos. Probabilidades e a recente teoria da difusão são ferramentas que quantificam as incertezas que podem ser utilizadas para a análise de risco ambientais, como por exemplo, risco de poluições (GANOULIS; PAPALOPOULOU, 1996).

A avaliação de riscos microbiológicos é um processo baseado em dados que permitem a identificação e a caracterização de um perigo microbiológico e a partir deste determina o risco inerente a ele (Reid *et al.*, 2001 *apud* GIANNOULIS *et al.*, 2005). Uma avaliação de risco pode fornecer expressões numéricas de risco ou mesmo a separação e listagem de riscos em categorias descritivas. A aplicação desta metodologia fornece consistência, objetividade e confiança obtendo uma melhoria eficaz no âmbito da saúde pública (WHO, 1997; REID *et al.*, 2001 *apud* GIANNOULIS *et al.*, 2005).

Esta avaliação microbiológica pode identificar as ameaças à saúde humana e ainda partir de uma abordagem teórica para um plano prático, inserindo-se em uma estrutura de gerenciamento de risco e, a partir daí, os possíveis riscos à saúde podem ser controlados com eficácia (WESTRELL *et al.*, 2004).

O sistema de gerenciamento de análise de perigo e pontos de controle críticos (HACCP) é outra ferramenta que oferece um gerenciamento preventivo e

uma qualidade garantida no monitoramento de produtos finais. Envolve a identificação de pontos críticos para controlar perigos e manter as melhores práticas de gerenciamento. Os critérios são estabelecidos para cada ponto de controle, que são monitorados e quando ultrapassam limites críticos definidos, as ações corretivas são estabelecidas (FAO, 1997; WHO, 1999 *apud* WESTRELL *et al.*, 2004).

Baseando-se nas propriedades físicas e químicas das substâncias consideradas tóxicas e na dinâmica dos receptores, pode-se estimar a concentração ambiental (EEC), que define critérios a serem utilizados em avaliações de riscos ecotoxicológicos, assim definidos pela USEPA (MATSUI, 2002):

**TABELA 7** – Diretrizes da USEPA para determinação de riscos das substâncias tóxicas para organismos aquáticos.

<b>Pressuposição Regulamentadora</b>	<b>Toxicidade Aguda</b>	<b>Toxicidade Crônica</b>
Sem riscos	$EEC < 1/10 LC_{50}$	EEC < nível sem efeito crônico (NOEL)
Riscos que podem ser mitigados mediante restrição de uso	$1/10 LC_{50} \leq EEC < 1/2 LC_{50}$ $EEC \geq 1/10 LC_{50}$	Não aplicável
Risco inaceitável Espécies não ameaçadas	$EEC \geq 1/2 LC_{50}$	EEC $\geq$ níveis com efeitos crônicos, inclusive efeitos reprodutivos.
Risco inaceitável Espécies em risco	$EEC > 1/20 LC_{50}$ ou $EEC > 1/10 LC_{50}$	EEC $\geq$ níveis com efeitos crônicos, inclusive efeitos reprodutivos; além de qualquer modificação nos habitats.

Fonte: URBAN; CROOK, 1986 *apud* MATSUI, 2002, p. 26.

### 2.3.7 Riscos Ambientais e Ecotoxicológicos associados ao Reúso

De acordo com a OMS (1989 *apud* DEVAUX *et al.*, 2001), existem dois tipos de riscos distintos associados ao reúso: risco potencial associado a critérios microbiológicos e riscos reais que podem ser medidos com estudos epidemiológicos.

O risco potencial está associado à idéia de que a simples presença de microrganismos patogênicos no esgoto põe em perigo a saúde da população exposta, com base nos dados de sobrevivência dos microrganismos nas fezes, na água, no solo ou nas culturas; já a avaliação do risco real depende da combinação

de diversos fatores como a resistência dos microrganismos ao tratamento do esgoto e às condições ambientais, a dose infectiva, a patogenicidade, a suscetibilidade e o grau de imunidade do hospedeiro, assim como o grau de exposição humana aos focos de transmissão (BASTOS; MARA, 1993; KÖNIG; CEBALLOS, 1998 *apud* ARAÚJO, 2000).

Léon; Cavallini (1996 *apud* HORTEGAL FILHA, 1999) indicam que o risco real no reúso de águas residuárias existe quando as seguintes condições acontecerem:

- Quando uma dose infectiva de um agente patogênico excretado chega ao campo agrícola ou ao tanque de piscicultura;
- Quando o agente patogênico se multiplica no campo ou no tanque de forma a alcançar doses infectivas;
- Quando a dose infectiva atinge um hospedeiro humano ou animal susceptível;
- Quando o hospedeiro é infectado;
- E, por fim, quando a infecção causa de fato uma doença ou auxilia na sua transmissão.

Segundo Blum (2003), o contato humano com a água de reúso pode ocorrer de diversas formas, como:

- Ingestão direta da água;
- Ingestão de alimentos crus e verduras irrigadas e consumidas cruas;
- Ingestão de alimentos processados;
- Através da pele devido a banhos em mananciais contendo água de reúso;
- Pela inalação de aerossóis formados, por exemplo, em sistemas de irrigação por aspersão ou em aeração superficial de lagoas; e,
- Por meio da visão ou do olfato, como no caso de descargas sanitárias.

O risco inerente ao uso de efluentes e excretas na aquicultura atinge grupos de pessoas específicos, tais como: os trabalhadores dos tanques piscícolas, a população que more nas proximidades dos referidos tanques de cultivo, as pessoas que manipulam os peixes ou os consumidores dos peixes (LÉON; CAVALLINI, 1996 *apud* HORTEGAL FILHA, 1999).

Um dos riscos mais importantes à saúde no que se refere à transmissão de enfermidades com influência de aspectos sanitários é proveniente dos helmintos, devido ao seu tempo de sobrevivência no meio ambiente, que pode variar de meses até anos. Em segundo plano estão as doenças causadas por bactérias, seguidas por protozoários e por último encontram-se os vírus. No caso destes o tempo de sobrevivência é de apenas poucos dias (BASTOS; MARA, 1993; YÁNEZ, 1993 *apud* ARAÚJO, 2000).

Todavia, os riscos à saúde pública podem estar relacionados à contaminação microbiológica, à toxicidade, como também à bioacumulação de compostos químicos (POLPRASERT, 1996; KINDZIERSK; GABOS, 1995; STOTT *et al.*, 1994; COOPER, 1991 *apud* ARAÚJO, 2000).

Patógenos e parasitas encontrados em excretas humanos são os maiores responsáveis por uma grande variedade de doenças em países em desenvolvimento (Pruss *et al.*, 2002). A maioria deles pode ser encontrada em fezes humanas (Feachem *et al.*, 1983 *apud* LANGERGRABER; MULLEGGER, 2004). Mas, o risco da contaminação do ambiente existe apenas quando as fezes são colocadas próximas a locais onde homens e animais vivam ou, principalmente, próximo a fontes de água potável (ESREY *et al.*, 1998 *apud* LANGERGRABER; MULLEGGER, 2004).

Apesar do conhecimento de que bactérias entéricas, patogênicas ou componentes da flora intestinal do homem ou de animais de sangue quente não são habitantes normais do trato intestinal de peixes e também não causam doenças aos mesmos, Edwards (1992); Mara; Cairncross (1989 *apud* LARSSON, 1994) citam três riscos potenciais à saúde com relação ao uso de águas residuárias na aquicultura:



- A transferência passiva de agentes patogênicos pelos peixes através do consumo ou da manipulação dos mesmos;
- A transmissão de trematóides quando os peixes participem do ciclo de vida dos mesmos como hospedeiros intermediários, como, por exemplo, as espécies *Clonorchis sinensis* e *Fasciolopsis buski*, ambas com ocorrência significativa na Ásia; e,
- A transmissão de esquistossomose, cujos hospedeiros intermediários são outros constituintes da fauna aquática e as larvas dos mesmos podem penetrar pela pele humana com o contato pela água (FELIZATTO, 2000).

Além disso, as bactérias possuem capacidade evasiva e de disseminação por diversos órgãos e tecidos de peixes, como o trato intestinal, rins, fígado, sangue e músculos. No último, só acontece quando a densidade de bactérias em outros órgãos já se encontra bastante elevada, além de depender da densidade das mesmas na água, do tempo de exposição e da capacidade de defesa do organismo dos peixes (BAKER; SMITHERMAN, 1983; HEJKAL *et al.*, 1983; BURAS *et al.*, 1985, 1987, 1993 *apud* BASTOS *et al.*, 2003b).

Os peixes podem ser contaminados por bactérias e vírus pelo acúmulo destes nas escamas, nas guelras, no líquido intraperitoneal, nas vias digestivas ou nos músculos. E, assim, quando ocorre o mau cozimento dos mesmos, podem então vir a transmitir doenças infecciosas (LÉON; MOSCOSO, 1996; MARA; CAIRNCROSS, 1989 *apud* FELIZATTO, 2000).

A probabilidade das bactérias invadirem o músculo de peixes, de acordo com Léon e Cavallini (1996 *apud* HORTEGAL FILHA, 1999); Strauss (1985 *apud* FELIZATTO, 2000), acontece de fato somente quando o cultivo dos mesmos é realizado em um meio líquido com concentração superior ao limite de  $10^4$  a  $10^5$  NMP/100mL de coliformes fecais e *Salmonella*, ocorrendo pouca acumulação destes organismos patogênicos no interior ou na superfície do tecido comestível quando a concentração de coliformes estiver na faixa de  $10^3$  NMP/100 mL, apesar de poder haver elevadas concentrações no trato intestinal ou no líquido intraperitoneal mesmo com uma menor contaminação da água.

As evidências de transmissão passiva de vírus, protozoários e nematóides patogênicos humanos são praticamente inexistentes. Entretanto, não se pode de todo descartar essa hipótese, principalmente no caso de manipulação ou consumo de peixes que se alimentam de material bentônico (por exemplo, a carpa), uma vez que protozoários e helmintos tendem a sedimentar em lagoas de estabilização ou tanques de piscicultura (BASTOS *et al.*, 2003b, p. 211).

Quanto aos helmintos nematóides intestinais patogênicos, na utilização de esgotos tratados na piscicultura, não representam riscos à saúde ao ser humano, com exceção do *Gnathostoma spinigerum*, que é mais comum na Ásia, que tem os peixes como hospedeiros intermediários. Já quanto aos trematóides a preocupação circunda em especial o *Chlonorchis sp.*, *Opisthorchis sp.*, *Paragominus sp.* e *Schistosoma sp.*, sendo que apenas os dois últimos têm representatividade na América do Sul e no Brasil (EDWARDS, 1992; FEACHEM *et al.*, 1893 *apud* BASTOS *et al.*, 2003b).

Buras (1990 *apud* Araújo, 2000) questiona o uso de CF ou *Escherichia coli* como indicadores da qualidade microbiológica de peixes, tendo em vista que existe o risco de multiplicação de alguns microorganismos potencialmente patogênicos (*Clostridium sp* e *Streptococcus*) no muco e tecidos de peixes.

Muitas pesquisas desenvolvidas têm realizado a avaliação de risco em reúso de águas e indicado o controle a partir das rotas de infecção relacionadas com excrementos. A maior atenção tem sido dada aos vírus entéricos porque possuem baixa dose de infecção, longo tempo de sobrevivência no meio, dificuldades em monitorá-los, e ainda sua baixa remoção e inativação em sistemas de tratamento convencionais (METCALF; EDDY, 2003).

Em se tratando de águas residuárias domésticas, os metais pesados não devem constituir maior problema. De maneira análoga, oligoelementos provavelmente estarão presentes em concentrações abaixo dos teores tóxicos e acima da demanda nutricional da maioria [...] dos peixes (BASTOS *et al.*, 2003a, p. 9).

No caso dos compostos químicos presentes devido às parcelas de efluentes industriais, “a determinação das concentrações nos efluentes exige pesquisas epidemiológicas e/ou toxicológicas demoradas e muito caras [...]” (Blum, 2003, p. 127). O uso de águas residuárias, brutas ou tratadas, em atividades como a agricultura ou a aqüicultura, pode apresentar riscos toxicológicos pela possível entrada de componentes químicos, como metais pesados e compostos orgânicos sintéticos, na cadeia alimentar (ARAÚJO, 2000).

O risco de contaminação humana é maior na aqüicultura devido à ocupação do homem na cadeia alimentar como consumidor secundário, tendo em vista que os compostos químicos acumulados chegam ao consumidor em doses ainda maiores. Mas, os efeitos toxicológicos no homem devem ser investigados a partir da observação de eventos, para a construção de uma base de dados confiável. Assim, o controle deve ser avaliado conforme normas estabelecidas para contaminantes presentes em alimentos (ARAÚJO, 2000).

A presença dos agentes químicos (substâncias químicas perigosas) e biológicos (organismos patogênicos) na água destinada ao reúso é a preocupação central de seus potenciais usuários. Esses agentes estão presentes, na maioria das vezes, em decorrência de contaminantes originários de usos anteriores da água, mas podem também ter sido introduzidos por fenômenos naturais (NARDOCCI, 2003).

A não ser que ocorram descargas destes compostos químicos no esgoto bruto, como no caso de contribuições industriais, tais constituintes não aparecerão em quantidades que possam afetar adversamente produtos e consumidores (CROOK, 1991 *apud* ARAÚJO, 2000, p. 57).

Segundo Blum (2003), alguns critérios gerais devem nortear um programa de reúso quanto à qualidade da água, tais como:

- Saúde pública: o reúso não deve resultar em riscos sanitários à população;

- Aceitação da água pelo usuário: o reúso não deve causar objeções por parte dos usuários;
- Preservação do meio ambiente: o reúso não deve acarretar prejuízos ao meio ambiente;
- Qualidade da fonte de água: a fonte de água que será submetida a tratamento para posterior reúso deve ser quantitativa e qualitativamente segura;
- Adequação da qualidade ao uso pretendido: a qualidade da água deve atender às exigências relativas aos usos a que ela se destina.

O reúso efetivo exige que cuidados com a segurança sanitária sejam maiores e à medida que o efluente final assumir características de matéria-prima de algum produto, novas leis e padrões de qualidade devem ser obedecidos. Por exemplo, a mão-de-obra não especializada deve dar lugar a profissionais mais preparados e caso não seja possível, esta atividade deve ser evitada em pequenas comunidades (PESCOD, 1977 *apud* KELLNER; PIRES, 1998).

Deve-se considerar a adoção de duas medidas mitigadoras muito importantes com relação aos riscos relacionados à saúde humana devido à atividade do reúso de efluentes na piscicultura que são a cocção adequada dos peixes e a depuração em água limpa (EDWARDS, 1992).

# ***Material e Métodos***

---

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Caracterização do Objeto de Estudo

A pesquisa foi desenvolvida com a utilização do efluente da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) do Município de Aquiraz, localizado na Região Metropolitana de Fortaleza, de propriedade da Companhia de Água e Esgoto do Ceará – CAGECE, caracterizada por um sistema de lagoas de estabilização, composto por uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e duas lagoas de maturação, conforme ilustração da figura 6.



**FIGURA 6** - Esquema do tratamento de esgotos sanitários do município de Aquiraz.

O efluente da última lagoa de maturação foi utilizado como objeto de estudo para o teste de toxicidade em peixes e alevinos. Ele era bombeado da última lagoa de maturação para um reservatório de 10.000 Litros de capacidade onde era armazenado. Foi monitorado por um período de cerca de 1 (um) ano, em cujo tempo foram obtidos diversos parâmetros podendo ser citados, entre eles, os seguintes valores médios: 60 mgO<sub>2</sub>/L de DBO<sub>5</sub>, 751 μS/cm de Condutividade Elétrica, 5,3 mg N-NH<sub>3</sub>/L de Amônia e 7,6 x 10<sup>2</sup> NMP/100mL de Coliformes (E. coli). O afluente a esta estação de tratamento, cujas características também foram monitoradas por 01 (um) ano, foi utilizado na segunda etapa do procedimento no teste de toxicidade aguda realizado com alevinos, e também foram obtidos diversos parâmetros, com valores médios determinados, tais como: 225 mgO<sub>2</sub>/L de DBO<sub>5</sub>, 1.152 μS/cm de

Condutividade Elétrica, 28,2 mg N-NH<sub>3</sub>/L de Amônia e 7,7 x 10<sup>6</sup> NMP/100mL de Coliformes (*E. coli*). Os testes de toxicidade tiveram o objetivo de determinar o índice de concentração letal (LC<sub>50</sub>).

Os organismos selecionados para o teste de toxicidade foram peixes da espécie *Oreochromis niloticus* (tilápia do Nilo) devido à existência de características, tais como, facilidade de manejo e tolerância à salinidade, que tornaram esta espécie bastante indicada para a piscicultura com efluentes tratados e a sua utilização está tornando-se cada vez mais disseminada neste tipo de atividade.

### 3.2 Aspectos Metodológicos

#### 3.2.1 Testes de Toxicidade Aguda

A metodologia utilizada nos experimentos práticos dos testes de toxicidade aguda foi completamente baseada na norma brasileira NBR 15088 da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), que especifica um método para avaliação da toxicidade aguda de amostras de efluentes líquidos, águas continentais superficiais ou subterrâneas, bem como, substâncias químicas solúveis ou dispersas em água (ABNT, 2004, p. 1). Além disso, foram levadas em consideração as normas EPA-821-R-02-012, da USEPA e nº 203, da OECD (*Organization for Economic Co-operation and Development*).

De acordo com a norma as soluções-teste deveriam ser preparadas a partir de uma série de diluições padronizadas conforme tabela 8, utilizando balões volumétricos ou provetas para posterior transferência para o recipiente-teste.

**TABELA 8** – Volume da amostra para preparo das soluções-teste.

Solução-teste (%)	Fator de diluição	Volume da amostra (mL)	Volume de água de diluição (mL)	Volume final (mL)
100	1	1000	-	1000
50	2	500	500	1000
25	4	250	750	1000
12,5	8	125	875	1000
6,2	16	62	938	1000
3,1	32	31	969	1000

Fonte: ABNT, 2004, p. 7.

Os testes foram realizados em duas etapas distintas, sendo a primeira com peixes com mais de 60 dias de vida e a segunda com alevinos, com idade entre 07 e 15 dias. Na primeira etapa, o teste foi realizado apenas com o efluente tratado proveniente da segunda lagoa de maturação, enquanto na segunda etapa, os testes foram subdivididos em fases a partir da utilização do efluente tratado, do esgoto bruto e da amônia, devido ao seu potencial tóxico.

Em ambos os casos, o ensaio foi do tipo estático, ou seja, sem haver renovação da amostra durante todo o período de observação.

Todas as coletas das amostras, sejam de efluente tratado ou de esgoto bruto, foram realizadas utilizando-se garrafões de 20L em PVC.

Como recipientes-teste foram utilizados sete tanques de PVC com capacidade de 45L cada. As amostras foram distribuídas em seis tanques com os fatores de diluição indicados, com volumes diferenciados para cada etapa realizada, conforme descrição indicada adiante. O último tanque foi utilizado com o mesmo volume de água de diluição para o controle em ambas as etapas.

Para cada diluição, foram adicionados 10 organismos em cada tanque, que foram retirados dos tanques onde se encontravam, em cada caso, de forma aleatória, com a utilização de um pulsar manual.

Durante os experimentos os seguintes parâmetros foram observados: a mortalidade dos organismos, a concentração de oxigênio dissolvido (OD), o pH e a temperatura das amostras, na primeira etapa. Já na segunda, foram todos os anteriores, acrescentando-se ainda a condutividade elétrica. A condutividade elétrica não foi registrada no primeiro ensaio por problemas operacionais com o equipamento (condutímetro). As leituras desses parâmetros foram realizadas com o auxílio de aparelhos portáteis, apropriados e devidamente calibrados sendo: oxímetro (YSI, modelo 55), para OD e temperatura, pHmetro (Analion, modelo PM602), para o pH e condutímetro (Analion, modelo C702), para a condutividade elétrica. Quando observada a morte de algum organismo, o mesmo deve ser removido do ensaio e a ocorrência registrada. Todas as leituras foram realizadas



obedecendo ao seguinte cronograma: no início do ensaio (antes da colocação dos peixes nos tanques), no primeiro dia de 2 em 2 horas até 6 horas após o início, em 24 horas, 48 horas, 72 horas e 96 horas.

É importante ressaltar que este tipo de ensaio pode ser realizado sem ser dada alimentação aos organismos. Neste caso, tendo em vista a resistência do organismo selecionado, não houve alimentação no período de observação de cada etapa dos ensaios porque a decomposição dos alimentos, bem como, a própria excreção dos organismos poderia influenciar nos resultados. O único período em que foi dada alimentação foi no período que antecedeu ao experimento na etapa 1 com peixes, mas de forma reduzida comparando-se à alimentação que era fornecida nos viveiros nos demais experimentos do projeto do PROSAB/CT-HIDRO, para que eles se adaptassem melhor à nova condição a que seriam submetidos.

A  $LC_{50}$  (concentração letal) foi determinada através da Interpolação Gráfica a partir da construção dos gráficos com os dados obtidos com a verificação da mortalidade durante a realização dos ensaios e as concentrações das amostras, para cada caso, utilizando o Microsoft Excel® e o resultado final expresso em porcentagem para efluentes líquidos e em mg/L para a amônia.

### *3.2.1.1 Etapa 1 – Teste de Toxicidade com Peixes*

Os organismos utilizados na primeira etapa do ensaio foram cultivados por um período entre 60 dias e 70 dias em um viveiro com área superficial de 50m<sup>2</sup> e volume de aproximadamente 50m<sup>3</sup> (10,0 x 5,0 x 1,0m), equipado com caixa de coleta de 1,87m<sup>3</sup> (2,5 x 1,5 x 0,5m), escada e área de despesca (Figura 7). Este viveiro estava localizado na área em anexo à Estação de Tratamento de Esgoto da CAGECE no município de Aquiraz, de onde também foram coletadas as amostras.

No final do período de cultivo do projeto PROSAB/CT-HIDRO desenvolvido pela UFC, no dia 10 de outubro de 2005, foram retirados cerca de 300 peixes, subdivididos em três lotes de 100 e armazenados em três caixas d'água de fibra de vidro de 310L cada (Figura 8).



**FIGURA 7** - Viveiro de cultivo dos organismos-teste (tilápia do Nilo) utilizados na primeira etapa.



**FIGURA 8** – Caixas d'água utilizadas para colocação dos peixes antes do início do experimento da primeira etapa.

Foram deixados nestas caixas d'água por um tempo de 07 (sete) dias como período de aclimação, onde foram observados para que fosse realizada a contagem de mortes. A alimentação recomendada neste intervalo de tempo foi de

50g de ração por tanque, duas vezes ao dia, com renovação de 50% do volume de água 1 hora após cada refeição. Ao final da aclimação restaram 103 peixes. Esse período de aclimação faz-se necessário quando a densidade e as condições aos quais os organismos irão ser submetidos forem muito diferentes das condições de cultivo.

Os lotes de peixes só puderam ser utilizados nos ensaios quando apresentaram mortalidade inferior a 5%. Além disso, foi observada a ausência de comportamento anormal, de hemorragias ou de mucosidade excessiva, que são características que impossibilitam o desenvolvimento normal do ensaio.

No dia 19 de outubro de 2005 foi realizada uma biometria, utilizando-se um paquímetro para o comprimento e uma balança eletrônica com precisão de 03 (três) casas decimais para o peso, com os organismos selecionados para o ensaio, de forma aleatória, com um total de 20 organismos, obtendo-se os resultados de tamanho médio de 12,96 cm e peso médio de 54,43 g (figura 9).



**FIGURA 9** - Biometria realizada na primeira etapa.

Nesta primeira etapa, o experimento foi realizado em uma região coberta em anexo à mesma área da Estação de Tratamento de Esgoto da CAGECE.

A primeira etapa do ensaio com peixes foi iniciada no mesmo dia 19 de outubro de 2005 onde, nas primeiras 06 (seis) horas do ensaio foram realizadas as leituras dos parâmetros indicados anteriormente a cada 02 (duas) horas e, daí por diante, a cada 24 horas contadas a partir do início do ensaio, até um total de 96 horas (4 dias), com término no dia 23 de outubro de 2005. No período de 24 a 28 de outubro de 2005 o ensaio foi repetido utilizando o mesmo procedimento anterior.

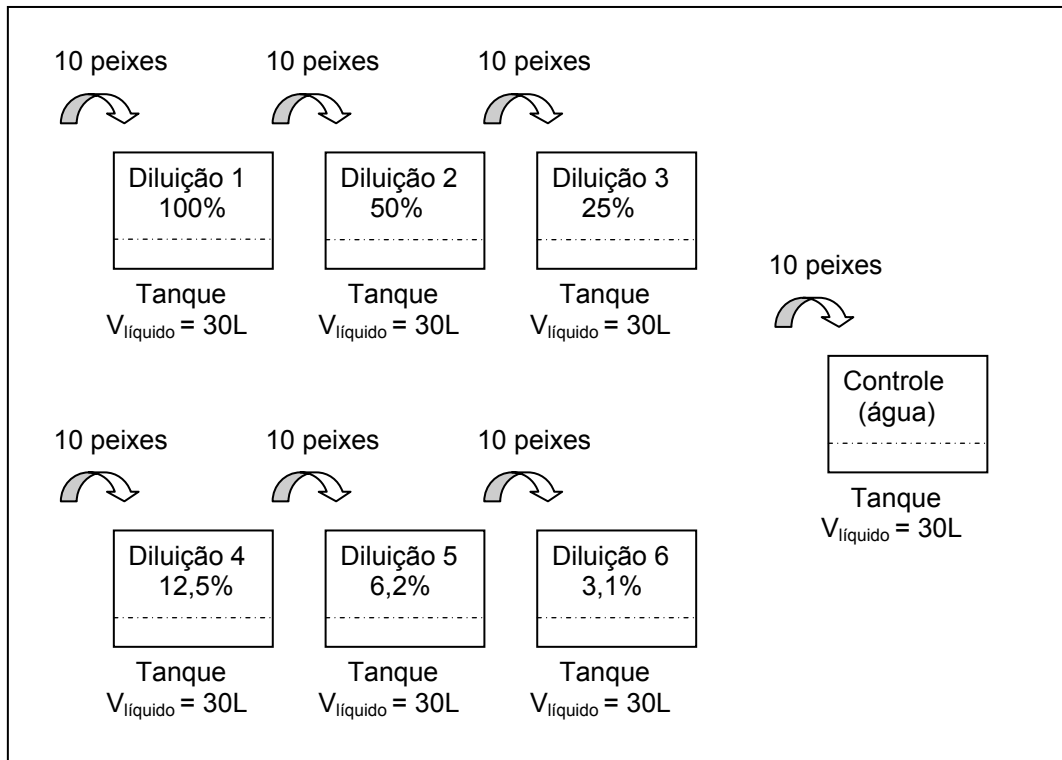
As diluições previstas foram feitas usando a água de diluição. Para este caso a água de diluição selecionada foi a própria água de cultivo, por se apresentar com pH de 7,4 e dureza total de 47 mgCaCO<sub>3</sub>/L e, portanto, dentro dos padrões exigidos pela NBR 15088 (ABNT, 2004) de pH entre 7,0 e 7,6 e de dureza total entre 40 mgCaCO<sub>3</sub>/L e 48 mgCaCO<sub>3</sub>/L.

O ensaio foi iniciado o mais rápido possível, não excedendo 12 horas, contadas a partir do início da coleta das amostras de efluente tratado, conforme especificação da norma utilizada (NBR 15088, ABNT, 2004).

Utilizando-se os sete tanques em PVC com capacidade de 45L cada, as amostras do efluente tratado foram distribuídas em seis tanques com fator de diluição variando de 1 a 32 com volumes de amostra e água de diluição determinados conforme tabela 9, com 10 peixes em cada, assim como um tanque com água de diluição com mesmo volume total e mesma quantidade de organismos, denominado tanque-controle, conforme figura 10.

**TABELA 9** – Fator de Diluição das Amostras de Efluente Tratado na 1ª Etapa com Peixes.

Solução-teste (%)	Fator de diluição	Volume da amostra (L)	Volume de água de diluição (L)	Volume final (L)
100	1	30	-	30
50	2	15	15	30
25	4	7,5	22,5	30
12,5	8	3,75	26,25	30
6,2	16	1,86	28,14	30
3,1	32	0,93	29,07	30



**FIGURA 10** – Esquema do experimento na primeira etapa com efluente tratado e peixes.

Concluída a transferência dos peixes, os tanques foram cobertos por uma rede de malha fina para que os peixes não saltassem para o meio externo. Os parâmetros observados foram: a mortalidade dos organismos, a concentração de oxigênio dissolvido (OD), o pH e a temperatura das amostras.

### 3.2.1.2 Etapa 2 – Teste de Toxicidade com Alevinos

#### 3.2.1.2.1 Experimento com Efluente Tratado

A segunda etapa do ensaio foi realizada segundo a mesma metodologia, com organismos da mesma espécie, porém ainda alevinos, com idade entre 7 e 15 dias, por apresentarem uma resistência diferenciada de quando adultos. Foi utilizado um volume final menor para cada tanque devido à diminuição da massa de organismos utilizada, mas obedecendo aos mesmos critérios de diluição, conforme tabela 10.

**TABELA 10 – Fator de Diluição das Amostras com Efluente Tratado na 2ª Etapa com Alevinos.**

Solução-teste (%)	Fator de diluição	Volume da amostra (L)	Volume de água de diluição (L)	Volume final (L)
100	1	10	-	10
50	2	5,0	5,0	10
25	4	2,5	7,5	10
12,5	8	1,25	8,75	10
6,2	16	0,62	9,38	10
3,1	32	0,31	9,69	10

Neste caso, a água de diluição foi preparada conforme procedimento indicado na norma NBR 15088 (ABNT, 2004), onde foram utilizadas duas soluções preparadas conforme tabela 11. Para cada litro de água de diluição a ser preparada necessitava-se de 20 mL da solução 1 e 10 mL da solução 2 em 970 mL de água destilada. No preparo dessas soluções foram utilizados balões volumétricos de 1.000 mL ou 2.000 mL. Após o preparo, a água de diluição era colocada sob processo de aeração, utilizando aeradores de aquário, por no mínimo 12 horas, conforme indicação na norma NBR 15088 (ABNT, 2004), em tanques plásticos de 50 ou 20 litros, dependendo do volume total requerido no ensaio.

**TABELA 11 – Soluções para preparo da água de diluição.**

SOLUÇÃO	REAGENTE	QUANTIDADE (mg)	PREPARO
1	Sulfato de Cálcio diidratado (CaSO <sub>4</sub> .2H <sub>2</sub> O)	1.500	Dissolver e diluir a 1.000mL com água destilada
	Cloreto de Potássio (KCl)	200	
2	Bicarbonato de Sódio (NaHCO <sub>3</sub> )	4.800	Dissolver e diluir a 1.000 mL com água destilada
	Sulfato de Magnésio Heptaidratado (MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O)	6.100	

Fonte: ABNT - NBR 15088, 2004.

Conforme requerido pela norma NBR 150888, era feita então a determinação da dureza da água de diluição, baseado no método titulométrico do EDTA (ácido etilenodiaminatetracético), segundo o procedimento indicado por Silva; Oliveira (2001) que é baseado no *Standard Methods*.

Caso a dureza da água de diluição fosse menor que 40 mgCaCO<sub>3</sub>/L deveria ser adicionado 0,5 mL da solução 1 e 0,25 mL da solução 2 para cada grau de dureza a ser aumentado. Mas neste caso não foi necessário, pois a dureza final determinada teve um valor de 47 mgCaCO<sub>3</sub>/L, estando dentro dos valores indicados pela norma NBR 15088 (ABNT, 2004), de 40 a 48 mgCaCO<sub>3</sub>/L.

Esta etapa do ensaio foi iniciada no dia 18 de janeiro de 2006, no laboratório de Hidráulica do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará (Figura 11).



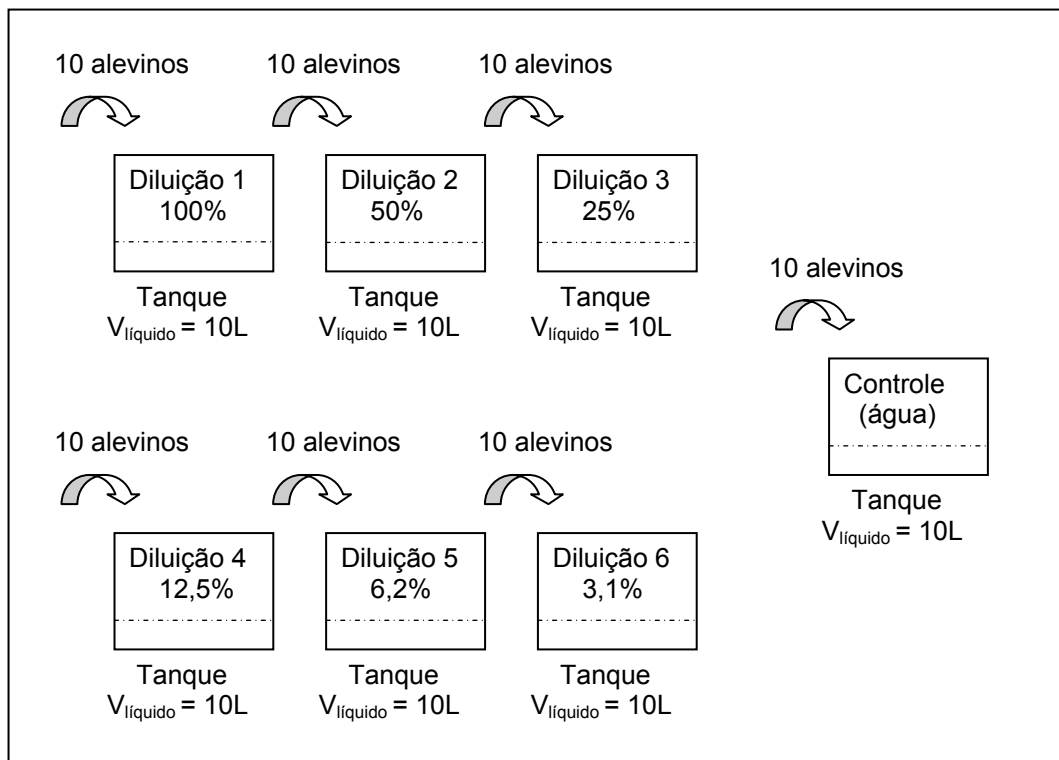
**FIGURA 11** - Tanques no laboratório na 2ª Etapa.

Os alevinos foram obtidos na Estação de Piscicultura Prof. Dr. Raimundo Saraiva da Costa, localizada a jusante do açude Santo Anastácio, no Campus do Pici, na UFC, junto ao Departamento de Engenharia de Pesca da mesma instituição.

Nesta etapa, apesar do stress do transporte, não foi realizado o período de aclimação como na primeira etapa com peixes, porque a densidade de organismos (organismos/volume de amostra) utilizada não foi tão inferior à densidade em que os mesmos se encontravam nos tanques de cultivo e a distância

de transporte não era tão longa. Assim, os alevinos eram coletados no mesmo dia em que seria dado início ao ensaio.

A biometria foi realizada no Laboratório de Saneamento – LABOSAN da Universidade Federal do Ceará, localizado no Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Como material foram utilizados um béquer e uma balança analítica de precisão para obtenção do peso e um paquímetro para o comprimento. Nesta biometria, os alevinos foram selecionados aleatoriamente e foi obtido um peso médio de 0,785 g e um comprimento médio de 1,1 cm. Foram utilizados 10 alevinos por tanque, onde cada um continha um volume final de 10 litros, conforme figura 12.



**FIGURA 12** – Esquema do experimento na segunda etapa com efluente tratado e alevinos.

O ensaio também foi iniciado o mais rápido possível, não excedendo 12 horas, contadas a partir do início da coleta das amostras, conforme especificação da norma utilizada NBR 15088 (ABNT, 2004). Nesta etapa, os parâmetros observados foram os mesmos da etapa anterior, mortalidade dos organismos, concentração de OD, pH e temperatura, acrescentando-se ainda a condutividade elétrica.



Dado início ao ensaio, nas primeiras 04 (quatro) horas as leituras dos parâmetros foram realizadas a cada 02 (duas) horas e, daí por diante, a cada 24 horas contadas a partir do início do ensaio, até um total de 96 horas, com término no dia 22 de janeiro de 2006. Dos dias 23 a 27 de janeiro foi realizada a repetição do experimento. A observação no primeiro dia foi apenas nas primeiras 04 horas devido ao experimento se iniciar no período da tarde e haver a impossibilidade de permanência no laboratório em horários noturnos.

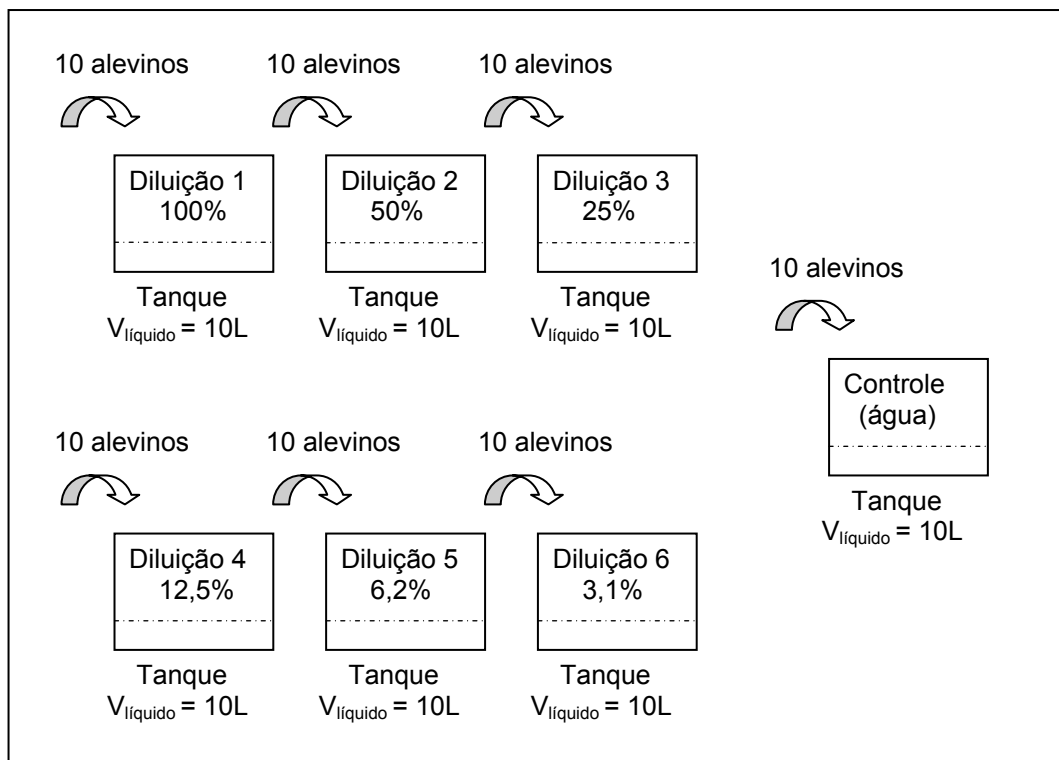
### 3.2.1.2.2 Experimento com Esgoto Bruto

No caso do esgoto bruto o método seguido foi exatamente o mesmo anteriormente descrito no item 3.2.1.1.1, desde o preparo e verificação da água de diluição, até os volumes de amostras, organismos-testes utilizados e parâmetros observados. Foi iniciado no dia 27 de janeiro de 2006 com término no dia 31 de janeiro de 2006, com repetição realizada de 01 a 05 de fevereiro de 2006. Neste caso, a amostra foi de esgoto bruto que foi coletado na caixa de areia, logo após a calha Parshal, que faz parte do processo preliminar da ETE (estação de tratamento de esgotos) do município de Aquiraz, conforme figura 13.



**FIGURA 13** – Vista superior da coleta de esgoto bruto na ETE - Aquiraz.

A biometria realizada com os alevinos utilizando o mesmo procedimento do ensaio anterior, selecionados aleatoriamente, indicou um peso médio de 0,815 g e um tamanho médio de 1,3 cm. Foram também utilizados 10 alevinos em cada tanque contendo um volume final de 10 litros (figura 14). A correção de dureza da água de diluição não foi necessária porque foi determinado um valor de 45 mgCaCO<sub>3</sub>/L, estando dentro dos valores indicados pela norma NBR 15088 (ABNT, 2004), de 40 a 48 mgCaCO<sub>3</sub>/L.



**FIGURA 14** – Esquema do experimento na segunda etapa com esgoto bruto e alevinos.

O teste com esgoto bruto foi realizado novamente com as diluições 1 e 2, 100 e 50% respectivamente, com aeração mecânica utilizando aeradores de aquário para elevar a concentração de oxigênio dissolvido e daí poder ser feita uma comparação entre os índices de mortalidade nos dois casos, tendo em vista que teores muito baixos de OD podem dificultar a sobrevivência dos organismos-teste e, assim, afetar o resultado do procedimento. Este ensaio foi realizado no período de 08 a 12 de fevereiro de 2006, com repetição de 13 a 17 de fevereiro do mesmo ano.

Neste caso, a biometria indicou um peso médio de 0,805 g e um tamanho médio de 1,2 cm. Já o grau de dureza da água de diluição determinado foi de 44 mgCaCO<sub>3</sub>/L.

### 3.2.1.2.3 Experimento com Amônia

O teste de toxicidade específico para a amônia foi realizado porque vários estudos comprovam a grande influência que esta substância apresenta sobre o desenvolvimento ou até mesmo sobre a sobrevivência de peixes e outros organismos aquáticos, sendo ainda mais tóxico na sua forma não-ionizada (NH<sub>3</sub>).

Neste caso, conforme especificação da norma NBR 15088 (ABNT, 2004) para o teste com substância específica é necessária a realização de ensaios preliminares para estabelecer as concentrações e um intervalo de soluções-teste para o ensaio definitivo. Foram realizados dois ensaios preliminares e um ensaio definitivo. Todos foram realizados utilizando uma solução-estoque de hidróxido de amônia (NH<sub>4</sub>OH), preparado diluindo-se 1 mL do reagente PA (pureza analítica) em 1000 mL de água destilada em balões volumétricos.

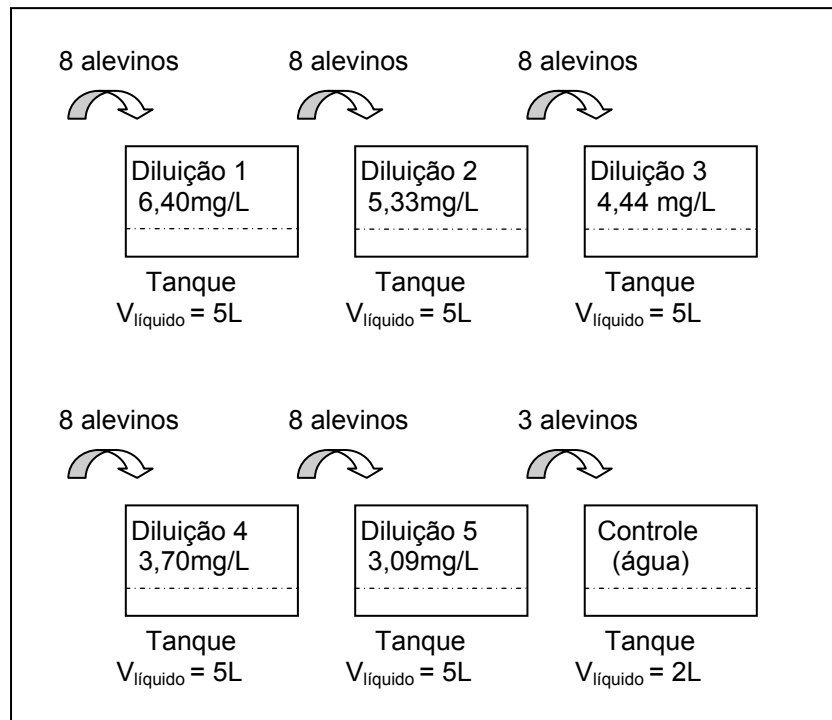
No ensaio preliminar foram utilizados cinco recipientes-teste com um volume de 5 L cada, onde foram colocadas 3 L da solução-teste com 5 diluições distintas aleatórias variando de 1 a 16 mg/L, com razão proporcional de 2 entre cada diluição, e apenas três organismos-teste em cada um, que é a quantidade mínima estabelecida para este tipo de determinação conforme a norma NBR 15088 (ABNT, 2004). Neste caso, foi observada apenas a mortalidade em cada diluição. Procurava-se determinar, então, a menor concentração da solução-teste que causou mortalidade a 100% dos organismos e a maior concentração da solução-teste onde não foi observado caso de mortalidade. Conforme a norma NBR 15088 (ABNT, 2004) o período para este tipo de ensaio é de até 48 horas.

Os ensaios preliminares foram realizados em duas etapas, sendo a primeira no período de 01 a 03 de fevereiro de 2006 e a segunda nos dias 07 a 09 do mesmo mês.

Com a seqüência de diluições definidas foi dado início ao ensaio definitivo utilizando o seguinte procedimento: cinco tanques em PVC de 45 L, mas com apenas 5 L de solução-teste em cada recipiente, diminuindo as diluições numa razão de 1,2 a partir da menor solução-teste que causou mortalidade a 100% dos organismos, conforme tabela 12. Foram colocados 08 (oito) alevinos em cada recipiente-teste e 3 (três) no recipiente para controle, que foi um de 5 L com 2 L de água de diluição (figura 15). Foram colocados menos alevinos no recipiente-controle porque ele só funciona como critério de observação, conforme indicado pela norma NBR 15088 (ABNT, 2004).

**TABELA 12** – Fator de Diluição do Experimento com Amônia na 2ª Etapa com Alevinos.

Fator de diluição	Concentração de Amônia (mg/L)	Volume final (L)
1	6,40	5,0
2	5,33	5,0
4	4,44	5,0
8	3,70	5,0
16	3,09	5,0



**FIGURA 15** – Esquema do experimento na segunda etapa com amônia e alevinos.

Foram observados, então, os mesmos parâmetros: mortalidade, pH, OD, temperatura e condutividade elétrica; e, foi considerado o mesmo espaço de tempo: 3 (três) leituras iniciais de duas em duas horas e de 24 em 24 horas contando do início até um total de 96 horas. O ensaio definitivo foi iniciado no dia 10 de março de 2006 e concluído em 14 de março de 2006 e repetição no período de 17 a 21 de março de 2006.

Os alevinos utilizados neste ensaio apresentaram um peso médio de 0,745 g e um tamanho médio de 1,0 cm, conforme biometria realizada com organismos selecionados aleatoriamente. O grau de dureza da água de diluição foi de 42 mgCaCO<sub>3</sub>/L.

Tendo em vista que o pH pode influenciar no grau de toxicidade da amônia, pois atua como fator de influência da quantidade de amônia não-ionizada, foi feito um outro ensaio utilizando-se três variações de pH, sendo três diluições de amônia (5,33 mg/L, 4,21 mg/L e 3,09 mg/L) para cada indicação:

- Variação “a”: pH com valores menores que 8,0 (ácido);
- Variação “b”: pH com valores em torno de 7,0 (neutro);
- Variação “c”: pH com valores maiores que 7,5 (básico).

As variações de pH foram obtidas utilizando-se uma solução de HCl. Neste caso, foram colocados 08 (oito) alevinos em cada tanque e também foram observados os mesmos parâmetros: mortalidade, OD, temperatura, pH e condutividade elétrica. Este ensaio teve início no dia 23 de março de 2006 e término em 27 de março. Neste ensaio, os alevinos apresentaram um peso médio de 0,765 g e um tamanho médio de 1,1 cm. E a dureza da água de diluição foi de 44 mgCaCO<sub>3</sub>/L.

Para a determinação da concentração letal (LC<sub>50</sub>) foi utilizada a equação 1, indicada na seção 2.1.5.3.1 para obter o valor da amônia não-ionizada, que é de fato a porção tóxica aos peixes.

### 3.2.2 Avaliação de Riscos

No que se refere à avaliação de riscos foram tomadas algumas metodologias utilizadas em outros estudos e pesquisas como exemplo para selecionar um método que pudesse ser aplicado a esta situação e que pudesse fazer alcançar os objetivos pretendidos neste estudo.

O método adotado tem uma abordagem simples com o objetivo de gerar um resultado simples e direto com a comparação dos parâmetros sanitários e microbiológicos do efluente utilizado, o índice de toxicidade aguda, bem como os parâmetros de qualidade microbiológica do peixe cultivado. Ele foi baseado no estudo desenvolvido por Giannoulis *et al.*, em 2005, na Grécia, que o utilizou para uma avaliação de riscos microbiológicos a partir da determinação de coliformes fecais e um estudo de inspeção sanitária. É importante ressaltar que o método foi modificado e adaptado para ser utilizado nesta situação tomando o outro apenas como embasamento.

O objetivo é comparar os dados obtidos nos testes de toxicidade ou mesmo as características dos efluentes ou esgotos em questão com as normas e padrões utilizados para o reúso e anteriormente citados. A partir deste comparativo, a intenção foi traçar um perfil ideal e as situações que não se enquadram por limites de variações que indiquem o afastamento das concentrações existentes com os padrões limites permitidos ou requeridos. Desta maneira, quanto mais distante do limite aceitável estiver a concentração ou o parâmetro em questão, maior será o impacto gerado. Com isso, mais rápida e eficiente deverá ser a medida mitigadora ou a solução que deverá ser tomada para que o impacto seja minimizado ou até mesmo inibido.

As análises de qualidade da água foram feitas no LABOSAN pelo projeto de pesquisa (PROSAB/CT-HIDRO) do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC. Os parâmetros utilizados neste comparativo foram: pH, OD, amônia, DBO<sub>5</sub>, sólidos totais dissolvidos (STD), coliformes totais, *E. coli* e ovos de helminto. As análises microbiológicas dos peixes foram financiadas também pelo projeto (PROSAB/CT-HIDRO), mas as amostras foram enviadas para o LABOMAR

(Laboratório de Ciências do Mar – UFC), onde foram realizadas as análises microbiológicas de *Salmonella spp* e *Estafilococos coagulase positiva* na pele, brânquias e músculo dos alevinos.

Os parâmetros indicados foram selecionados devido às recomendações quanto a eles nas normas utilizadas como limites comparativos, sendo elas: da OMS, para reúso na piscicultura, do CONAMA, para aquicultura e atividade de pesca, da ANVISA, do Ministério da Saúde e da USEPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos), para determinação dos riscos de substâncias tóxicas para organismos aquáticos.

A metodologia utiliza a ferramenta de um código de cores para identificar o nível dos riscos gerados e a criação de uma matriz que combina a inspeção sanitária da atividade em questão com todos os riscos a ela associados. A inspeção sanitária da atividade indica questões que envolvem medidas de segurança ou que podem influenciar diretamente no nível do risco inerente à atividade, caso não sejam seguidas. A partir dos parâmetros obtidos nas análises comparados com os limites das normas, são indicados quantos valores estão obedecendo às normas, ou seja, dentro dos limites estabelecidos e os que estão fora dos padrões, com a distância destes para o limite estabelecido indicando o grau do risco. É, portanto, baseado numa análise de risco potencial.

Foi tomado como referência o reúso de águas residuárias na atividade de piscicultura desenvolvido pelos pesquisadores do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (CT-HIDRO).

# ***Resultados e Discussões***

---



## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1 Etapa 1 – Teste de Toxicidade com Peixes

No início do ensaio, antes da colocação dos peixes nos tanques, foram realizadas as leituras de temperatura, oxigênio dissolvido e pH nas amostras com cada fator de diluição, conforme tabela 13. Após ter sido dado início ao ensaio, os parâmetros foram observados e encontram-se listados nas tabelas 13 e 14.

**TABELA 13** – Valores médios de OD, T(°C) e pH das Diluições no 1º dia de observação do Experimento com Peixes e Efluente Tratado.

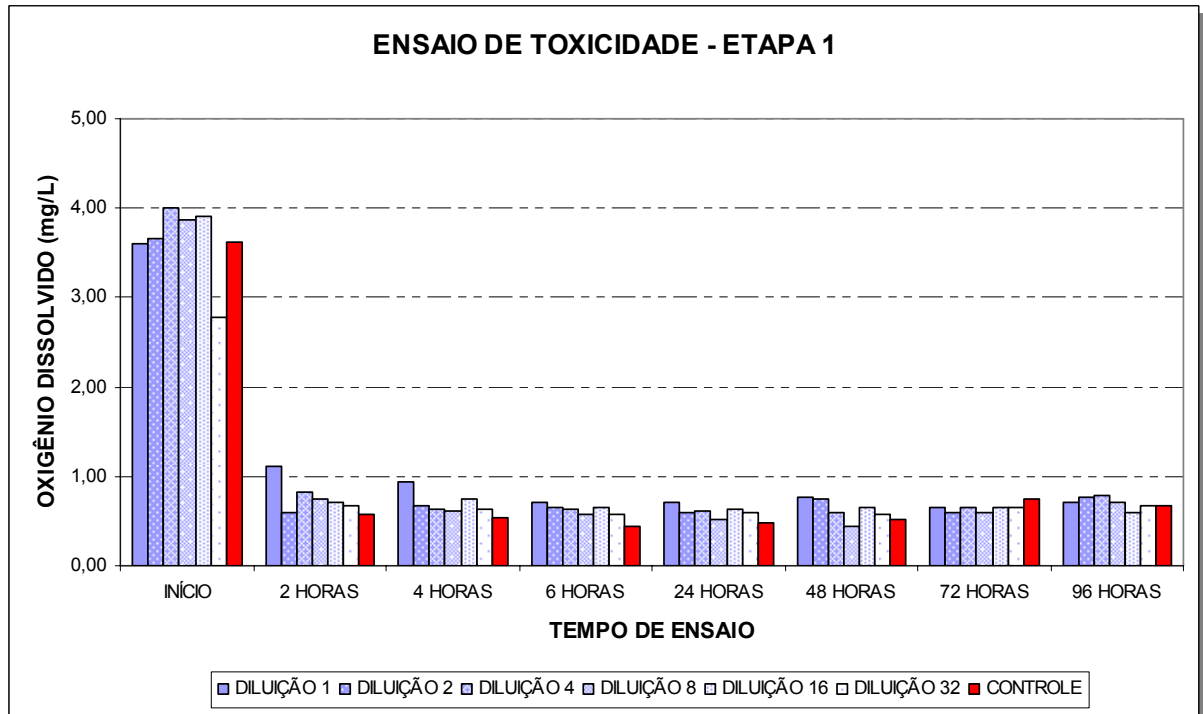
TEMPO DILUIÇÃO	INÍCIO			02 HORAS			04 HORAS			06 HORAS		
	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH
1	28,6	3,60	8,00	28,8	1,12	8,31	27,5	0,94	7,36	27,0	0,71	7,24
2	28,8	3,66	7,95	28,9	0,60	8,08	27,7	0,68	7,29	27,1	0,66	7,17
4	28,9	4,00	7,76	28,5	0,82	7,80	27,5	0,64	7,29	26,9	0,64	7,17
8	29,4	3,87	7,76	29,0	0,74	7,67	28,0	0,62	7,24	27,3	0,58	7,12
16	29,3	3,90	7,64	28,6	0,70	8,12	27,4	0,75	7,27	26,9	0,66	7,13
32	29,3	2,78	7,64	28,6	0,68	8,10	27,6	0,64	7,25	27,0	0,58	7,12
Controle	27,4	3,62	7,60	29,7	0,58	8,05	28,2	0,54	7,21	27,4	0,44	7,10

**TABELA 14** – Valores médios de OD, T(°C) e pH das Diluições do 2º ao 5º dias de observação do Experimento com Peixes e Efluente Tratado.

TEMPO DILUIÇÃO	24 HORAS			48 HORAS			72 HORAS			96 HORAS		
	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH
1	25,8	0,70	7,39	26,3	0,76	7,37	26,3	0,65	7,46	25,9	0,71	7,57
2	26,2	0,59	7,38	26,5	0,74	7,39	26,7	0,60	7,49	26,2	0,76	7,57
4	25,8	0,61	7,40	26,2	0,59	7,38	26,1	0,65	7,48	25,9	0,78	7,56
8	26,0	0,51	7,39	26,4	0,45	7,35	26,3	0,60	7,48	26,2	0,70	7,54
16	25,6	0,63	7,41	25,9	0,65	7,39	25,8	0,66	7,47	25,8	0,60	7,52
32	25,8	0,59	7,40	25,9	0,57	7,40	26,0	0,66	7,48	26,2	0,68	7,54
Controle	26,3	0,48	7,40	26,1	0,51	7,39	26,2	0,75	7,50	26,1	0,67	7,56

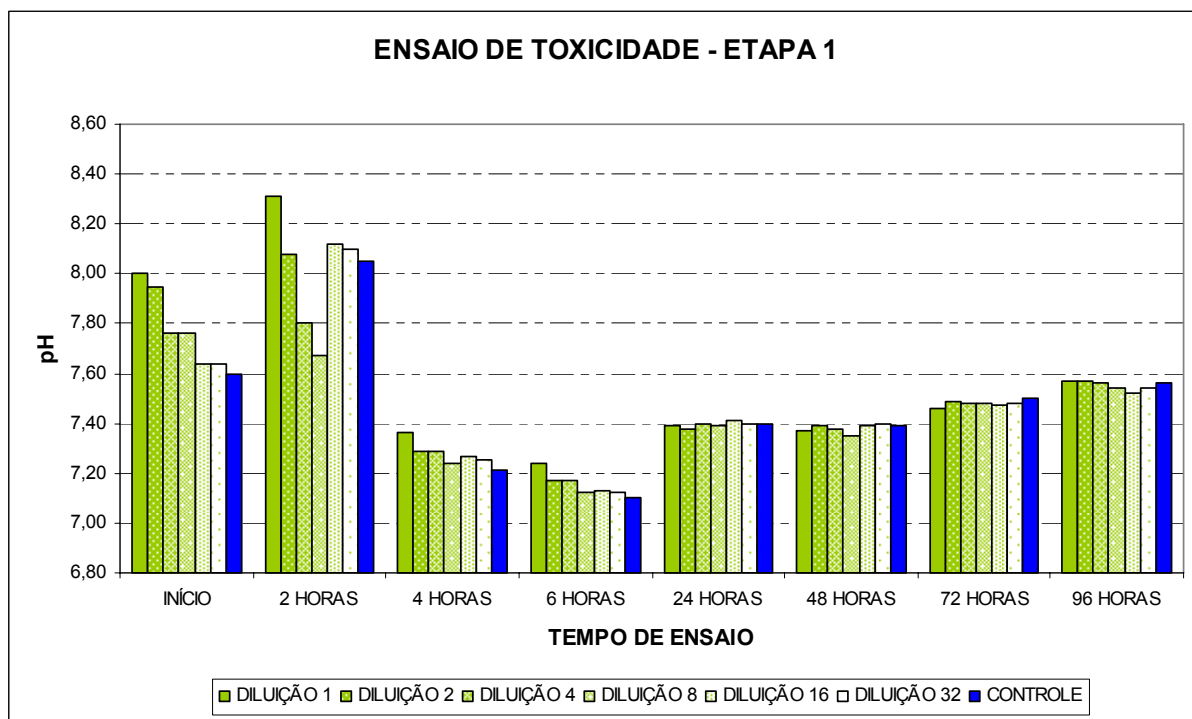
Pode ser visto que houve um rápido decréscimo de oxigênio dissolvido logo nas primeiras duas horas iniciais do ensaio (Figura 16). Isto aconteceu por causa do aumento do consumo dos próprios peixes no interior dos tanques onde se encontravam. Após as primeiras duas horas, os peixes ficavam quase sempre na superfície, “boquejando” constantemente (abrindo e fechando a boca), com o intuito

de captar oxigênio do meio e não mais somente da água, devido à pequena quantidade de oxigênio dissolvido no meio, chegando a valores menores que 1mg/L.



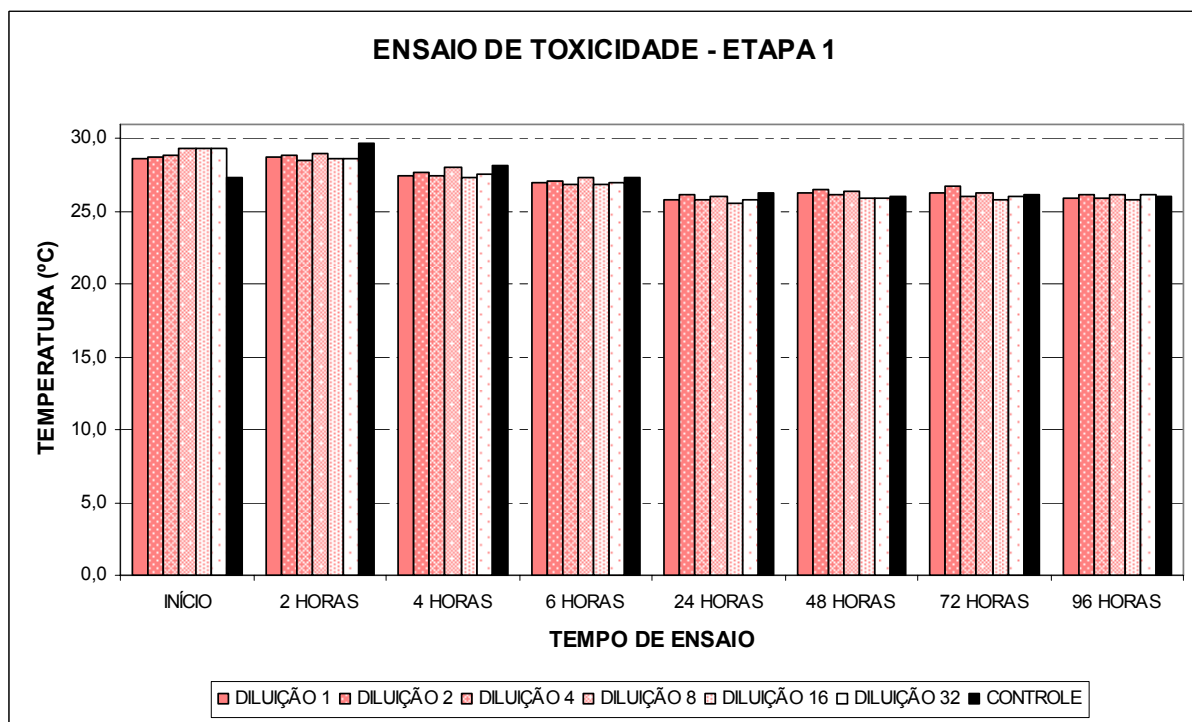
**FIGURA 16** – Gráfico: Concentração de OD (mg/L) x Tempo de observação na 1ª etapa do Experimento com Peixes e Efluente Tratado.

Com relação ao pH houve uma variação total de 7,10 a 8,31 englobando todas as diluições, em todos os períodos, evidenciando uma pequena faixa de alteração em todo o ensaio. Esta variação é mais visível comparando-se o início do ensaio com um período de 4 horas após este início, onde houve um acréscimo nas primeiras 2 horas, devido à própria agitação dos organismos e depois uma diminuição brusca nas 2 horas seguintes, como possível consequência do decréscimo brusco de OD no meio, ocorrido devido à atividade respiratória. De quatro a seis horas diminuiu um pouco mais, mas nos dias subseqüentes permaneceu quase estável, apresentando um leve aumento no decorrer do tempo. Apesar disso, tendo em vista todo o ensaio, este parâmetro permaneceu dentro de uma zona aceitável pela espécie (figura 17).



**FIGURA 17** – Gráfico: pH x Tempo de observação na 1ª etapa do Experimento com Peixes e Efluente Tratado.

O outro parâmetro observado foi a temperatura, que se manteve quase estável durante todo o período, numa faixa de 25,6 a 29,7 °C, à qual a espécie também está bem adaptada (figura 18). Pode-se salientar apenas que a temperatura média do primeiro dia de observação foi maior do que qualquer um dos outros dias. Este fator pode influenciar tendo em vista que em elevadas temperaturas os peixes consomem mais OD e que esse decréscimo de OD pode acarretar uma diminuição no pH (Silva; Ferreira; Logato, 2001), como pode ser visto nas primeiras 04 horas do ensaio. A relação entre OD e pH é diretamente proporcional, ou seja, uma elevação na concentração do OD acarreta um aumento no pH. Assim, quando o processo de fotossíntese está ocorrendo (período diurno), a concentração de OD aumenta e o pH tende a aumentar. Já em períodos noturnos, onde a respiração ocorre com maior intensidade e não há fotossíntese, a concentração de OD diminui e como consequência, o pH decresce.



**FIGURA 18** – Gráfico: Temperatura (°C) x Tempo de observação na 1ª etapa do Experimento com Peixes e Efluente Tratado.

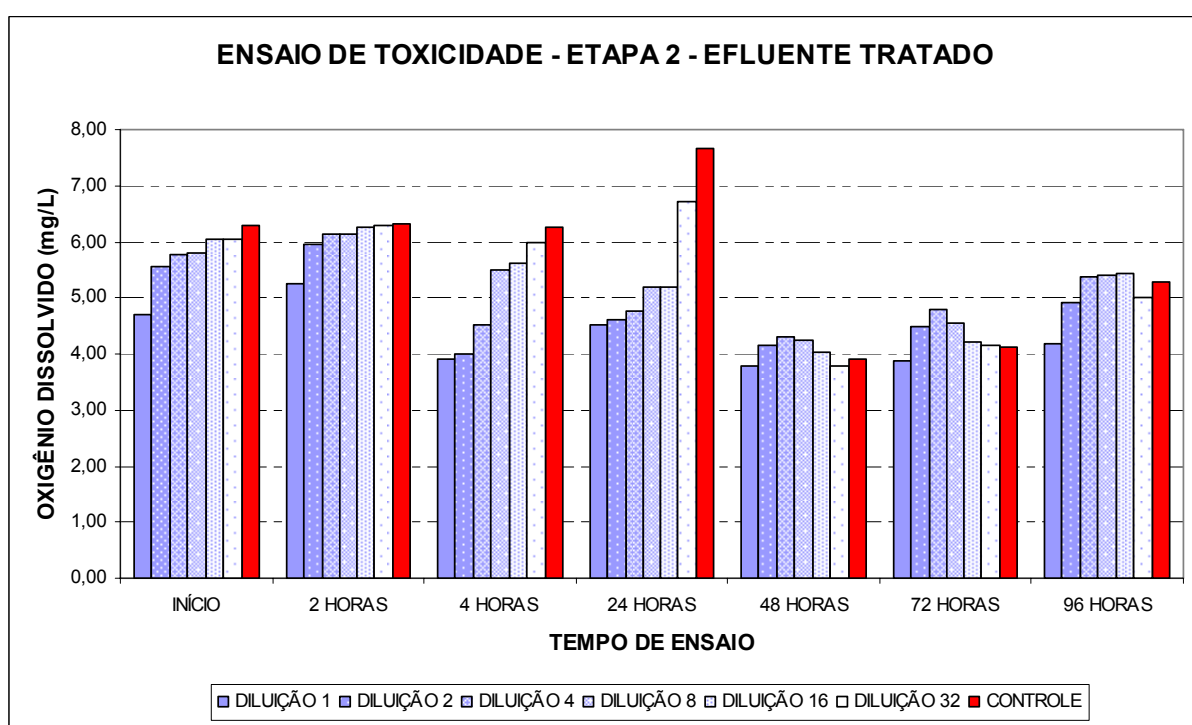
Durante este primeiro ensaio realizado não foi observada mortalidade até o final das 96 horas de observação e, portanto, não pode ser calculado o valor de concentração letal média ( $LC_{50}$ ).

## 4.2 Etapa 2 – Teste de Toxicidade com Alevinos

### 4.2.1 Experimento com Efluente Tratado

Conforme indicado no item 3.1, o efluente tratado foi monitorado por um período de cerca de 1 (um) ano, em cujo tempo foram obtidos diversos parâmetros podendo ser citados, entre eles, os seguintes valores médios: 60  $mgO_2/L$  de  $DBO_5$ , 751  $\mu S/cm$  de Condutividade Elétrica, 5,3  $mg N-NH_3/L$  de Amônia e  $7,6 \times 10^2$  NMP/100mL de Coliformes (*E. coli*).

No que se refere ao oxigênio dissolvido, o rápido decréscimo inicial que houve na etapa 1 não se repetiu nesta etapa, pois, o consumo de oxigênio por parte dos alevinos é bem inferior ao dos peixes, além da densidade de estocagem neste caso ser inferior, e assim, a taxa de oxigênio manteve-se sempre superior à etapa anterior, dentro de uma faixa de 3,78 mg/L a 7,66 mg/L, como pode ser visto na figura 19.

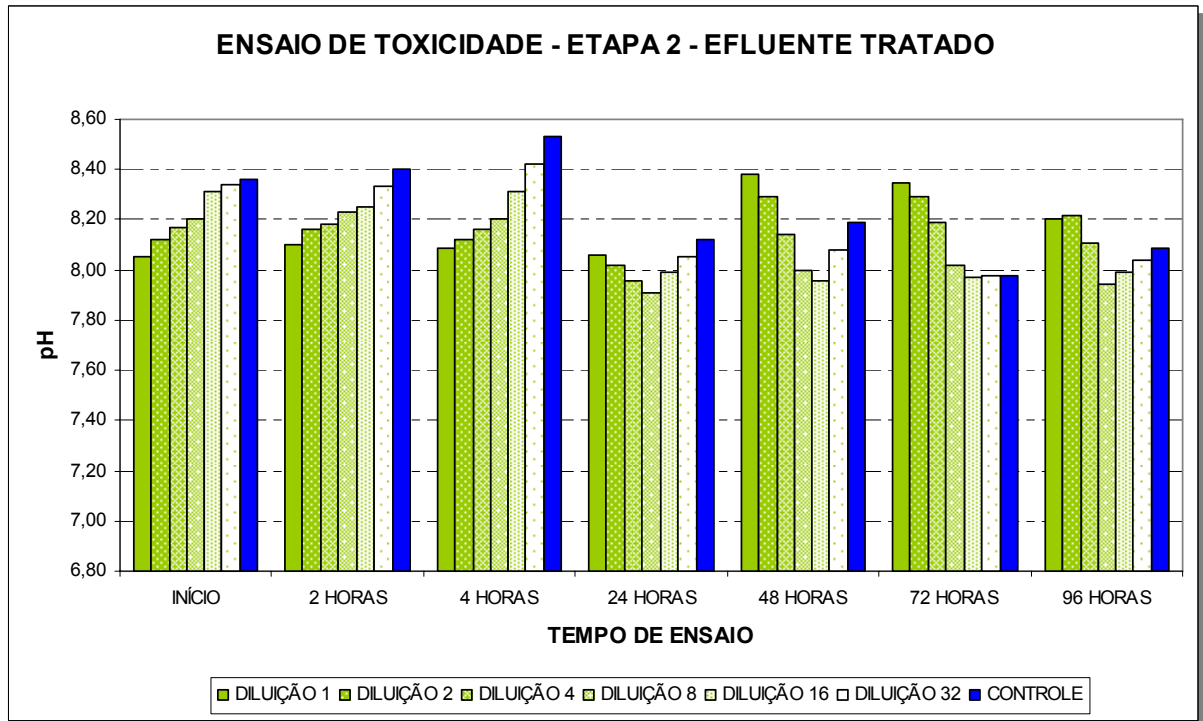


**FIGURA 19** – Gráfico: Concentração de OD (mg/L) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Efluente Tratado.

O aumento gradual de OD nos últimos dias do experimento, de 48 a 96 horas, pode ser responsabilizado pela atividade fotossintética do meio, já que os tanques estavam dispostos em local coberto apenas na parte superior. A variação existente do intervalo de 2 para 4 horas do ensaio pode ter sido acarretada pela elevação da temperatura de cerca de 3,8°C.

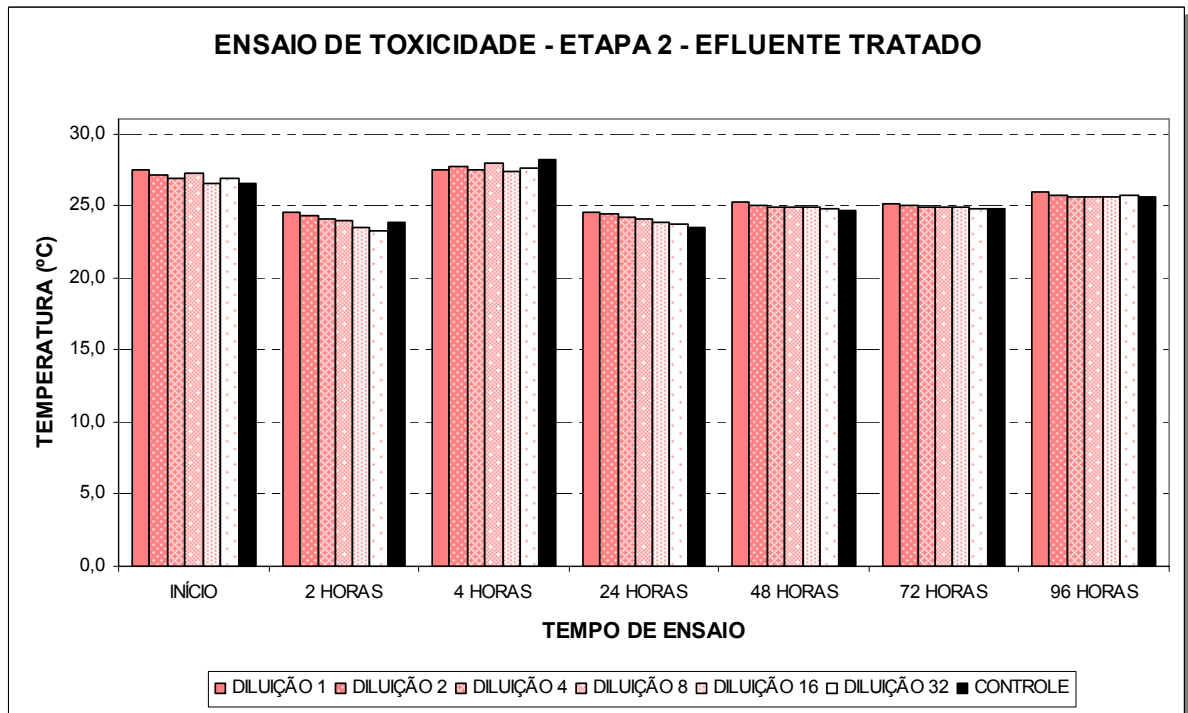
Conforme figura 20, com relação ao pH houve uma variação total de 7,91 a 8,53, para todas as diluições deste experimento, em todos os períodos, o que

evidencia novamente uma pequena faixa de alteração em todo o ensaio e que permanece dentro de uma faixa aceitável pela espécie.



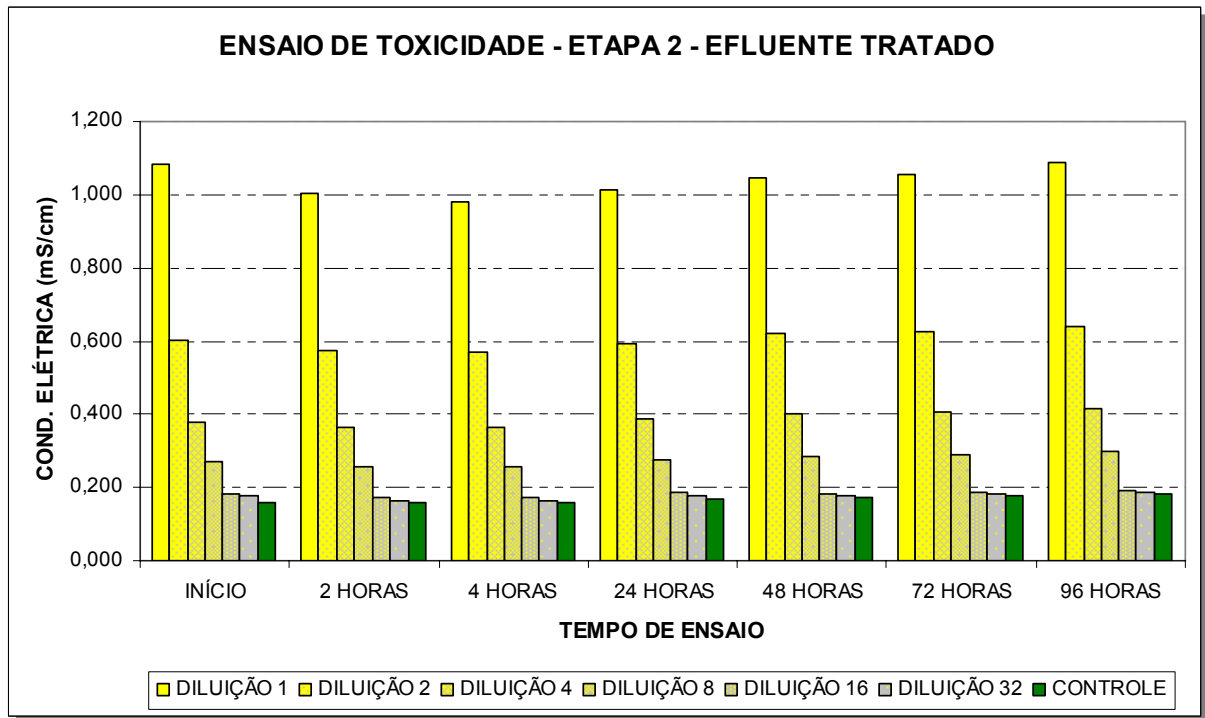
**FIGURA 20** – Gráfico: pH x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Efluente Tratado.

Quanto à temperatura, foi observada uma variação importante conforme pode ser visto na figura 21, pois a temperatura média aumentou de 23,9 °C para 27,7 °C, de 2 para 4 horas, podendo ter sido causa para a variação de OD, retornando ao valor médio de 24,0°C com 24 horas de ensaio. Esta variação de temperatura pode diminuir o valor de pH, devido ao aumento no consumo de OD.



**FIGURA 21** – Gráfico: Temperatura (°C) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Efluente Tratado.

Com relação à condutividade elétrica, pode ser visualizado, na figura 22, que as leituras se mantiveram estáveis durante todo o ensaio, com médias de 1,04 mS/cm, 0,60 mS/cm, 0,39 mS/cm, 0,28 mS/cm, 0,18 mS/cm, 0,18 mS/cm e 0,17 mS/cm para as diluições 1, 2, 4, 8, 16, 32 e o controle, respectivamente.



**FIGURA 22** – Gráfico: Condutividade Elétrica (mS/cm) x Tempo de observação na 2ª etapa com Alevinos e Efluente Tratado.

Nesta fase também não foi observado nenhum caso de mortalidade dos organismos-teste. Este fato impossibilitou mais uma vez o cálculo do índice de toxicidade aguda ou grau de concentração letal ( $LC_{50}$ ).

As leituras de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica realizadas nas amostras com cada fator de diluição, sejam no início do ensaio, antes da colocação dos peixes nos tanques, como nos demais dias de observação durante a realização completa do ensaio encontram-se listadas nas tabelas 15 e 16.



**TABELA 15** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica nas diluições no 1º dia de observação do Experimento com Alevinos e Efluente Tratado.

TEMPO DILUIÇÃO	INÍCIO				02 HORAS				04 HORAS			
	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)
1	27,5	4,70	8,05	1,081	24,6	5,24	8,10	1,004	27,5	3,92	8,09	0,982
2	27,1	5,55	8,12	0,602	24,3	5,94	8,16	0,576	27,7	4,00	8,12	0,568
4	26,9	5,77	8,17	0,380	24,1	6,13	8,18	0,366	27,5	4,52	8,16	0,364
8	27,2	5,79	8,20	0,269	23,9	6,15	8,23	0,259	28,0	5,50	8,20	0,258
16	26,5	6,04	8,31	0,181	23,5	6,26	8,25	0,175	27,4	5,63	8,31	0,174
32	26,9	6,06	8,34	0,176	23,3	6,29	8,33	0,164	27,6	6,00	8,42	0,162
Controle	26,5	6,28	8,36	0,161	23,8	6,33	8,40	0,157	28,2	6,26	8,53	0,157

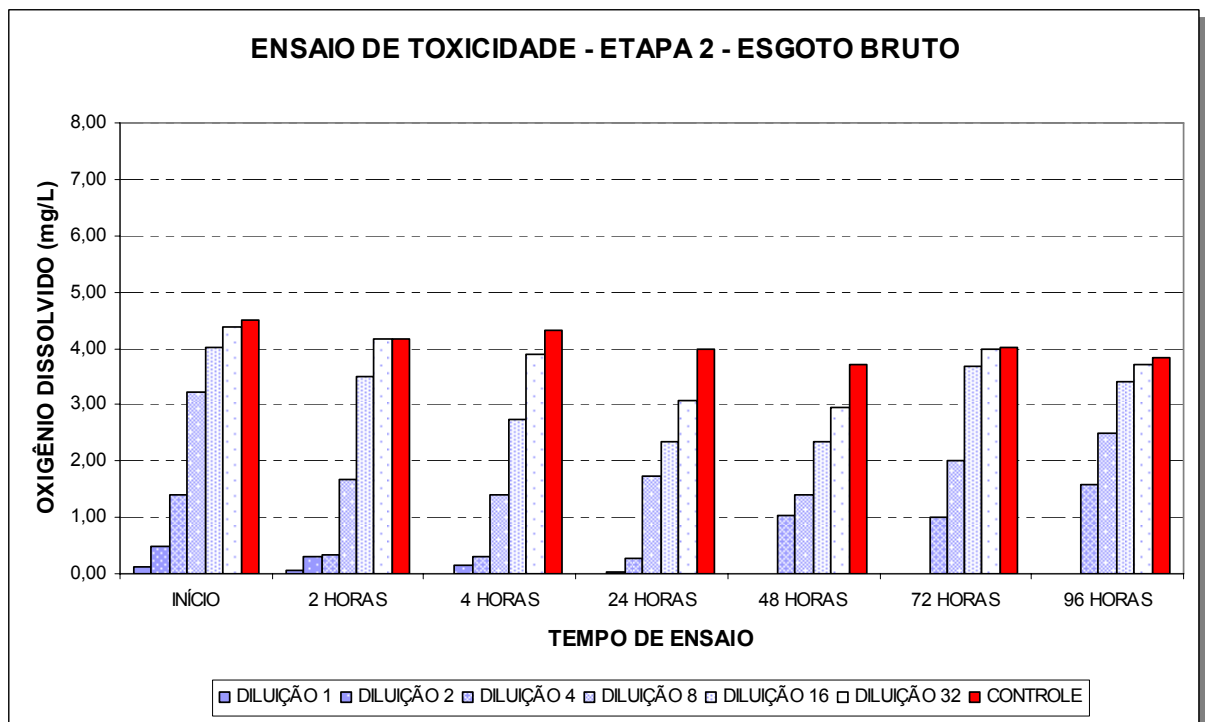
**TABELA 16** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica nas diluições do 2º ao 5º dia de observação do Experimento com Alevinos e Efluente tratado.

TEMPO DILUIÇÃO	24 HORAS				48 HORAS				72 HORAS				96 HORAS			
	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)
1	24,5	4,51	8,06	1,012	25,2	3,78	8,38	1,048	25,1	3,87	8,35	1,057	25,9	4,17	8,20	1,087
2	24,4	4,62	8,02	0,594	25,0	4,15	8,29	0,619	25,0	4,49	8,29	0,625	25,7	4,91	8,22	0,641
4	24,2	4,77	7,96	0,386	24,9	4,32	8,14	0,400	24,9	4,80	8,19	0,405	25,6	5,37	8,11	0,417
8	24,1	5,18	7,91	0,275	24,9	4,24	8,00	0,283	24,9	4,54	8,02	0,289	25,6	5,41	7,94	0,298
16	23,8	5,20	7,99	0,186	24,9	4,02	7,96	0,183	24,9	4,21	7,97	0,187	25,6	5,42	7,99	0,192
32	23,7	6,72	8,05	0,176	24,8	3,80	8,08	0,179	24,8	4,15	7,98	0,182	25,7	5,01	8,04	0,188
Controle	23,5	7,66	8,12	0,168	24,7	3,92	8,19	0,173	24,8	4,13	7,98	0,176	25,6	5,29	8,09	0,182

## 4.2.2 Experimento com Esgoto Bruto

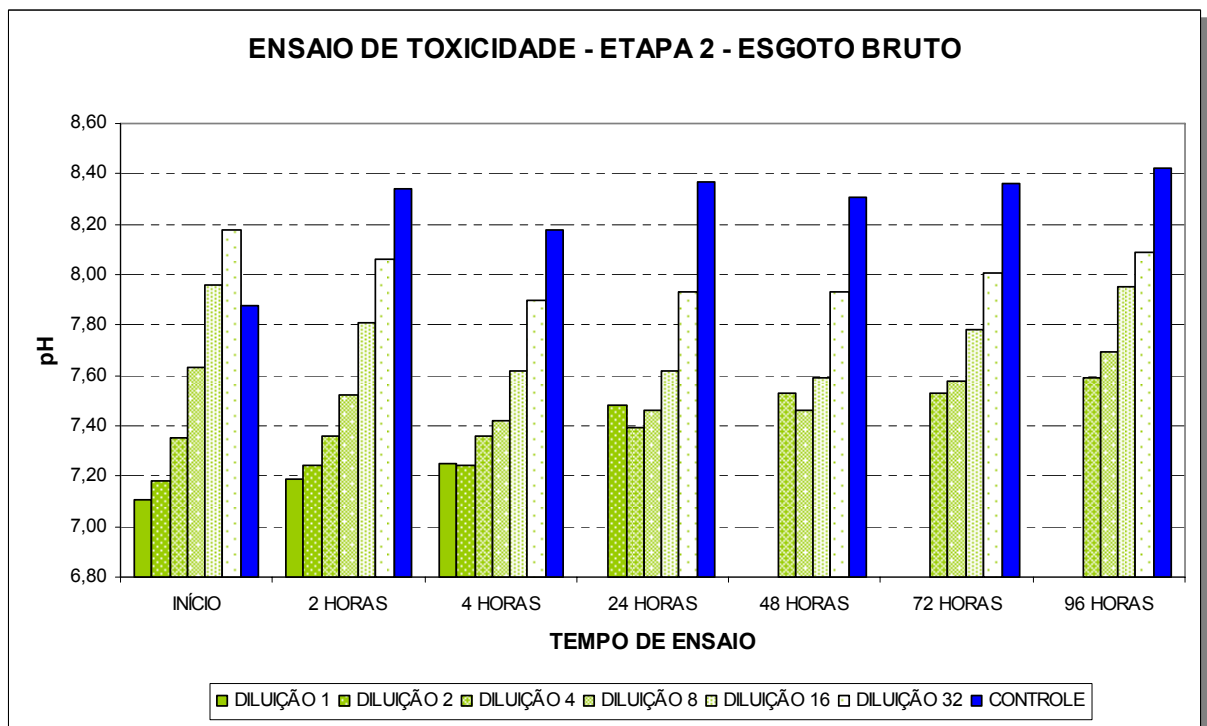
### 4.2.2.1 Sem aeração

No ensaio com esgoto bruto, o nível de oxigênio foi bem inferior ao do efluente tratado, como já era esperado, tendo em vista que a carga orgânica, seja material particulado ou dissolvido, existente neste caso é bem superior. Neste caso os valores ficaram entre 4,51 e 0,01 mg/L. Como pode ser visto na figura 23, o nível de OD aumentou um pouco apenas com 48 horas. Isto se deve ao fato de que ocorreu uma sedimentação dos sólidos nos tanques, aumentando a transparência da água e com isso favorecendo a atividade fotossintética na amostra. Neste caso, portanto, a fotossíntese só atuou como fator de influência após a sedimentação do material em suspensão quando houve um aumento na transparência do meio líquido nos tanques.



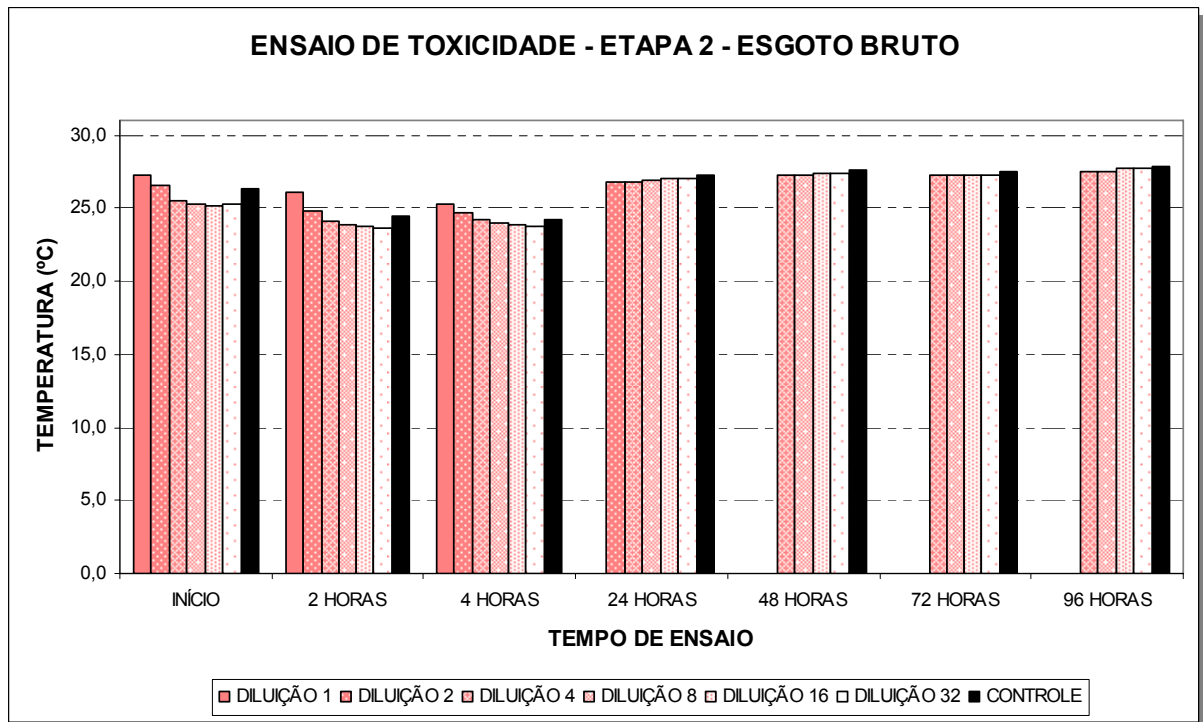
**FIGURA 23** – Gráfico: Concentração de OD (mg/L) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto.

A atividade fotossintética aumentou o nível de OD e este influenciou no aumento do pH no mesmo período, conforme ilustrado na figura 24. A relação entre OD e pH é diretamente proporcional, ou seja, uma elevação na concentração do OD acarreta um aumento no pH. Assim, quando o processo de fotossíntese está ocorrendo (período diurno), a concentração de OD aumenta e o pH tende a aumentar. Já em períodos noturnos, onde a respiração ocorre com maior intensidade e não há fotossíntese, a concentração de OD diminui e como consequência, o pH decresce.



**FIGURA 24** – Gráfico: pH x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto.

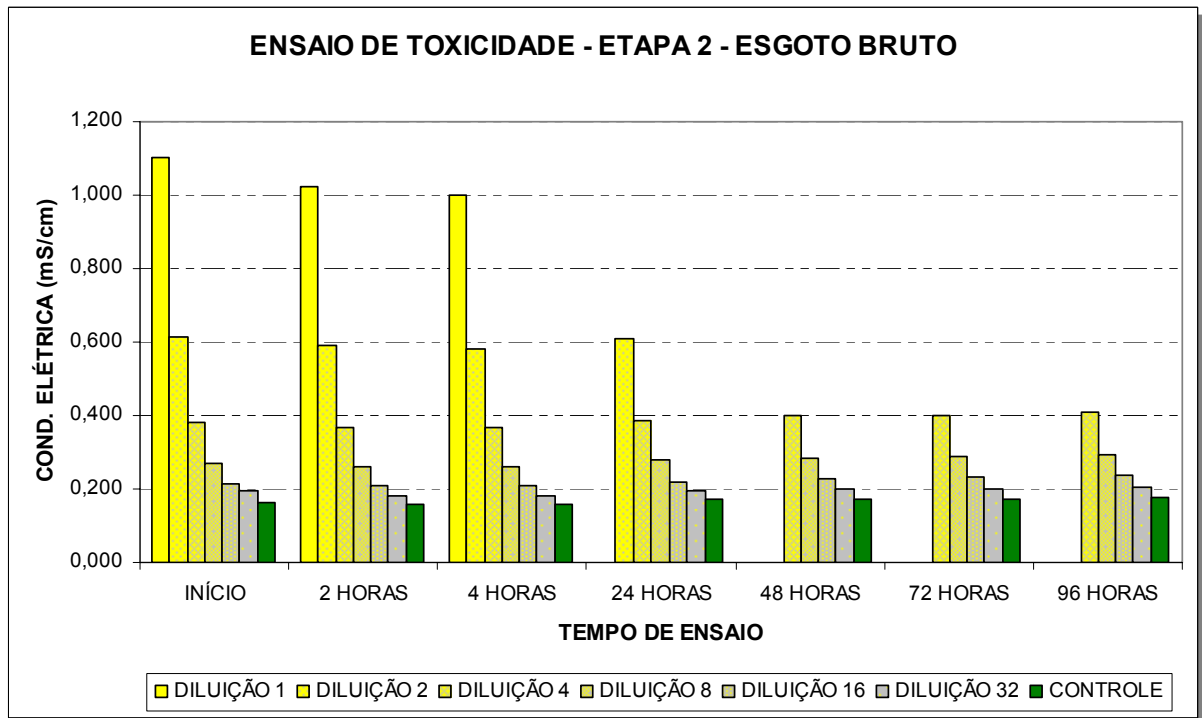
Já a temperatura, representada na figura 25, apresentou-se estável em todo o período, com média geral de 26,1 °C.



**FIGURA 25** – Gráfico: Temperatura (°C) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto.

Quanto à condutividade elétrica, também se apresentou de forma estável neste ensaio com valores entre 1,04 mS/cm para a diluição 1, 0,19 mS/cm na diluição 32 e 0,17 mS/cm no controle, conforme indicado na figura 26.

É importante salientar que as leituras que não se encontram indicadas não foram medidas porque não havia mais nenhum organismo na diluição correspondente, ou seja, a mortalidade já havia chegado a sua totalidade. A mortalidade alcançou 100% para as duas diluições de 100% e 50% no tempo de 24 horas.



**FIGURA 26** – Gráfico: Condutividade Elétrica (mS/cm) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto.

As leituras de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica realizadas nas amostras para cada fator de diluição, tanto no início do ensaio, antes da colocação dos peixes nos tanques, como nos demais dias de observação durante a realização completa do ensaio encontram-se listadas nas tabelas 17 e 18.

**TABELA 17** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica no 1º dia de observação do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto.

TEMPO DILUIÇÃO	INÍCIO				02 HORAS				04 HORAS			
	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)
1	27,2	0,11	7,11	1,101	26,1	0,05	7,19	1,024	25,3	0,01	7,25	1,002
2	26,6	0,49	7,18	0,616	24,8	0,29	7,24	0,590	24,7	0,15	7,24	0,582
4	25,5	1,41	7,35	0,382	24,1	0,32	7,36	0,368	24,2	0,30	7,36	0,366
8	25,3	3,21	7,63	0,271	23,9	1,66	7,52	0,261	24,0	1,40	7,42	0,260
16	25,2	4,03	7,96	0,214	23,7	3,49	7,81	0,208	23,9	2,74	7,62	0,208
32	25,3	4,38	8,18	0,194	23,6	4,17	8,06	0,182	23,7	3,90	7,90	0,182
Controle	26,3	4,51	7,88	0,163	24,5	4,18	8,34	0,159	24,2	4,33	8,18	0,159

**TABELA 18** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica do 2º ao 5º dia de observação do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto.

TEMPO DILUIÇÃO	24 HORAS				48 HORAS				72 HORAS				96 HORAS			
	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)
1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	26,8	0,03	7,48	0,608	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	26,8	0,28	7,39	0,388	27,3	1,02	7,53	0,401	27,3	0,99	7,53	0,402	27,5	1,58	7,59	0,409
8	26,9	1,72	7,46	0,277	27,3	1,41	7,46	0,284	27,3	2,00	7,58	0,287	27,5	2,50	7,69	0,292
16	27,0	2,35	7,62	0,220	27,4	2,34	7,59	0,228	27,3	3,69	7,78	0,231	27,7	3,41	7,95	0,235
32	27,0	3,07	7,93	0,196	27,4	2,96	7,93	0,201	27,3	3,99	8,01	0,202	27,7	3,70	8,09	0,206
Controle	27,2	3,97	8,37	0,170	27,6	3,70	8,31	0,174	27,5	4,03	8,36	0,174	27,9	3,82	8,42	0,177

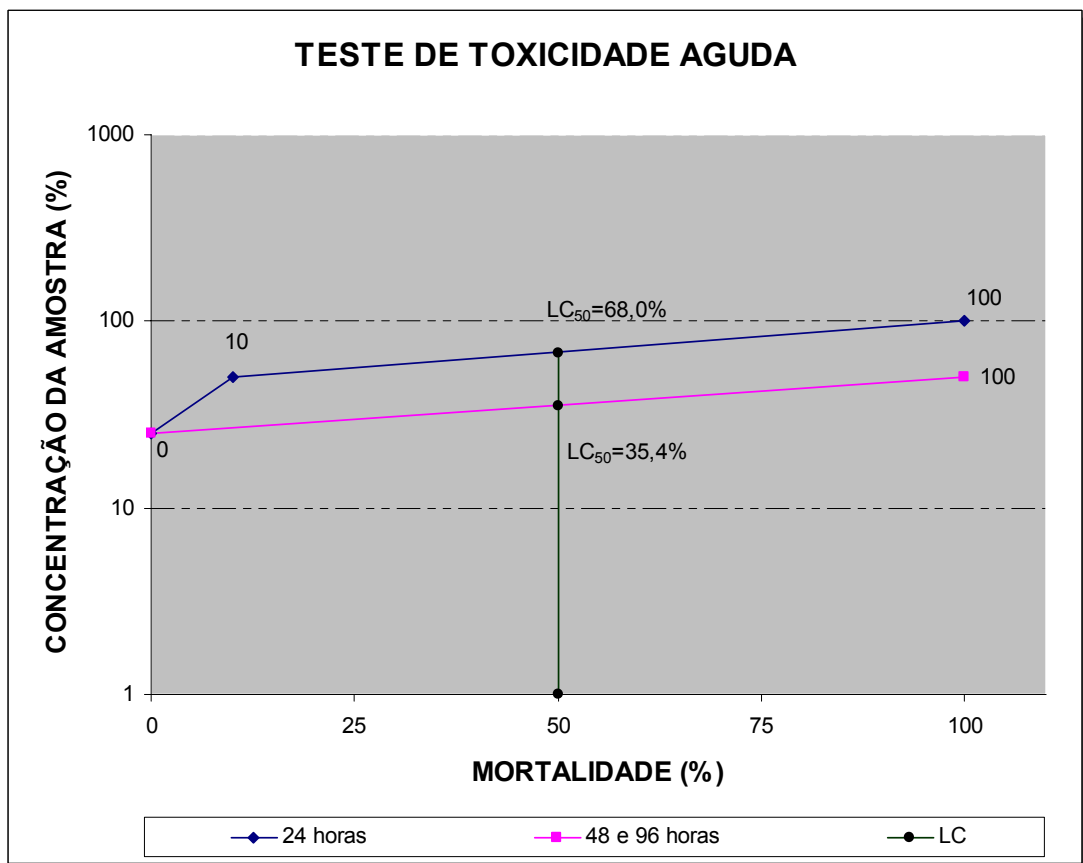
- Leituras não realizadas porque foi alcançada a mortalidade de 100% dos alevinos (recomendado pela norma NBR 15088, ABNT, 2004).

Neste ensaio, a mortalidade foi observada nas diluições 1 e 2, que equivalem a 100 e 50% da amostra de esgoto, conforme tabela 19.

**TABELA 19** – Mortalidade dos Alevinos no Experimento com Esgoto Bruto.

CONCENTRAÇÃO DO ESGOTO (%)	Nº ANIMAIS	Nº MORTES			% MORTES		
		24h	48h	96h	24h	48h	96h
100	10	10	10	10	100	100	100
50	10	1	10	10	10	100	100
25	10	0	0	0	0	0	0
12,5	10	0	0	0	0	0	0
6,2	10	0	0	0	0	0	0
3,1	10	0	0	0	0	0	0

Esses dados foram lançados no gráfico mortalidade *versus* concentração da amostra, em escala semi-logarítmica, e encontra-se ilustrado na figura 27.



**FIGURA 27** – Gráfico: Mortalidade dos Alevinos x Concentração da Amostra de Esgoto Bruto.

Com base no gráfico, pode ser determinado o índice de concentração letal (LC<sub>50</sub>) para o efluente bruto, que foi de: 68,0% para o período de 24 horas de exposição e de 35,4% para o período de até 96 horas.

#### 4.2.2.2 Com aeração

No ensaio realizado com as diluições 1 e 2, com 100 e 50% de concentração de esgoto bruto respectivamente, utilizando aeração mecânica, foram obtidos os resultados de todos os parâmetros do procedimento completo durante o período de 96 horas de observação e encontram-se dispostos nas tabelas 20, 21 e 22:

**TABELA 20** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica no 1º dia de observação do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado.

TEMPO	INÍCIO				02 HORAS				04 HORAS			
	DILUIÇÃO	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH
1	29,8	0,30	7,23	1,000	27,5	0,08	7,49	0,957	26,0	0,09	7,77	0,912
2	28,2	1,58	7,33	0,561	26,4	0,23	7,40	0,540	25,1	0,14	7,51	0,521

**TABELA 21** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica dos 2º e 3º dias de observação do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado.

TEMPO	24 HORAS				48 HORAS			
	DILUIÇÃO	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH
1	25,9	4,85	8,33	0,850	23,9	4,35	8,17	0,851
2	25,8	4,66	8,12	0,508	23,8	5,30	8,18	0,502

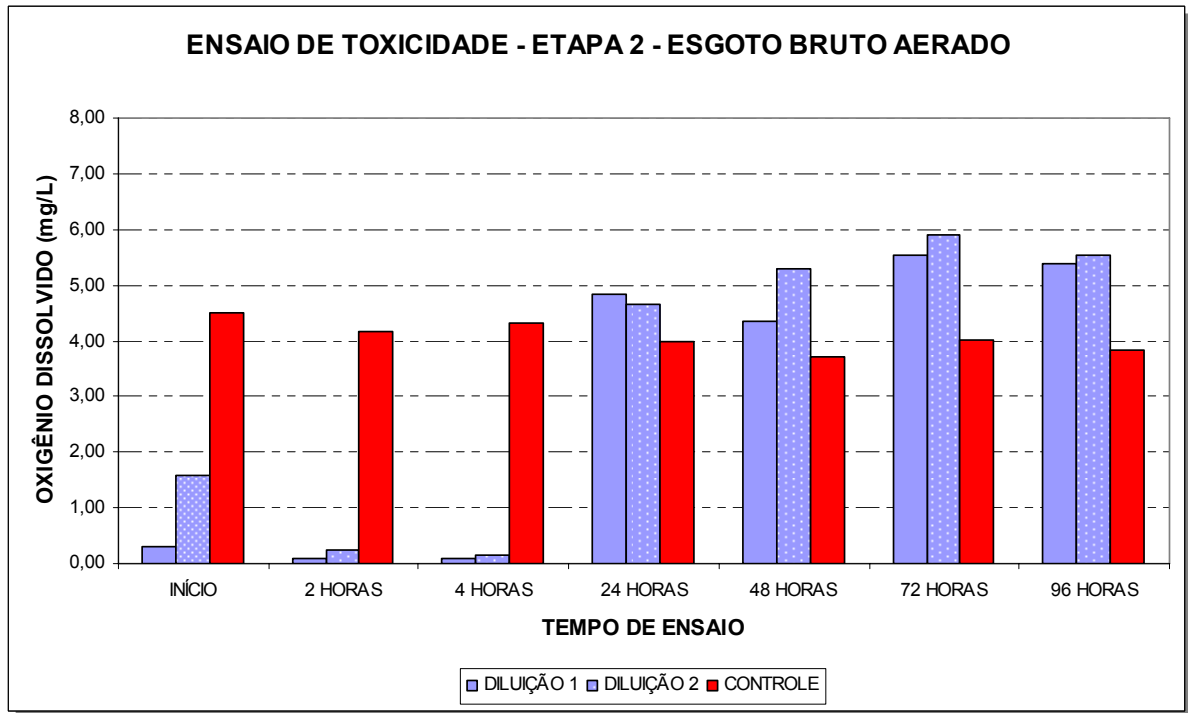
**TABELA 22** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica dos 4º e 5º dias de observação do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado.

TEMPO	72 HORAS				96 HORAS			
	DILUIÇÃO	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH
1	26,0	5,55	8,31	0,985	24,9	5,38	8,28	0,950
2	25,9	5,89	8,31	0,586	24,8	5,55	8,17	0,574

Neste experimento também foi observada uma sedimentação nos tanques, que ocasionou uma maior transparência às amostras, com uma maior



possibilidade de acontecer a fotossíntese no meio. Fato que mais uma vez pode ter feito com o nível de OD aumentasse no decorrer do tempo. Mas o fator primordial foi de fato a aeração mecânica, já que os níveis de oxigênio chegaram ao valor de 5,89 mg/L, conforme figura 28.

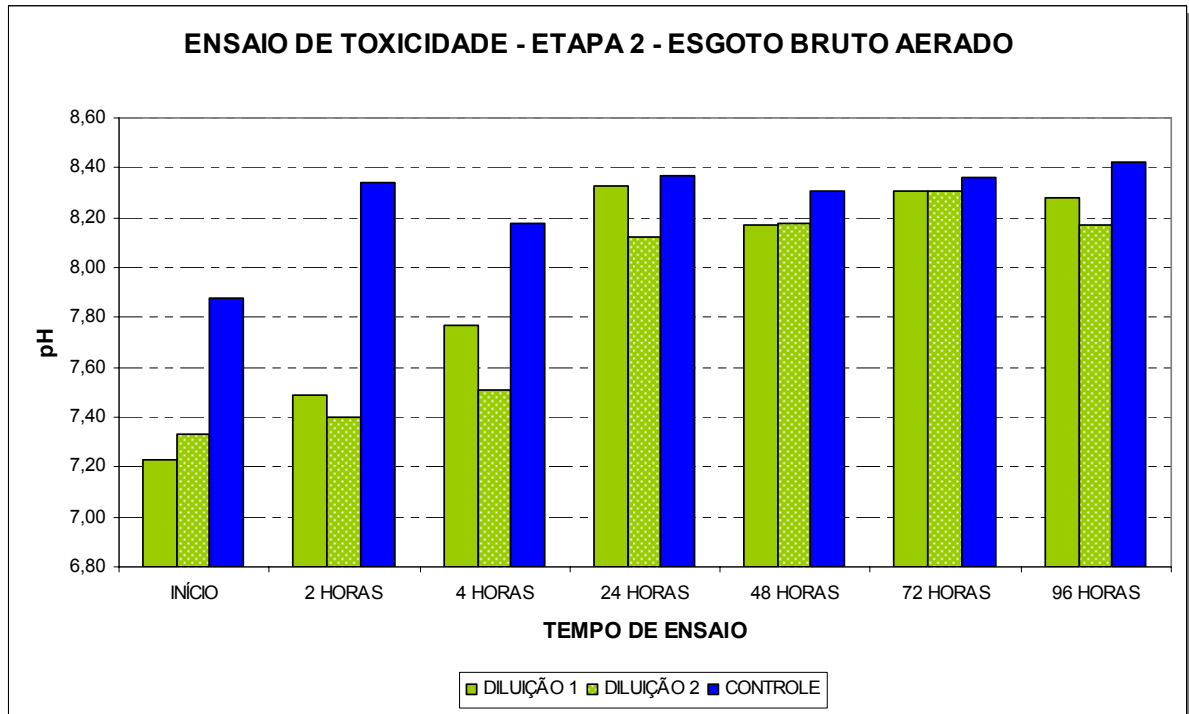


**FIGURA 28** – Gráfico: Concentração de OD (mg/L) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado.

Esta elevação no nível de OD também influenciou o pH fazendo com que seus valores também aumentassem, passando de 7,23 na diluição 1 e 7,33 na diluição no início do ensaio, antes da colocação dos alevinos, para 8,33 na diluição 1 e 8,12 na diluição 2 em um período de 24 horas, como pode ser identificado na figura 29.

Conforme já fora explicado anteriormente, a relação entre OD e pH é diretamente proporcional, ou seja, uma elevação na concentração do OD acarreta um aumento no pH. Assim, quando o processo de fotossíntese está ocorrendo (período diurno), a concentração de OD aumenta e o pH tende a aumentar. Já em

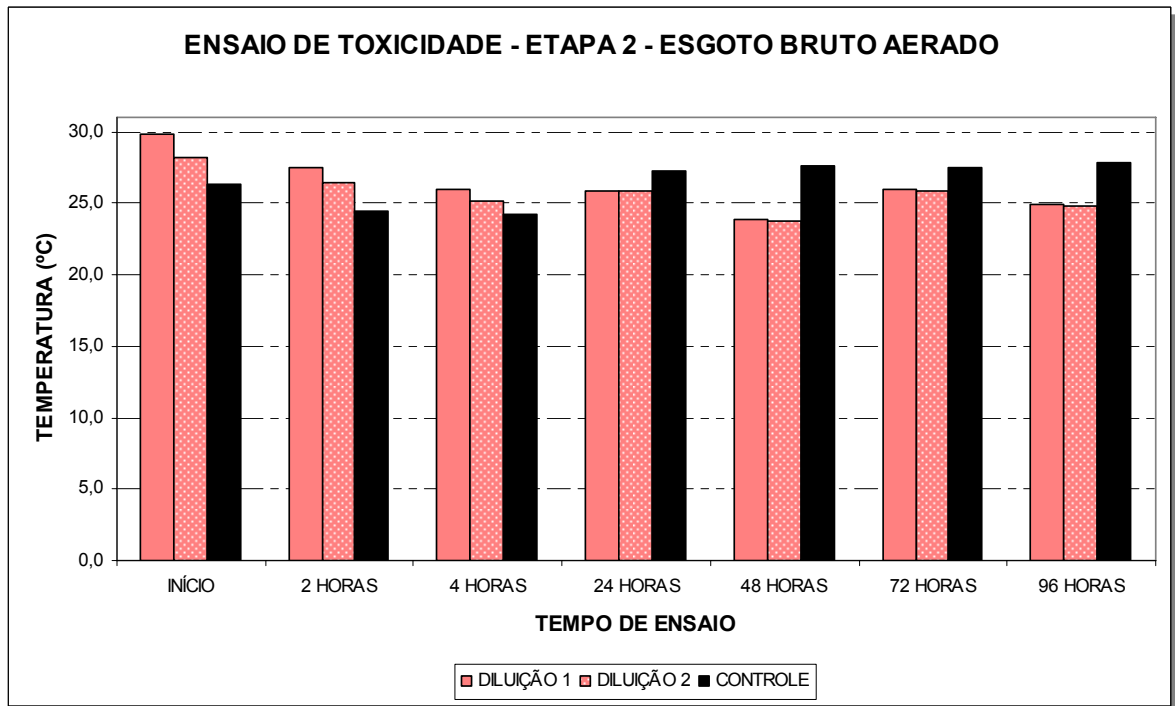
períodos noturnos, onde a respiração ocorre com maior intensidade e não há fotossíntese, a concentração de OD diminui e como consequência, o pH decresce.



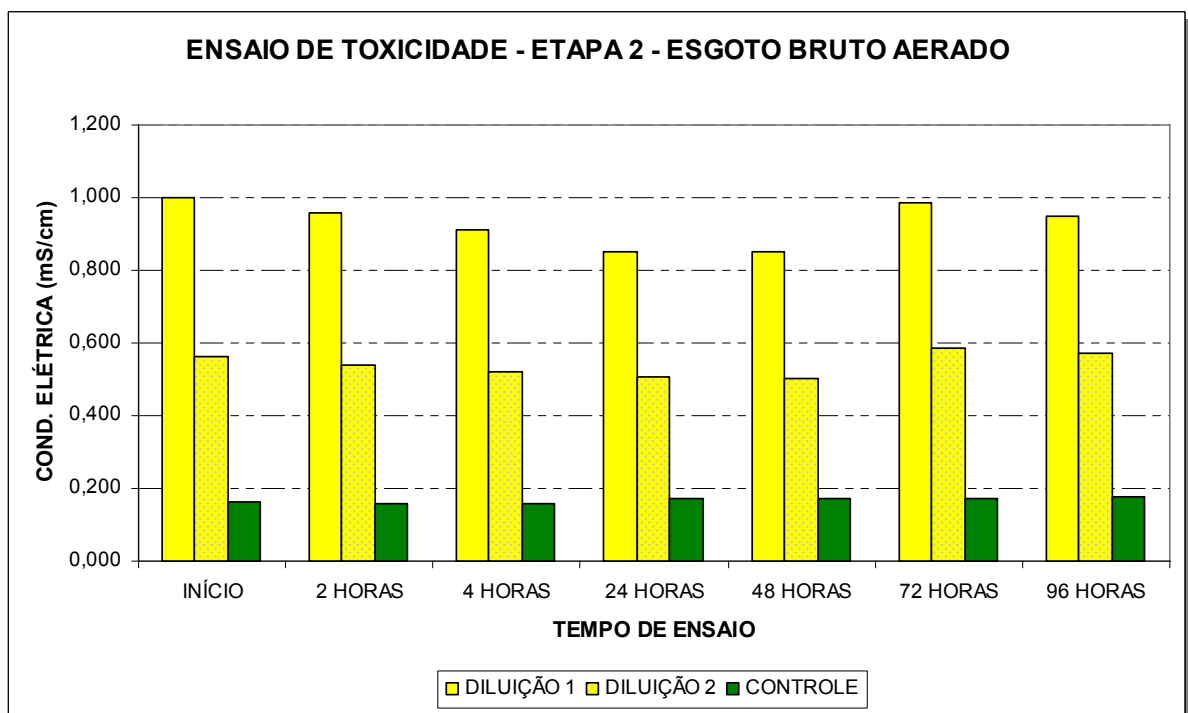
**FIGURA 29** – Gráfico: pH x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado.

Com relação à temperatura a mesma apresentou-se de forma bastante estável durante todo este experimento, com valores médios de 26,0 °C, conforme figura 30.

Já com relação à condutividade elétrica, esta apresentou-se também de forma bastante estável durante todo este experimento, com valores médios de 0,93 mS/cm e 0,54 mS/cm de condutividade nas diluições 1 e 2, respectivamente, conforme figura 31.



**FIGURA 30** – Gráfico: Temperatura (°C) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado.



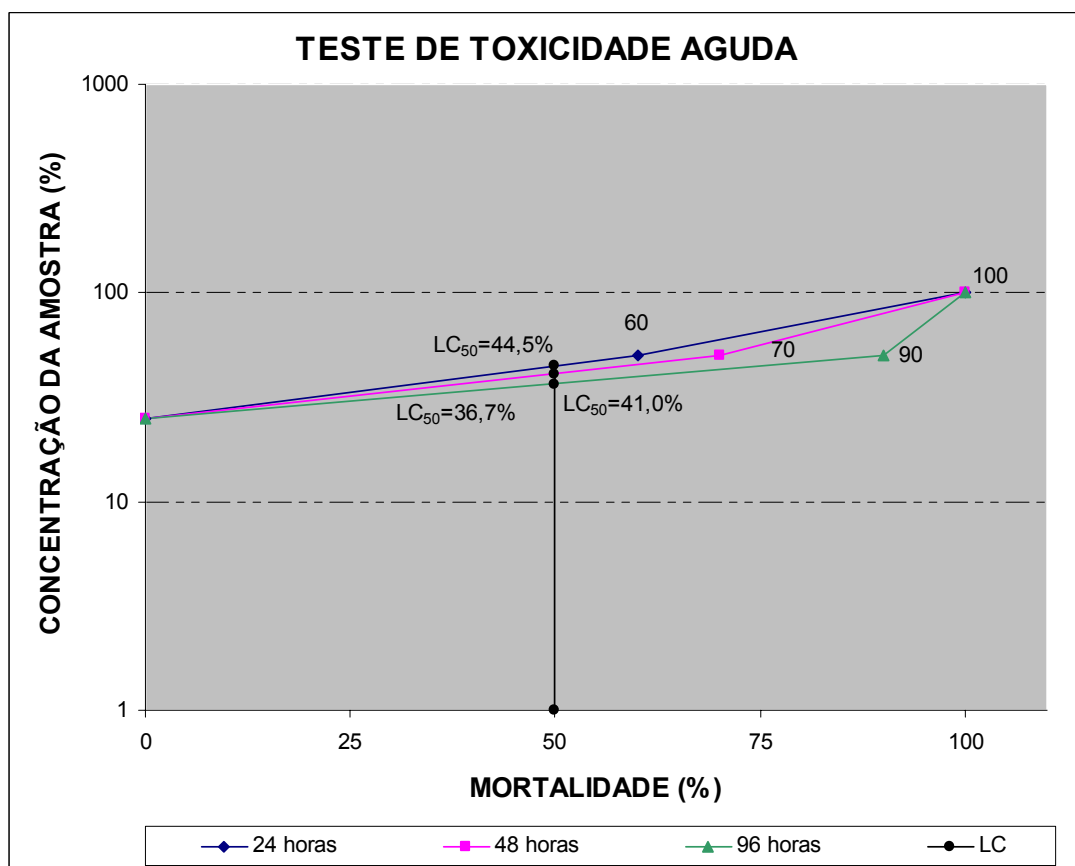
**FIGURA 31** – Gráfico: Condutividade Elétrica (mS/cm) x Tempo de observação na 2ª etapa do Experimento com Alevinos e Esgoto Bruto Aerado.

Mesmo com a aeração e o elevado nível de oxigênio dissolvido, ainda foi observada mortalidade de mais de 50% dos organismos em ambas as diluições utilizadas (100 e 50%), conforme indicado na tabela 23.

**TABELA 23** – Mortalidade dos Alevinos no Experimento com Esgoto Bruto Aerado.

CONCENTRAÇÃO DO ESGOTO (%)	Nº ANIMAIS	Nº MORTES			% MORTES		
		24h	48h	96h	24h	48h	96h
100	10	10	10	10	100	100	100
50	10	6	7	9	60	70	90

Com base nos dados, o gráfico foi plotado e o índice de concentração letal ( $LC_{50}$ ) mais uma vez identificado como ilustrado na figura 32, determinando os valores de 44,5% para um período de 24 horas, 41,0 % para 48 horas e 36,7% para até 96 horas de exposição. Com a aeração, o valor de  $LC_{50}$  diminuiu no caso da exposição de 24 horas, mas manteve-se semelhante quando o período alcançou 96 horas.



**FIGURA 32** – Gráfico: Mortalidade dos Alevinos x Concentração da Amostra de Esgoto Bruto Aerado.

#### 4.2.3 Experimento com Amônia

No experimento realizado com a amônia, todos os mesmos parâmetros foram observados e as leituras de cada um encontram-se listadas nas tabelas 24, 25 e 26.

**TABELA 24** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica no 1º dia de observação do Experimento com Alevinos e Amônia.

TEMPO	INÍCIO				02 HORAS				04 HORAS				
	DILUIÇÃO	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)
1	25,8	3,58	9,61	0,192	25,5	3,69	9,49	0,193	-	-	-	-	-
2	25,7	3,54	9,58	0,189	25,4	3,78	9,44	0,189	-	-	-	-	-
4	25,6	3,59	9,51	0,187	25,4	3,79	9,37	0,187	25,4	3,69	9,20	0,189	
8	25,6	3,95	9,49	0,186	25,3	3,88	9,37	0,186	25,3	3,42	9,18	0,187	
16	25,4	4,12	9,37	0,180	25,0	3,92	9,21	0,179	25,0	3,92	9,06	0,180	
Controle	25,2	4,34	8,52	0,159	24,8	4,13	8,41	0,159	25,0	3,99	8,30	0,159	

**TABELA 25** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica nos 2º e 3º dias de observação do Experimento com Alevinos e Amônia.

TEMPO	24 HORAS				48 HORAS				
	DILUIÇÃO	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)
4	26,4	3,49	8,44	0,206	26,9	3,70	8,23	0,206	
8	26,4	3,70	8,42	0,204	26,9	3,68	8,19	0,205	
16	26,5	3,58	8,29	0,196	27,0	3,55	8,16	0,197	
Controle	26,6	3,31	8,25	0,169	27,2	3,29	8,14	0,172	

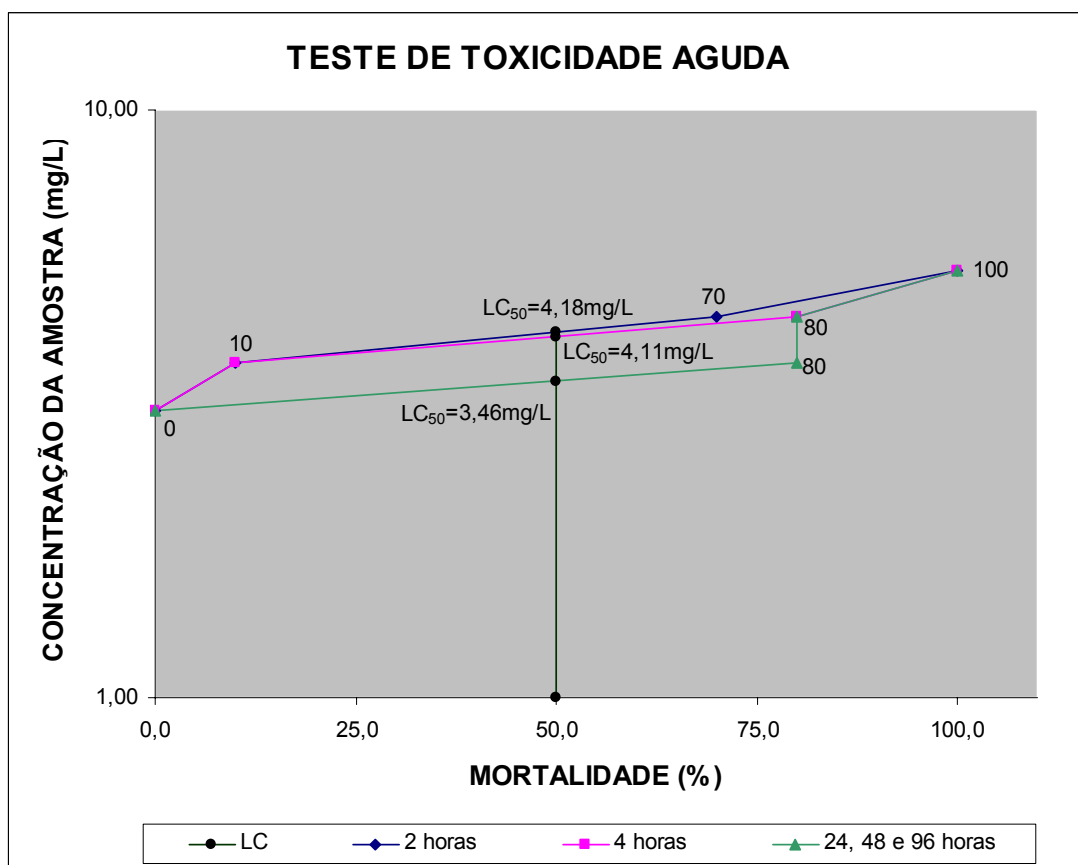
**TABELA 26** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica nos 4º e 5º dias de observação do Experimento com Alevinos e Amônia.

TEMPO	72 HORAS				96 HORAS				
	DILUIÇÃO	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)
4	26,8	3,73	7,98	0,207	25,5	3,68	7,94	0,207	
8	27,0	3,65	7,96	0,205	25,5	3,62	7,90	0,206	
16	27,4	3,53	7,92	0,200	25,6	3,50	7,86	0,202	
Controle	27,6	3,26	7,78	0,175	25,7	3,24	7,70	0,178	

As mortes observadas durante o experimento em questão encontram-se listadas na tabela 27 e foram utilizadas para encontrar o valor do índice de concentração letal de toxicidade aguda (LC<sub>50</sub>) a partir da plotagem do gráfico, conforme figura 33.

TABELA 27 – Mortalidade dos Alevinos no Experimento com Amônia.

CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA (mg/L)	Nº ANIMAIS	Nº MORTES					% MORTES				
		2h	4h	24h	48h	96h	2h	4h	24h	48h	96h
6,40	10	10	10	10	10	10	100	100	100	100	100
5,33	10	10	10	10	10	10	100	100	100	100	100
4,44	10	7	8	8	8	8	70	80	80	80	80
3,70	10	1	1	8	8	8	10	10	80	80	80
3,09	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



**FIGURA 33** – Gráfico: Mortalidade dos Alevinos x Concentração da Amônia.

Foram encontrados, portanto, os valores de 4,18 mg/L para o período de 2 horas de exposição, 4,11 mg/L para 4 horas e 3,46 mg/L para o período de até 96 horas para a solução de amônia utilizada.

Com relação à amônia não-ionizada, calculando-se a porcentagem desta na solução total considerando-se uma temperatura média de 25,2 °C para obter o valor de  $pK_a$  de acordo com a tabela 3, indicada na seção 2.1.5.3.1, e um pH médio de 9,2 tem-se que:

$$\% \text{ Amônia não-ionizada} = \frac{100}{1 + \text{antilog}(9,234 - 9,2)} = 48,0\%$$

Com isso pode-se inferir que os índices de concentração letal para a amônia não-ionizada passam para: 2,01 mg/L NH<sub>3</sub>-N para 2 horas, 1,97 mg/L NH<sub>3</sub>-N para 4 horas e 1,66 mg/L NH<sub>3</sub>-N para até 96 horas de exposição.

As concentrações letais de amônia em 24, 48 e 96 horas para tilápias vermelhas híbridas (*O. niloticus* x *O. mossambicus*), segundo Kubtiza (2000 *apud* FELIZATTO, 2000), são respectivamente em torno de 6,6, 4,0 e 2,6 mg/L. Já Castagnoli (2000 *apud* FELIZATTO, 2000) relata os valores de LC<sub>50</sub>24 h de 2,5 mg/L NH<sub>3</sub>-N, de LC<sub>50</sub>48 h de 2,4 mg/L NH<sub>3</sub>-N e de 2,3 mg/L NH<sub>3</sub>-N para o LC<sub>50</sub>96 h para a tilápia azul (*O. aureus*). Buras *et al.* (1986 *apud* FELIZATTO, 2000) indicam que o valor máximo tolerável é de 8,0 mg/L NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N e de 0,3 a 0,6 mg/L NH<sub>3</sub>-N. Diante destes outros valores, pode-se ver que os valores de LC<sub>50</sub> determinados nos experimentos realizados apresentaram-se em conformidade com os valores esperados. Mas, é importante salientar, que estes valores de LC<sub>50</sub> ilustrados são para espécies diferentes da espécie utilizada (tilápia do Nilo, *O. niloticus*).

#### 4.2.3.1 Experimento com Amônia e variação de pH

Após experimento realizado com a amônia, foram feitos experimentos adotando algumas variações de pH e todos os mesmos parâmetros foram também observados e encontram-se listados nas tabelas 28, 29, 30, 31 e 32. As observações mostraram que o pH apresentava uma tendência de aumentar, sendo justificado pela condição de neutra a básica da água de diluição e a solução de HCl utilizada para variar o pH reagir de alguma forma com a mesma. Diante deste fato, o OD também apresentou uma suave elevação durante o período de ensaio. Com exceção destes, os demais parâmetros apresentaram-se de forma bastante estável.

**TABELA 28** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica no 1º dia de observação do Experimento com Amônia e Variação “a\*” no pH.

TEMPO DILUIÇÃO	INÍCIO				02 HORAS				04 HORAS			
	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)
1	26,7	3,36	5,81	0,331	26,7	3,37	6,11	0,331	26,7	3,39	6,24	0,332
2	26,7	3,47	5,75	0,313	26,6	3,45	6,05	0,314	26,7	3,20	6,23	0,314
4	26,6	3,73	5,40	0,295	26,5	3,69	5,76	0,296	26,6	3,53	6,08	0,297
Controle	26,7	4,30	7,58	0,216	26,6	4,22	8,19	0,218	26,6	3,88	7,88	0,220

\*Variação “a”: meio ácido, pH com valores menores 8,0.

**TABELA 29** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica do 2º ao 5º dia de observação do Experimento com Amônia e Variação “a\*” no pH.

TEMPO DILUIÇÃO	24 HORAS				48 HORAS				72 HORAS				96 HORAS			
	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)
1	26,8	3,85	7,53	0,333	26,9	4,67	7,56	0,336	26,8	4,56	7,65	0,338	27,1	4,48	7,79	0,340
2	26,8	3,79	7,46	0,316	27,0	4,69	7,52	0,319	26,9	4,50	7,52	0,321	27,2	4,44	7,53	0,324
4	26,8	3,52	7,36	0,297	27,1	4,53	7,50	0,301	26,9	4,46	7,42	0,306	27,2	4,36	7,35	0,309
Controle	27,1	3,80	7,76	0,224	27,2	4,61	7,70	0,228	26,9	4,52	7,89	0,230	27,3	4,45	8,06	0,233

\*Variação “a”: meio ácido, pH com valores menores que 8,0.



**TABELA 30** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica no 1º dia de observação do Experimento com Amônia e Variação “b\*\*” no pH.

TEMPO DILUIÇÃO	INÍCIO				02 HORAS				04 HORAS			
	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)
1	26,6	3,70	7,21	0,300	26,7	3,53	7,44	0,302	26,8	3,33	7,34	0,306
2	26,6	3,82	7,14	0,293	26,7	3,71	7,26	0,290	26,7	3,44	7,28	0,289
4	26,7	3,87	6,86	0,276	26,6	3,40	6,90	0,277	26,7	3,54	6,98	0,278
Controle	26,7	4,30	7,58	0,216	26,6	4,22	8,19	0,218	26,6	3,88	7,88	0,220

\*\*Variação “b”: meio neutro, pH com valores em torno de 7,0.

**TABELA 31** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica do 2º ao 5º dia de observação do Experimento com Amônia e Variação “b\*\*” no pH.

TEMPO DILUIÇÃO	24 HORAS				48 HORAS				72 HORAS				96 HORAS			
	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)
1	26,6	3,47	8,01	0,303	26,6	4,49	8,03	0,303	26,8	4,52	8,12	0,301	26,8	4,57	8,18	0,300
2	26,6	3,28	7,99	0,287	26,6	4,52	8,01	0,288	26,8	4,49	8,10	0,288	26,8	4,45	8,15	0,286
4	26,7	3,68	7,87	0,279	26,7	4,22	7,89	0,279	26,9	4,35	7,97	0,280	27,0	4,44	8,11	0,280
Controle	27,1	3,80	7,76	0,224	27,2	4,61	7,70	0,228	26,9	4,52	7,89	0,230	27,3	4,45	8,06	0,233

\*\*Variação “b”: meio neutro, pH com valores em torno de 7,0.

**TABELA 32** – Valores Médios de OD, T(°C), pH e Condutividade Elétrica no 1º dia de observação do Experimento com Amônia e Variação “c\*\*\*” no pH.

TEMPO		INÍCIO			02 HORAS				04 HORAS			
DILUIÇÃO	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)	TEMP. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (mS/cm)
1	26,7	3,99	9,47	0,244	26,8	3,95	9,46	0,246	26,8	3,52	9,37	0,247
2	26,7	3,88	9,38	0,241	26,7	3,81	9,38	0,242	26,7	3,91	9,25	0,244
4	26,6	3,75	9,32	0,238	26,8	3,68	9,15	0,239	26,8	3,29	8,92	0,241
Controle	26,7	4,30	7,58	0,216	26,6	4,22	8,19	0,218	26,6	3,88	7,88	0,220

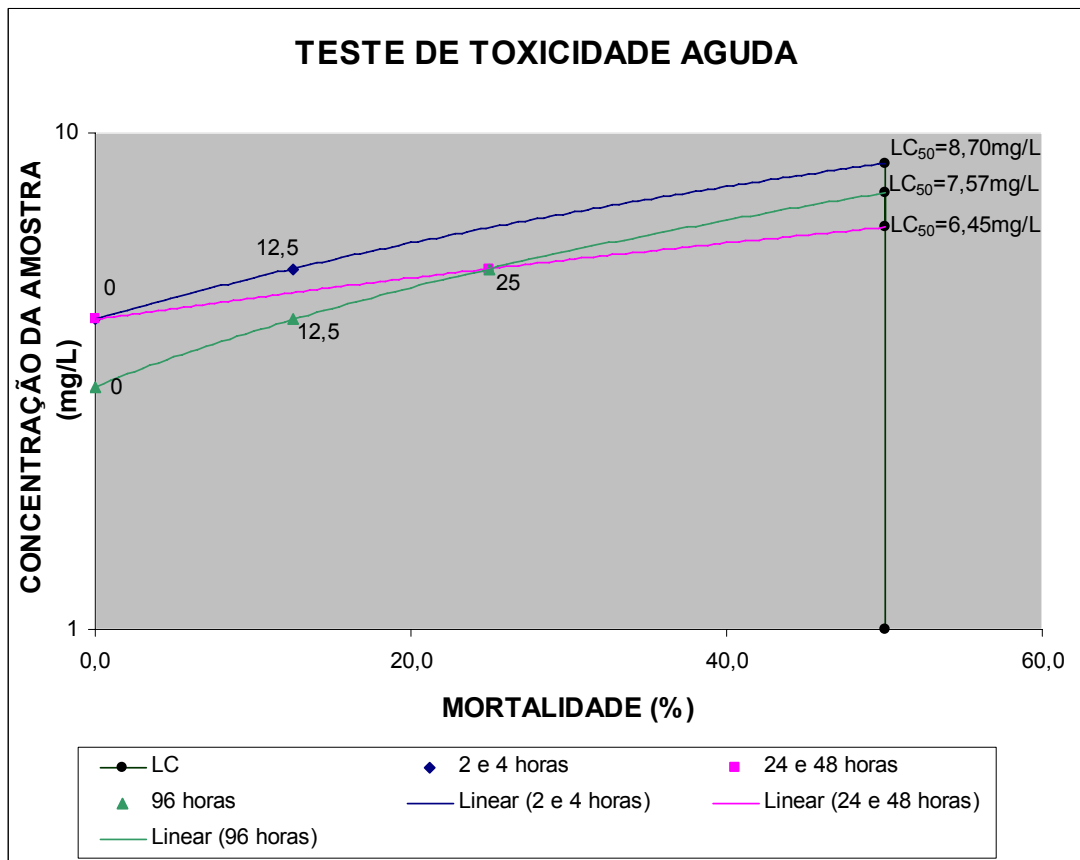
\*\*\*Variação “c”: meio básico, pH com valores maiores que 7,5.

Mais uma vez os dados de mortalidade encontrados para a variação de pH “a” (meio ácido, pH com valores menores que 8,0 e maiores que 5,0) indicados na tabela 33 foram utilizados para plotar o gráfico e determinar o LC<sub>50</sub>, conforme figura 34.

**TABELA 33** – Mortalidade dos Alevinos no Teste com Amônia - variação de pH “a”.

CONCENTRAÇÃO DA AMÔNIA (mg/L)	Nº ANIMAIS	Nº MORTES					% MORTES				
		2h	4h	24h	48h	96h	2h	4h	24h	48h	96h
5,33	8	1	1	2	2	2	12,5	12,5	25	25	25
4,21	8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	12,5
3,09	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

\*Variação “a”: meio ácido, pH com valores menores que 8,0.



**FIGURA 34** – Gráfico: Mortalidade dos Alevinos x Concentração da Amônia com variação “a” do pH.

\*Variação “a”: meio ácido, pH com valores menores que 8,0.

Para esta primeira variação, os índices de concentração letal ficaram determinados pelos valores de: 8,70 mg/L para o tempo de 2 e 4 horas, 6,45 mg/L para 24 e 48 horas e 7,57 mg/L para 96 horas.

Essa diferença de valores encontrados deve-se ao fato de que como não foi alcançada uma mortalidade maior que 50% as curvas tiveram que ser extrapoladas para valores que alcançassem esta porcentagem.

Neste caso, o valor válido para 24, 48 e 96 horas fica então o menor 6,45 mg/L.

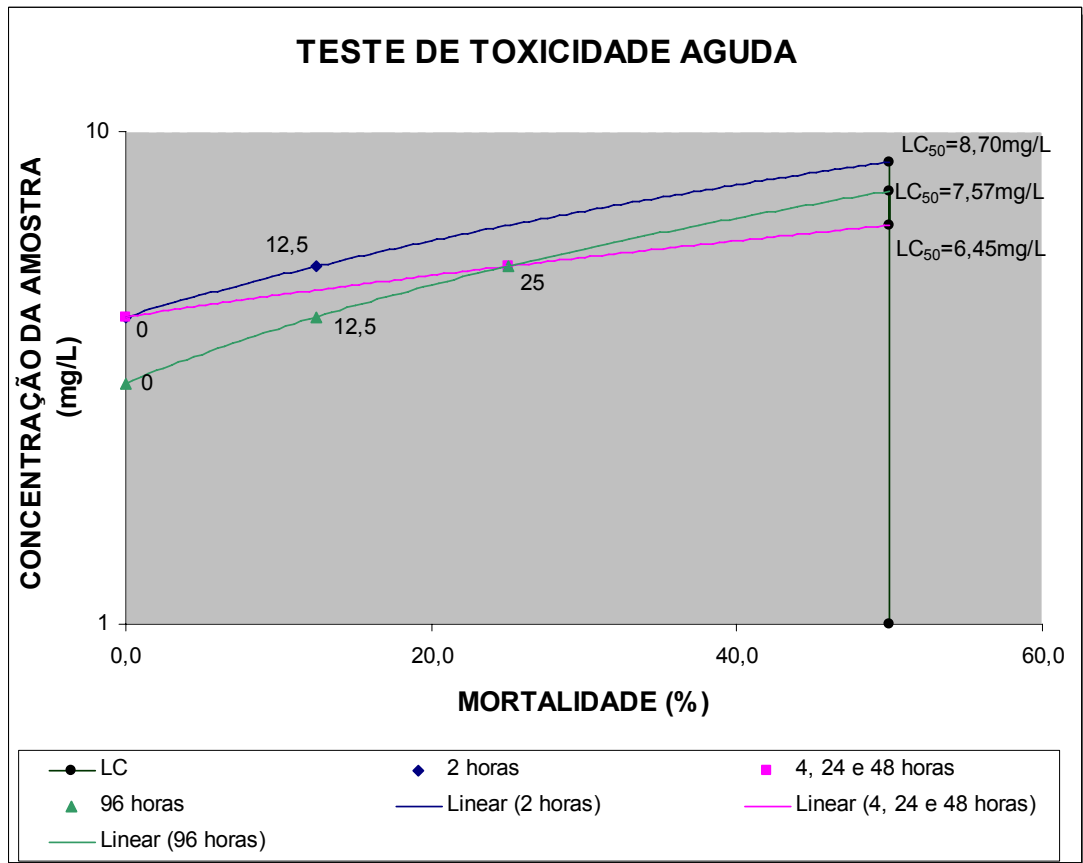
Considerando uma temperatura média de 26,6 °C e um pH de 6,5, observa-se que a porcentagem da amônia não-ionizada com este valor de pH é de apenas 0,20%.

Para a variação de pH “b” foram obtidos os dados apresentados na tabela 34, e foi plotado o gráfico de mortalidade versus concentração conforme figura 35.

**TABELA 34** – Mortalidade dos Alevinos no Teste com Amônia - variação de pH “b\*\*”.

CONCENTRAÇÃO DA AMÔNIA (mg/L)	Nº ANIMAIS	Nº MORTES						% MORTES			
		2h	4h	24h	48h	96h	2h	4h	24h	48h	96h
5,33	8	1	2	2	2	2	12,5	25	25	25	25
4,21	8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	12,5
3,09	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

\*\*Variação “b”: meio neutro, pH com valores em torno de 7,0.



**FIGURA 35** – Gráfico: Mortalidade dos Alevinos x Concentração de Amônia com variação “b\*\*” do pH.  
 \*\*Variação “b”: meio neutro, pH com valores em torno de 7,0.

Para esta segunda variação, os índices de concentração letal ficaram determinados pelos valores de: 8,70 mg/L para o tempo de 2 horas, 6,45 mg/L para 4, 24 e 48 horas e 7,57 mg/L para 96 horas.

A diferença de valores encontrados também se deve ao fato de que como não foi alcançada uma mortalidade maior que 50% as curvas tiveram que ser extrapoladas para valores que alcançassem esta porcentagem.

Neste caso, o valor válido para 4, 24, 48 e 96 horas fica então o menor 6,45 mg/L. Com esta variação de pH, a diferença que ocorreu com relação à anterior é que com 4 horas já havia uma mortalidade de 25% para a maior concentração e não 12,5% como anteriormente. Isto fez com que o LC<sub>50</sub> de 4 horas passasse então de 8,70 mg/L para 6,45 mg/L. O pH potencializou a toxicidade num menor tempo.

Neste caso, existe apenas 1,60% de amônia não-ionizada na solução no valor de pH de 7,4 e temperatura de 26,7 °C.

Para a variação de pH “c” os dados obtidos apresentam-se na tabela 35, e foi também plotado o gráfico de mortalidade versus concentração conforme figura 32.

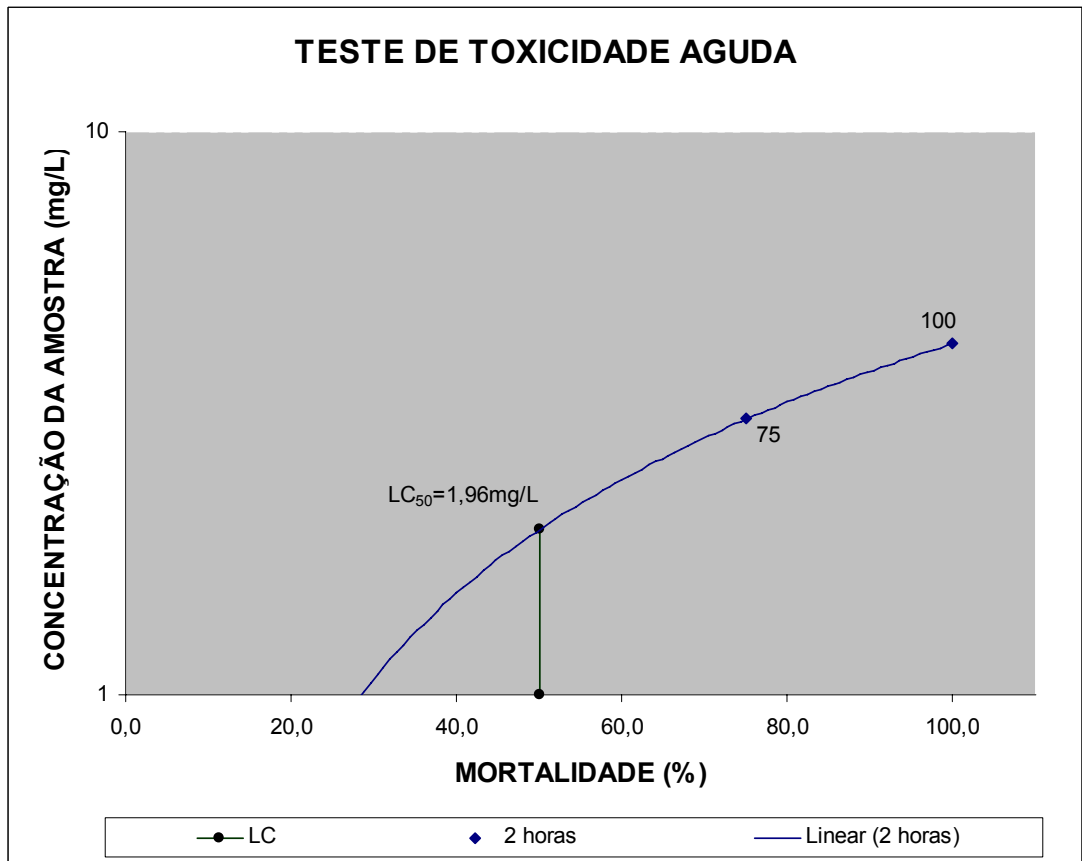
**TABELA 35** – Mortalidade dos Alevinos no Teste com Amônia - variação de pH “c\*\*\*”.

CONCENTRAÇÃO DA AMÔNIA (mg/L)	Nº ANIMAIS	Nº MORTES					% MORTES				
		2h	4h	24h	48h	96h	2h	4h	24h	48h	96h
5,33	8	8	8	8	8	8	100	100	100	100	100
4,21	8	8	8	8	8	8	100	100	100	100	100
3,09	8	6	8	8	8	8	75	100	100	100	100

\*\*\*Variação “c”: meio básico, pH com valores maiores que 7,5.

Conforme indicado no gráfico da figura 36 o valor encontrado do índice de concentração letal (LC<sub>50</sub>) foi de 1,96 mg/L para o período de 2 horas em diante, tendo em vista que para todas as concentrações a partir de 4 horas a mortalidade alcançou 100%.

É importante salientar que nestas condições, com temperatura média de 26,7 °C e pH médio de 9,0, a porcentagem de amônia não-ionizada passou para 39,3%, e este fato tem ligação direta com o aumento da taxa de mortalidade nesta última variação.



**FIGURA 36** – Gráfico: Mortalidade dos Alevinos x Concentração da Amônia com variação “c\*\*\*” do pH.

\*\*\*Variação “c”: meio básico, pH com valores maiores que 7,5.

### 4.3 Avaliação de Riscos

#### 4.3.1 Avaliação de Riscos Ambientais e Ecotoxicológicos

A inspeção sanitária realizada no estudo em questão está indicada na tabela 36, cuja pontuação obtida é tomada como ponto referencial para inserção dos demais pontos observados. E, todos os parâmetros utilizados nesta análise encontram-se indicados na tabela 37.

**TABELA 36** – Inspeção Sanitária do reúso de efluentes na atividade de piscicultura.

<b>DIAGNÓSTICO ESPECÍFICO PARA AVALIAÇÃO</b>		<b>RISCOS</b>
1.	Os trabalhadores que irão manusear os peixes receberam instruções adequadas?	SIM
2.	Os trabalhadores que irão manusear os peixes utilizam equipamentos de proteção individual contra infecção?	DUVIDOSO
3.	Os trabalhadores que irão manusear os peixes receberam vacinação contra possíveis doenças?	NÃO
4.	Existem medidas de segurança contra invasões de outras pessoas, como cerca na área dos tanques?	SIM
5.	Não há pessoas morando em áreas circunvizinhas à área dos tanques?	NÃO
6.	Foram dadas instruções para a população circunvizinha à área dos tanques?	NÃO
7.	Não existem animais em distância menor que 10m que podem ter acesso à área dos tanques?	DUVIDOSO
8.	O efluente utilizado é de origem doméstica?	SIM
9.	O efluente utilizado está deixando de poluir um manancial se fosse somente descartado?	SIM
10.	O efluente descartado dos tanques tem potencial menos poluente do que o inicial?	DUVIDOSO
11.	O efluente não apresenta efeito de toxicidade aguda ao organismo em teste?	SIM
12.	Os peixes utilizados para consumo receberam cozimento adequado?	DUVIDOSO
<b>TOTAL DE PONTOS DE RISCOS</b>		<b>5/12</b>

SIM = 0; NÃO = 1; DUVIDOSO = 0,5.

**TABELA 37** – Parâmetros do efluente tratado utilizado na atividade de piscicultura.

<b>Parâmetros</b>	<b>Valores dos Parâmetros</b>					
pH	8,7	7,9	9,3	8,1	9,1	8,1
Oxigênio dissolvido (mg O <sub>2</sub> /L)	1,7	2,4	7,4	3,5	7,4	3,3
Amônia (mg N-NH <sub>3</sub> /L)	3,7	4,0	1,9	3,7	2,2	3,5
DBO <sub>5</sub> dias (mg O <sub>2</sub> /L)	136,8	46,3	135,5	58,0	83,9	73,3
Sólidos totais dissolvidos (mg STD/L)	415,0	418,0	389,0	617,0	293,0	326,0
Coliformes totais (NMP/100ml)	> 1,21E+05	> 1,21E+05	> 1,21E+05	9,93E+04	>1,21E+05	>1,21E+05
<i>E. coli</i> (NMP/100ml)	4,60E+02	5,00E+01	5,00E+01	4,60E+02	2,05E+02	5,50E+02
Ovos de helmintos (ovos/L)	ND*	ND	ND	NA**	ND	NA
Salmonella (Aus./25 g)	NA	NA	NA	Ausência (músculo/pele) Presença (brânquias)	Ausência (músculo/pele / brânquias)	Ausência (músculo/pele / brânquias)
Estafilococos coagulase positiva (10 <sup>3</sup> UFC/g)				Ausência (músculo / brânquias) 1,3x10 <sup>3</sup> (pele)	<10 (músculo / pele / brânquias)	<10 (músculo / pele / brânquias)

\*ND = Não detectado; \*\*NA = Não analisado.

Fonte: Projeto CT-HIDRO da Universidade Federal do Ceará.



Os parâmetros com seus respectivos valores limites regulamentados e considerações de categoria e código da cor, bem como do nível considerado dos riscos encontram-se dispostos na tabela 38.

**TABELA 38** – Classificação e quantificação dos riscos conforme as normas adotadas para o reúso de efluentes na atividade de piscicultura.

PARÂMETRO	VALORES LIMITES	CATEGORIA E CÓDIGO DA COR	RISCO	QUANTIDADE
CT (NMP/100 mL)	< 10 <sup>3</sup>	A (azul)	Em conformidade	
	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>4</sup>	B (verde)	Baixo	
	10 <sup>4</sup> - 10 <sup>5</sup>	C (amarelo)	Intermediário	1
	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>6</sup>	D (laranja)	Alto	5
	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	E (vermelho)	Muito alto	
CF (NMP/100 mL)	< 10 <sup>3</sup>	A (azul)	Em conformidade	6
	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>4</sup>	B (verde)	Baixo	
	10 <sup>4</sup> - 10 <sup>5</sup>	C (amarelo)	Intermediário	
	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>6</sup>	D (laranja)	Alto	
	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	E (vermelho)	Muito alto	
HELMINTOS (ovos/L)	AUSÊNCIA	A (azul)	Em conformidade	4
	PRESENÇA	D (laranja)	Alto	
DBO (mg/L)	≤ 5,0	A (azul)	Em conformidade	
	5 - 55	B (verde)	Baixo	1
	55 - 105	C (amarelo)	Intermediário	3
	105 - 155	D (laranja)	Alto	2
	> 155	E (vermelho)	Muito alto	
OD (mg/L)	> 5,0	A (azul)	Em conformidade	2
	5 - 4	B (verde)	Baixo	
	4 - 3	C (amarelo)	Intermediário	2
	3 - 2	D (laranja)	Alto	1
	< 2,0	E (vermelho)	Muito alto	1
pH	6,0 - 9,0	A (azul)	Em conformidade	4
	< 6,0 ou > 9,0	B (verde)	Baixo	2
	< 5,0 ou > 10	C (amarelo)	Intermediário	
	< 4,0 ou > 11	D (laranja)	Alto	
	< 3,0 ou > 12	E (vermelho)	Muito alto	

**TABELA 38** – Classificação e quantificação dos riscos conforme as normas adotadas para o reúso de efluentes na atividade de piscicultura (continuação).

SDT (mg/L)	≤ 500	A (azul)	Em conformidade	5
	500 - 600	B (verde)	Baixo	
	600 - 700	C (amarelo)	Intermediário	1
	700 - 800	D (laranja)	Alto	
	> 800	E (vermelho)	Muito alto	
NH <sub>3</sub> -N (mg/L) (8,0 < pH ≤ 8,5)	< 1,0	A (azul)	Em conformidade	
	1,0 - 2,0	B (verde)	Baixo	
	2,0 - 3,0	C (amarelo)	Intermediário	
	3,0 - 4,0	D (laranja)	Alto	3
	> 4,0	E (vermelho)	Muito alto	
NH <sub>3</sub> -N (mg/L) (pH > 8,5)	< 0,5	A (azul)	Em conformidade	
	0,5 - 1,0	B (verde)	Baixo	
	1,0 - 2,0	C (amarelo)	Intermediário	1
	2,0 - 3,0	D (laranja)	Alto	1
	> 3,0	E (vermelho)	Muito alto	1
SALMONELLA (sp/25g)	AUSÊNCIA	A (azul)	Em conformidade	8
	PRESENÇA	D (laranja)	Alto	1
EST. COAG. POS/g	< 10 <sup>3</sup>	A (azul)	Em conformidade	8
	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>4</sup>	B (verde)	Baixo	1
	10 <sup>4</sup> - 10 <sup>5</sup>	C (amarelo)	Intermediário	
	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>6</sup>	D (laranja)	Alto	
	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	E (vermelho)	Muito alto	
NH <sub>3</sub> -N (mg/L) (LC <sub>50</sub> 96h=1,66 mg/L)	< 1/10 LC <sub>50</sub>	A (azul)	Em conformidade	
	1/10 LC <sub>50</sub> ≤ - < 1/2 LC <sub>50</sub>	C (amarelo)	Intermediário	
	≥ 1/2 LC <sub>50</sub>	D (laranja)	Alto	6

Por fim, foi então gerada a matriz de riscos com a inspeção sanitária e a avaliação dos riscos gerados, indicando, entre os fatores analisados, cerca de 70% de riscos intermediários a altos e 30% muito altos, conforme ilustrado na figura 37.

AVALIAÇÃO DE RISCOS AMBIENTAIS

AVALIAÇÃO DE RISCOS		INSPEÇÃO SANITÁRIA DE PONTOS DE RISCOS												
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
COLIFORMES TOTAIS	E													
	D						5							
	C						1							
	B													
	A													
E. COLI	E													
	D													
	C													
	B													
	A						6							
HELMINTOS	E													
	D													
	C													
	B													
	A						4							
DBO	E													
	D						2							
	C						3							
	B						1							
	A													
OD	E						1							
	D						1							
	C						2							
	B													
	A						2							
pH	E													
	D													
	C													
	B						2							
	A						4							
SDT	E													
	D													
	C						1							
	B													
	A						5							
NITROGÊNIO AMONÍACAL	E						1							
	D						4							
	C						1							
	B													
	A													
SALMONELLA	E													
	D						1							
	C													
	B													
	A						8							
ESTAFILOCOCCUS COAGULASE POSITIVA	E													
	D													
	C													
	B						1							
	A						8							
NITROGÊNIO AMONÍACAL (LC <sub>50</sub> )	E													
	D						6							
	C													
	B													
	A													
TOTAL							49			21				
RISCOS	Não Observado	BAIXO				INTERMEDIÁRIO A ALTO				MUITO ALTO				
PRIORIDADE DAS MEDIDAS MITIGADORAS	Não Observado	BAIXA				ALTA				URGENTE				

FIGURA 37 – Matriz de Avaliação de Riscos.

#### 4.3.1.1 Minimização dos Riscos

As medidas mitigadoras devem ser tomadas tendo em vista os pontos indicados na avaliação de riscos para que os mesmos sejam minimizados, como:

- Preparação e instrução das pessoas que irão trabalhar na piscicultura;
- Obrigatoriedade no uso de equipamentos de proteção individual no ambiente de trabalho, como botas, máscaras, roupas impermeáveis e luvas;
- Providenciar vacinação para estas pessoas contra possíveis doenças de veiculação hídrica;
- Garantir a segurança da área onde serão cultivados os peixes para que outras pessoas ou mesmo animais não entrem em contato com a água e sejam contaminadas, ou insiram alguma substância contaminante aos peixes, se possível, dando instruções à população que resida em regiões próximas ao local;
- Verificar as condições do efluente antes da sua utilização para que sejam tomadas precauções contra contaminantes químicos provenientes de esgotos industriais de difícil remoção;
- Confirmar se esta atividade de reúso está de fato trazendo benefícios, evitando a poluição de mananciais com água de qualidade superior;
- Verificar se o efluente dos tanques de piscicultura possui características dentro dos padrões limites para serem descartados adequadamente, e caso não seja, deverá ser analisada a possibilidade de um pós-tratamento;

- Verificar o efeito de toxicidade aguda do efluente para que o mesmo não atinja os organismos que serão cultivados de forma tóxica;
- Instruir os consumidores a fazerem uma adequada cocção dos peixes que serão consumidos para que sejam eliminadas ainda mais as possibilidades de contaminação;
- Realizar um monitoramento periódico e eficaz dos parâmetros de qualidade da água de cultivo, sanitária e microbiológica para que os peixes não sejam contaminados, seu nível de mortalidade aumente ou mesmo sejam prejudicados no seu desenvolvimento.

# ***Conclusões e Recomendações***

---

## 5 CONCLUSÕES

Tendo como base o trabalho realizado, algumas conclusões importantes devem ser levadas em consideração, tais como:

- Os testes de toxicidade aguda realizados com peixes com idade superior a 60 dias não apresentaram mortalidade e, portanto, não pode ser calculado o índice de concentração letal ( $LC_{50}$ ) para este caso. Este mesmo fato ocorreu no teste de toxicidade aguda realizado com organismos da mesma espécie com idade entre 07 e 15 dias (alevinos). Este procedimento indica que as resistências desta espécie nos estágios de vida considerados, com relação à exposição a este efluente, com suas características específicas, não são tão divergentes.
- O teste de toxicidade com efluente bruto constatou o índice de concentração letal de 68,0% para o período de 24 horas de exposição e de 35,4% para o período de até 96 horas. Com a aeração mecânica aplicada às duas diluições de 50 e 100% de esgoto bruto, os  $LC_{50}$ 's encontrados foram de 44,5% para um período de 24 horas, 41,0% para 48 horas e 36,7% para até 96 horas de exposição. Com a aeração, o valor de  $LC_{50}$  diminuiu na exposição de 24 horas, mas manteve-se semelhante quando o período alcançou 96 horas. A utilização da aeração mecânica possibilitou a verificação se ainda haveria mortalidade mesmo fornecendo oxigênio ao meio, evidenciando, portanto, que as mortes no primeiro teste não aconteceram devidas somente à baixa concentração de oxigênio dissolvido.
- O teste de toxicidade aguda com amônia comprovou o que outros estudos já haviam demonstrado com relação à toxicidade do nitrogênio sob esta forma. O  $LC_{50}$  encontrado foi de 2,01 mg/L  $NH_3-N$  para 2 horas, 1,97 mg/L  $NH_3-N$  para 4 horas e 1,66 mg/L  $NH_3-N$  para até 96 horas de exposição.

- A utilização de variações para a realização de ensaios de toxicidade específicos com amônia, variando o pH em faixas conhecidas, com concentrações pré-determinadas, mostrou o quanto este parâmetro pode influenciar no nível de toxicidade desta substância para os peixes, fornecendo um indicativo da preponderância da forma de nitrogênio amoniacal em níveis de pH mais elevados. Os LC's<sub>50</sub> encontrados neste caso foram: 8,70 mg/L para o tempo de 2 e 4 horas e 6,45 mg/L para 24, 48 e 96 horas para a variação "a"; 8,70 mg/L para o tempo de 2 horas e 6,45 mg/L para 4, 24, 48 e 96 horas para a variação "b"; e, 1,96 mg/L para o período de 2 horas em diante na variação "c".
  
- A avaliação de riscos ambientais e ecotoxicológicos tendo em vista as normas da OMS, do CONAMA, da ANVISA e da USEPA, levou à conclusão de que medidas mitigadoras simples, mas de alta prioridade devem ser tomadas para que a atividade da piscicultura com o reúso de águas residuárias tratadas seja segura para os trabalhadores e consumidores, bem como ambientalmente viável, pois foram evidenciados riscos potenciais à saúde e ao meio ambiente, em sua maioria, no nível de intermediário a alto. Algumas medidas mitigadoras urgentes também foram indicadas para minimizar os impactos ligados a riscos com o nível muito alto.



## 6 RECOMENDAÇÕES

- Os testes de toxicidade aguda com amônia devem ser realizados analisando-se também a variação da temperatura, tendo em vista que este fator também pode influenciar o nível de toxicidade deste elemento, pois alguns estudos mostram que a fração de amônia não-ionizada aumenta com o crescimento da temperatura.
- Testes de toxicidade aguda podem ser realizados utilizando mais espécies que pertençam ao meio estudado, comparando ao estudo realizado, e se possível, fazendo combinações para que haja uma maior validação do mesmo. Devido à multiplicidade de espécies existentes e às inúmeras relações de dependência entre elas, é aconselhável que os testes sejam realizados com pelo menos três organismos pertencentes a níveis tróficos diferentes, para obter o resultado com o organismo mais suscetível, estimando com maior segurança o impacto que pode ser gerado.
- Testes de toxicidade aguda analisando efeitos sub-letais ou mesmo testes de toxicidade crônica deveriam ser realizados para que fossem conhecidos outros parâmetros para a análise da toxicidade, como NOEL e NOAEL, tanto no caso do efluente como no caso da amônia.
- Poderiam ser analisados efluentes de diferentes características, como provenientes de diferentes sistemas de tratamento de esgoto para que fossem comparados e, assim, poder ser analisada a viabilidade do reúso dos mesmos para a piscicultura ou outra atividade qualquer.
- A avaliação de risco é uma ferramenta valiosa que deve ser continuamente utilizada em atividades ligadas ao reúso como também em outras atividades que gerem impactos ao meio ambiente ou onde se queira avaliar o nível do impacto gerado. Deve ser, na verdade, uma ferramenta de gerenciamento ambiental adotada em estudos ambientais diversos.

- Uma avaliação de riscos incluindo uma abordagem técnico-financeira poderia abranger aspectos que não foram levados em consideração neste estudo, o que poderia acarretar um embasamento para aqueles que tenham interesse em realizar esta atividade vinculada ao reúso de efluentes.
  
- Faz-se necessária a utilização de modelos matemáticos para que o estudo da análise de riscos seja analisado com maior profundidade e validação, podendo ser adotados modelos de efeitos, de exposição e/ou de riscos, fazendo uso de um ou mais tipos de modelos, dependendo do caso ou questão que seja objeto de estudo.
  
- É notória a necessidade da criação de normas e padrões que regulamentem a atividade de reúso de efluentes, para que o reúso não-planejado não ocorra de forma aleatória e indisciplinada por pessoas que desconhecem os riscos associados a esta atividade. Para que isso

***Bibliografia  
Consultada***

---

## 7 BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA. **Resolução RDC nº 12**, de 02 de janeiro de 2001. Ministério da Saúde. 43 p. Disponível em: <<http://www.anvisa.gov.br/e-legis>>. Acesso em: 29 jun. 2006.

ALABASTER, J. S.; LLOYD, R. **Water Quality Criteria for Freshwater Fish**. 2<sup>nd</sup> Ed. London: FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 1982. 361 p.

ANGELAKIS, A. N.; BONTOUX, L. Wastewater reclamation and reuse in Eureau countries. **Water Policy**, Elsevier Science Ltd., n. 3, p. 47-59, 2001. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 12 nov. 2004.

ARAÚJO, L. F. P. **Reúso com Lagoas de Estabilização: Potencialidade no Ceará**. Fortaleza – CE: SEMACE, 2000. 132 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 15088**: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio em peixes. Rio de Janeiro, 2004, 19 p.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. (Coordenação). **As Bases Toxicológicas da Ecotoxicologia**. São Carlos: Rima, 2003. São Paulo: Intertox, 2003. xviii, 340 p.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. Tradução: Maria Angeles Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera. 2<sup>a</sup> Ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.

BASTOS, R. K. X. *et al.* Introdução. In: BASTOS, R. K. X. (Coordenador). **Utilização de Esgotos Tratados em Fertirrigação, Hidroponia e Piscicultura**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro, RJ: Rima, ABES, 2003a. p. 1-22.

BASTOS, R. K. X. *et al.* Utilização de Esgotos Sanitários em Piscicultura. In: BASTOS, R. K. X. (Coordenador). **Utilização de Esgotos Tratados em Fertirrigação, Hidroponia e Piscicultura**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro, RJ: Rima, ABES, 2003b. p. 193-223.

BASTOS, R. K. X.; MARQUES, M. O. Utilização de Esgoto Tratado em Fertirrigação, Hidroponia e Piscicultura – Uma Análise Crítica. In: BASTOS, R. K. X. (Coordenador). **Utilização de Esgotos Tratados em Fertirrigação, Hidroponia e Piscicultura**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro, RJ: Rima, ABES, 2003. p. 247-253.

BLUM, J. R. C. Critérios e Padrões de Qualidade da Água. In: MANCUSO, P. C. S. e SANTOS, H. F. (Editores). **Reúso de Água**. 1ª Ed. Barueri, SP: Manole, 2003. p. 125 – 174.

BRILHANTE, O. M.; CALDAS, L. Q. de A. (Coordenadores). **Gestão e Avaliação de Risco em Saúde Ambiental**. 20ª Ed. Rio de Janeiro: Fiocruz, 1999. 155 p.

CHAPMAN, P. M. Integrating toxicology and ecology: putting the “eco” into ecotoxicology. **Marine Pollution Bulletin**, Pergamon, n. 44, p. 7-15, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 25 out. 2005.

CHEN, C. M.; YU, S. C.; LIU, M. C. Use of Japanese Medaka (*Oryzias latipes*) and Tilapia (*Oreochromis mossambicus*) in Toxicity Tests on Different Industrial Effluents in Taiwan. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, Springer-Verlag New York Inc., n. 40, p. 363-370, 2001. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 04 ago. 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução Nº 357**, de 17 de Março de 2005. Ministério do Meio Ambiente. 23 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legi.cfm>>. Acesso em: 07 abr. 2005.

DEMIDOVA, O.; CHERP, A. Risk assessment for improved treatment of health considerations in EIA. **Environmental Impact Assessment Review**, Elsevier Inc., n. 25, p. 411-429, 2005. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 14 abr. 2005.

DEVAUX, I. *et al.* Infectious risk associated with wastewater reuse: an epidemiologic approach applied to the case of Clermont-Ferrand, France. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 12, p. 53-60, 2001. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 11 abr. 2005.

DWYER, F. J. *et al.* Assessing Contaminant Sensitivity of Endangered and Threatened Aquatic Species: Part III. Effluent Toxicity Tests. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, Springer Science-Business Media, Inc., n. 48, p. 174-183, 2005. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 04 ago. 2005.

EDEN, R. E. Wastewater reuse – limitations and possibilities. **Desalination**, Elsevier Science B. V., n. 106, p. 335-338, 1996. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 12 nov. 2004.

EDWARDS, P. **Reuse of Human Wastes in Aquaculture – A Technical Review**. UNDP – World Bank Water and Sanitation Program. Washington, D.C., U.S.A.: The World Bank, 1992. 368 p.

EDULJEE, G. H. Trends in risk assessment and risk management. **The Science of the Total Environment**, n. 249, p. 13-23, 2000. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 31 jan. 2005.

EGGEN, R. I. L. *et al.* Challenges in Ecotoxicology. **Environmental Science & Technology**, American Chemical Society, p. 59A-64A, 01 feb. 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 23 mar. 2005.

FAI, P. B. A.; FAGADE, S. O. Acute toxicity of *Euphorbia kamerunica* on *Oreochromis niloticus*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, n. 62, p. 128-131, 2005. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 15 set. 2005.

FELIZATTO, M. R. **Reúso de Água em Piscicultura no Distrito Federal: Potencial para Pós-tratamento de Águas Residuárias Associado à Produção de Pescado**. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília. Brasília, DF, 2000, 175 p.

GANOULIS, J.; PAPALOPOULOU, A. Risk analysis of wastewater reclamation and reuse. **Water Science and Technology**, v. 33, p. 297-302, 1996. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 31 jan. 2005.

GIANNOULIS, N. *et al.* Microbiological risk assessment of Agio Georgios source supplies in Northwestern Greece based on faecal coliforms determination and sanitary inspection survey. **Chemosphere**, n. 58, p. 1269-1276, 2005. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 31 jan. 2005.

HASTINGS, D. **Risk Assessment and Management**. Notas de aula, Departamento de Sistemas de Engenharia. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Estados Unidos da América. Disponível em: <[http://msll.mit.edu/ESD10/block4/4.2b\\_-\\_Risk\\_Assessment.pdf](http://msll.mit.edu/ESD10/block4/4.2b_-_Risk_Assessment.pdf)>. Acesso em: 18 jan. 2005.

HESPANHOL, I. Potencial de Reúso de Água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos. In: MANCUSO, P. C. S. e SANTOS, H. F. (Editores). **Reúso de Água**. 1ª Ed. Barueri, SP: Manole, 2003. p. 37 – 96.

HORTEGAL FILHA, M. S. R. **Perspectiva do Uso das Lagoas de Maturação na Piscicultura**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 1999. 108 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4ª Ed. Rio de Janeiro: SEGRAC, 2005. 932 p.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de Estabilização: Projeto e Operação**. Rio de Janeiro: ABES, 1998. 244 p.

LANGERGRABER, G.; MULLEGGER, E. Ecological Sanitation – a way to solve global sanitation problems? **Environment International**, 2005, n. 31, p. 433-444. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 14 dez. 2005.

LARSSON, B. **Three overviews on Environment and Aquaculture in the Tropics and Sub-tropics**. Documento N° 27. Harare, Zimbabwe: Aquaculture for Local Community Development Programme – ALCOM, Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO, 1994. Não paginado. Disponível em: <<http://www.fao.org>>. Acesso em: 26 mai. 2006.

MANCUSO, P. C. S. Tecnologia de Reúso de Água. In: MANCUSO, P. C. S. e SANTOS, H. F. (Editores). **Reúso de Água**. 1ª Ed. Barueri, SP: Manole, 2003. p. 291 – 338.

MANCUSO, P. C. S.; BREGA FILHO, D. Conceito de Reúso de Água. In: MANCUSO, P. C. S. e SANTOS, H. F. (Editores). **Reúso de Água**. 1ª Ed. Barueri, SP: Manole, 2003. p. 21 – 36.

MATHEUS, C. E. **Aspectos do Crescimento e Reprodução de *Sarotherodon niloticus* (Tilápia do Nilo) em Lagoas de Estabilização e sua Influência no Tratamento Biológico**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 1984. 148 p.



MATSUI, S. (Editor). **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos. Vol. 4 – Gerenciamento de Substâncias Tóxicas em Lagos e Reservatórios**. Tradução: Eng. Dino Vannucci. Editor da série em português: Prof. Dr. José Galizia Tundisi. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia – IIE, 2002. 216 p.

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4<sup>th</sup> Ed. Revisado por: George Tchobanoglous, Franklin L. Burton e H. David Stensel. New York, NY: McGraw-Hill, 2003. 1820 p.

MOTA, S. (Organizador). **Reúso de Águas: A experiência da Universidade Federal do Ceará**. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, 2000. 276 p.

NARDOCCI, A. C. Avaliação de Riscos em Reúso de Água. In: MANCUSO, P. C. S. e SANTOS, H. F. (Editores). **Reúso de Água**. 1<sup>a</sup> Ed. Barueri, SP: Manole, 2003. p. 403 – 431.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT – OECD. **Nº 203**: Fish, Acute Toxicity Test. Adotada pelo conselho em 17 de julho de 1992. 9 p.

PHILIPPI JR., A. Reúso de Água: uma tendência que se firma. In: MANCUSO, P. C. S. e SANTOS, H. F. (Editores). **Reúso de Água**. 1<sup>a</sup> Ed. Barueri, SP: Manole, 2003. p. XIII – XVII.

PRÜSS *et al.* Estimating the Burden for disease for water, sanitation, and hygiene at a global level. **Environmental Health Perspective**, v. 110, n. 5, p. 537-542, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 27 jul. 2004.

RAMADE, F. Les principales dimensions écologiques de l'écotoxicologie: leur signification pour la modélisation de la pollution de l'environnement. In.: MINISTÈRE DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT, LES CAHIERS DES CLUBS CRIN. **Modélisation en Écotoxicologie**. Paris: ECRIN, 2000. 197 p.

SANKOH, O. A. An evaluation of the analysis of ecological risks method in environmental impact assessment. **Environ. Impact Assess. Rev**, n. 16, p. 183 – 188, 1996. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 16 mai. 2005.

SANTOS, H. F. Custos dos Sistemas de Reúso de Água. In: MANCUSO, P. C. S. e SANTOS, H. F. (Editores). **Reúso de Água**. 1ª Ed. Barueri, SP: Manole, 2003. p. 433 – 468.

SILVA, F. J. A. **Estudo do Ciclo do Nitrogênio em Lagoas de Estabilização tratando Esgotos Doméstico no Nordeste do Brasil**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, Campina Grande - PB, 1994. 125 p.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de Análises Físico-químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias**. Campina Grande, PB: O Autor, 2001. 266 p.

SILVA, V. K.; FERREIRA, M. W.; LOGATO, P. V. R. **Qualidade da Água na Piscicultura**. Boletim de Extensão da UFLA, Lavras, MG, n. 94, 2001. Disponível em: <<http://www.editora.ufla.br>>. Acesso em: 12 jan. 2006.

SNEL, M. Re-use of wastewater – its advantages and disadvantages specifically from an institutional and socio-cultural perspective. Presented at the Workshop: **“Use of Appropriately Treated Domestic Wastewater in Irrigated Agriculture”**, Wageningen, The Netherlands, March 2002, 7 p. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 16 nov. 2004.

SOLOMON, K. R.; SIBLEY, P. New concepts in ecological risk assessment: where do we go from here? **Marine Pollution Bulletin**, n. 44, p. 279 – 285, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 02 ago. 2005.

TOMMASI, L. R. **Estudo de Impacto Ambiental**. 1ª Ed. São Paulo: CETESB: Terragraph Artes e Informática, 1993. 354 p. : il.; 24 cm.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE. **Apêndice – Propagação de Incertezas e Gráficos**. Departamento de Física, São Cristóvão, Sergipe, 2005. Disponível em: <<http://www.fisica.ufs.br/publicações>>. Acesso em: 24 mai. 2006.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **EPA-821-R-02-012**: Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms. 5<sup>th</sup> Ed. Washington DC: USEPA Office of Water (4303T), Out. 2002. 275 p.

VAN DER HOEK, W. Wastewater livelihoods: meeting the health and environmental challenges. Presented at the Workshop: “**Use of Appropriately Treated Domestic Wastewater in Irrigated Agriculture**”, Wageningen, The Netherlands, March 2002, 9 p. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 23 mar. 2005.

VIEIRA, V. P. P. B. **Análise de Risco em Recursos Hídricos: Fundamentos e Aplicações**. Porta Alegre: ABRH, 2005. 372 p. il.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. Volume 3. 2ª Ed. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2002. 196 p.

WESTMAN, W. E. **Ecology, Impact Assessment, and Environmental Planning**. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1985. 532p.

WESTRELL *et al.* QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 2, p. 23–30, 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 23 mar. 2005.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Health Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Geneva: Report of a WHO Scientific Group, 1989. 74 p.