

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL  
MESTRADO EM SANEAMENTO AMBIENTAL**

**UTILIZAÇÃO DE ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE NO BIOMONITORAMENTO DE  
EFLUENTES DE ETES INDUSTRIAIS, HOSPITALARES E DE ATERRO  
SANITÁRIO, LOCALIZADAS NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA**

**FORTALEZA**

**2010**

**MÁRCIA RODRIGUES DE SOUSA**

**UTILIZAÇÃO DE ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE NO BIOMONITORAMENTO DE  
EFLUENTES DE ETEs INDUSTRIAIS, HOSPITALARES E DE ATERRO  
SANITÁRIO, LOCALIZADAS NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA**

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

Área de concentração: Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. André Bezerra dos Santos

FORTALEZA

2010

S697u Sousa, Márcia Rodrigues de

Utilização de ensaios de ecotoxicidade no biomonitoramento de efluentes de ETE's industriais, hospitalares e de aterro sanitário, localizadas na Região metropolitana de Fortaleza / Márcia Rodrigues de Sousa, 2010.

114 f; il. color. enc.

Orientador: Prof. Dr. André Bezerra dos Santos

Área de concentração: Saneamento ambiental

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Fortaleza, 2010.

1. Esgotos-tratamento biológico 2. *Daphnia magna* 3. Ecotoxicologia e qualidade ambiental 4. Biomonitoramento (toxicologia) I. Santos, André Bezerra (orient.) II. Universidade Federal do Ceará – Pós-Graduação em Engenharia Civil III. Título

CDD 624

**MÁRCIA RODRIGUES DE SOUSA**

**UTILIZAÇÃO DE ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE NO BIOMONITORAMENTO DE  
EFLUENTES DE ETEs INDUSTRIAIS, HOSPITALARES E DE ATERRO  
SANITÁRIO, LOCALIZADAS NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA**

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

Aprovada em:     /     /

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. André Bezerra dos Santos (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará – UFC

---

Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti (Examinador interno)  
Universidade Federal do Ceará – UFC

---

Prof. Dra. Leticia Veras Costa-Lotufo (Examinador externo)  
Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências da Saúde, Departamento de Fisiologia e  
Farmacologia

Dedico este trabalho aos meus pais por todo o carinho e dedicação, minha mãe Lúcia por me mostrar que praticar generosidade nos traz momentos de muita felicidade e ao meu pai Xavier por torcer e acreditar em mim.

## AGRADECIMENTOS

À Deus, por direcionar a minha vida.

Aos meus pais, minha mãe Lúcia e meu pai Xavier pela dedicação e carinho.

Ao professor André Bezerra pela orientação e apoio na realização deste trabalho.

Às minhas amigas do grupo ECOTOX, Germana Paiva, Patrícia Moreira, Elisângela Rocha, Suianne Priscilla, Neyliane Souza pela elaboração desta dissertação e pela amizade.

Ao meu namorado Ranyere, pela disponibilidade em me acompanhar nas visitas em campo e ajudar na realização deste trabalho.

Aos bolsistas do Labosan Marcos Erick, Antônio Lima, Igor Firmino, Gilmar da Silva, Ivens da Costa, Lucas Falcão, Cristina Bastos e Carlos Henrique por contribuírem para a realização deste trabalho.

Aos meus irmãos Beatriz Rodrigues, Cristina Rodrigues e Paulo Rodrigues por comemorarem comigo a cada vitória.

À amiga Kelly e todos os amigos com que convivi no período das disciplinas durante o mestrado, pela troca de experiência e amizade.

Ao grupo do laboratório Seção Laboratorial de Qualidade de Água – SELAQUA por me permitir o acesso e utilização de equipamentos.

Aos professores João Welliandre Carneiro Alexandre e Juvêncio Santos Nobre do departamento de Estatística e Matemática Aplicada, por elucidar dúvidas nesta pesquisa.

À toda a equipe Labosan pelos trabalhos produzidos, amizade e pelos momentos de descontração.

À Capes pela bolsa de mestrado.

À todos os professores e funcionários do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA).

À todos que contribuíram para realização deste trabalho.

*Leve seu trabalho a sério, mas a si mesmo, com leveza.*

*C. W. Metcalf*

## RESUMO

Avaliou-se o uso de testes de ecotoxicidade com o organismo-teste *Daphnia magna* no biomonitoramento de efluentes de ETEs industriais (real e sintético), hospitalares e de aterro sanitário. Para tanto, foram selecionadas algumas ETEs a citar: **Industrial Real** (Sistema Integrado do Distrito Industrial – SIDI), **Industrial Sintético** (Reator anaeróbio seguido dos pós-tratamentos em Reator em Batelada Seqüencial – RBS e Processo de Oxidação Avançado – POA do tipo H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, tratando um efluente contendo o corante azo Reactive Black 5 - RB5), **Hospitalar** (Hospital Geral Waldemar de Alcântara – HGWA) e **Aterro Sanitário** (Lixiviado coletado na saída do sistema de lagoas de estabilização do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia – ASMOC e submetido a um pós-tratamento por meio de um Reator Aerado Submerso – RAS). Os testes de toxicidade aguda realizados com o lixiviado indicaram que o efluente ao sistema ASMOC apresentou CE<sub>50</sub> de 68%, o qual podia ser classificado como moderadamente tóxico. Assim, além de alguns parâmetros físico-químicos não estarem atendendo à Portaria nº 154/02 da SEMACE, os resultados ecotoxicológicos confirmaram o potencial poluidor do lixiviado em questão para ser descartado no Riacho Garoto, de baixa capacidade de diluição. O pós-tratamento aeróbio realizado no RAS contribuiu bastante na redução da toxicidade do lixiviado, tanto em termos físico-químicos quanto em termos ecotoxicológicos, aumentando o valor de CE<sub>50</sub> para 95,04%, se configurando como uma boa opção de pós-tratamento. Os resultados obtidos com o esgoto afluente e efluente ao SIDI revelaram que o CE<sub>50</sub> passou de 18,05% para 61,90%, mudando a classificação de muito tóxico para moderadamente tóxico, respectivamente. Entretanto, o estudo efluente do SIDI, com as características físico-químicas e de toxicidade encontradas, associadas à elevada vazão de esgotos tratados, representam um sistema com uma carga poluidora que merece ser investigada no corpo receptor. Em relação ao esgoto hospitalar, observou-se que o esgoto bruto apresentou alta toxicidade e um CE<sub>50</sub> de 7,27% (muito tóxico) enquanto que o efluente tratado pela seqüência de reator UASB e lodo ativado apresentou CE<sub>50</sub> de 30,83% (tóxico). Portanto, os ensaios ecotoxicológicos apontaram para o caráter tóxico do efluente em termos agudos, e podemos inferir a toxicidade crônica que tal efluente pode causar no corpo hídrico, já que o mesmo pode conter elevadas concentrações de fármacos, hormônios e outros micropoluentes. O efluente sintético bruto contendo o corante RB5 apresentou CE<sub>50</sub> de 23,02%, sendo classificado como efluente muito tóxico. Após o tratamento no reator UASB, o valor de CE<sub>50</sub> caiu para 40,34%, ou seja, houve uma diminuição da toxicidade no tratamento anaeróbio. No pós-tratamento pelo RBS ocorreu uma diminuição significativa de toxicidade, em que o mesmo pode ser classificado como não tóxico. Entretanto, o POA do tipo do tipo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> provocou aumento da toxicidade, com o efluente apresentando CE<sub>50</sub> de 20,17%, recebendo classificação de muito tóxico. A investigação ecotoxicológica em *D. magna* para avaliar o efeito da concentração de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> revelou elevada toxicidade do residual de peróxido, sendo que em todas as diluições testadas houve morte de 100% dos organismos expostos. Portanto, os estudos indicaram que muito embora o processo de oxidação avançado (POA) do tipo H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV tenha uma boa perspectiva de aplicação no tratamento de esgotos recalcitrantes, o peróxido residual tem que ser cuidadosamente monitorado, não só por elevar a DQO do efluente como também por aumentar a toxicidade deste. Como conclusão geral da presente dissertação foi possível demonstrar a grande importância dos testes ecotoxicológicos agudos e crônicos no biomonitoramento de cargas poluidoras localizadas em corpos de água do Ceará, assim como para um melhor entendimento dos processos biológicos e não biológicos de tratamento de esgotos.

Palavra chave: Ensaios ecotoxicológicos, *Daphnia magna*, biomonitoramento, esgotos industriais, lixiviado, esgotos hospitalares, corantes.

## ABSTRACT

We evaluated the use of ecotoxicity tests with *Daphnia magna* for the biomonitoring of industrial effluents (real and synthetic), hospital effluent and leachate: **real industrial wastewater** (Integrated System of Industrial District - SIDI), **synthetic industrial wastewater** (anaerobic reactor followed by the post-treatments Sequential Batch Reactor - SBR and Advanced Oxidation Process - AOP type H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, both treating a wastewater containing the azo dye Reactive Black 5 - RB5), Hospital effluent (Hospital Geral Waldemar de Alcântara - HGWA) and Leachate collected at the output of the stabilization ponds system located at the Metropolitan Sanitary Landfill West of Caucaia - ASMOC and submit to the post-treatment of Submerged Aerated Reactor - SAR. The acute toxicity tests conducted with the leachate indicated that the effluent from ASMOC system showed EC<sub>50</sub> of 68%, which could be classified as moderately toxic. Thus, in addition to some physical and chemical parameters that are not complying with the limits defined in the Portaria n°. 154/02 of SEMACE, ecotoxicological results confirm the pollution potential of the leachate to be discharged at the Riacho Garoto, which has low dilution capacity. The post-aerobic treatment performed in SAR showed to greatly contribute in reducing the leachate toxicity in terms of physical-chemical and ecotoxicological characteristics, increasing the EC<sub>50</sub> value to 95.04%, and showing to be a good post-treatment option. The results obtained with the real industrial influent and effluent from SIDI revealed that the EC<sub>50</sub> increased from 18.05% to 61.90%, switching the classification from very toxic to moderately toxic, respectively. However, the SIDI effluent, considering the physico-chemical properties and toxicity found, associated with the high flow rate of treated wastewater, represents a system with a pollutant load that should be further investigated in the receiving water body. Regarding the hospital wastewater, it was observed that the raw wastewater had a high toxicity, with EC<sub>50</sub> of 7.27% (very toxic), while the effluent treated by the sequence of UASB and activated sludge showed EC<sub>50</sub> of 30.83% (toxic). Therefore, ecotoxicological tests revealed the toxic character of the effluent in terms of acute toxicity and it can infer the chronic toxicity that such an effluent can cause in the water body, since it may contain high concentrations of drugs, hormones and other micro-pollutants. The synthetic wastewater containing the azo dye RB5 presented EC<sub>50</sub> of 23.02%, classified as very toxic. After treatment in the UASB reactor, the EC<sub>50</sub> value increased to 40.34%, i.e. there was a toxicity decrease by the anaerobic treatment. In the post-treatment by SBR, a significant reduction of toxicity was found and the effluent could be classified as non-toxic. However, the UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> AOP increased the toxicity, in other words the EC<sub>50</sub> decreased to 20.17%, being classified as very toxic. The effect of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> concentration on the ecotoxicological test with *D. magna* was assessed and showed high toxicity of the residual peroxide, in all dilutions tested, causing death of 100% of the exposed organisms. Therefore, the studies indicated that although the H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV advanced oxidation process (AOP) has a good prospect for application on recalcitrant compounds, the peroxide residual has to be carefully monitored, not only because it increases the wastewater COD but also because it increases the effluent toxicity. As a general conclusion of this research, it was possible to show the great importance of acute and chronic ecotoxicological tests for the biomonitoring of pollution sources located in Ceará, and also for a better understanding of biological and non-biological processes applied to wastewater treatment.

Keywords: Ecotoxicological tests, *Daphnia magna*, biomonitoring, industrial wastewaters, leachate, hospital wastewaters, dyes

## LISTA DE FIGURAS

|   |    |
|---|----|
| <b>FIGURA 1</b> - ALGA DE ÁGUA DOCE, PSEUDOKIRCHNERIELLA SUBCAPITATA .  | 25 |
| <b>FIGURA 2</b> - MICROCRUSTÁCEO DAPHNIA SIMILIS .....  | 25 |
| <b>FIGURA 3</b> - MICROCRUSTÁCEO DE ÁGUA DOCE, CERIODAPHNIA DUBIA .....   | 26 |
| <b>FIGURA 4</b> - PEIXE DE ÁGUA DOCE, DANIO RERIO .....   | 26 |
| <b>FIGURA 5</b> - <i>Daphnia magna</i> CULTIVADA NO LABOSAN-UFC, 2010. ....   | 33 |
| <b>FIGURA 6</b> - CICLO DA ÁGUA NO ATERRO SANITÁRIO.....  | 35 |
| <b>FIGURA 7</b> - APRESENTAÇÃO DOS VALORES DE TOXICIDADE PARA AMOSTRA DE EFLUENTES DE INDÚSTRIA ALIMENTÍCIA.....  | 39 |
| <b>FIGURA 8</b> – ORGANOGRAMA DEMONSTRATIVO DAS ETAPAS DA PESQUISA.<br>45   |    |
| <b>FIGURA 9</b> - RENOVAÇÃO DO MEIO DE CULTIVO DAS DAPHNIAS ADULTAS....   | 46 |
| <b>FIGURA 10</b> - LOTES DE DAPHNIAS ACONDICIONADOS NA CÂMARA DE GERMINAÇÃO NO LABOSAN – UFC, 2010. ....  | 47 |
| <b>FIGURA 11</b> - CULTURA DA ALGA PSEUDOKIRCHNERIELLA SUBCAPTATA EM MEIO LC. OLIGO LABOSAN - UFC, 2010.....  | 50 |
| <b>FIGURA 12</b> - TESTE PRELIMINAR DE TOXICIDADE UTILIZANDO <i>Daphnia magna</i> .<br>52   |    |
| <b>FIGURA 13</b> - TESTE DE TOXICIDADE AGUDA COM <i>Daphnia magna</i> .. ....   | 53 |
| <b>FIGURA 14</b> – DILUIÇÕES UTILIZADAS NO TESTE DE TOXICIDADE CRÔNICA COM <i>Daphnia magna</i> . ....  | 53 |
| <b>FIGURA 15</b> - TESTE DE TOXICIDADE CRÔNICA COM <i>Daphnia magna</i> . ....  | 54 |
| <b>FIGURA 16</b> – REATOR AERADO SUBMERSO – RAS. ....   | 56 |
| <b>FIGURA 17</b> - SISTEMA DE TRATAMENTO COM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO DO SIDI. ....  | 57 |
| <b>FIGURA 18</b> – VISTA DA ESTAÇÃO DO HOSPITAL GERAL DR. WALDEMAR ALCÂNTARA – HGWA. ....   | 58 |
| <b>FIGURA 19</b> - ESQUEMA DE REPRESENTAÇÃO DAS ETAPAS DO TRATAMENTO DO EFLUENTE TÊXTIL SINTÉTICO.....  | 59 |
| <b>FIGURA 20</b> - ESTRUTURA MOLECULAR DO CORANTE AZO REACTIVE BLACK 5 (RB5). ....  | 59 |
| <b>FIGURA 21</b> – FOTO DOS REATORES UTILIZADOS NO TRATAMENTO DO ESGOTO TÊXTIL SINTÉTICO. ....  | 60 |
| <b>FIGURA 22</b> - CARTA-CONTROLE DE <i>Daphnia magna</i> .....   | 66 |
| <b>FIGURA 23</b> - NÚMERO MÉDIO DE FILHOTES GERADOS POR FÊMEA EM CADA NINHADA, NO CONTROLE E NAS CONCENTRAÇÕES DA AMOSTRA SIDI, APÓS 21 DIAS DE TESTE. .... | 81 |
| <b>FIGURA 24</b> - NÚMERO DE DAPHNIAS ADULTAS SOBREVIVENTES AO FINAL DOS 21 DIAS DO TESTE CRÔNICO. ....   | 79 |
| <b>FIGURA 25</b> - FOTO DAS MODIFICAÇÕES MORFOLÓGICAS OBSERVADA NAS DAPHNIAS EXPOSTAS A CONCENTRAÇÃO 2 E 2,5 DE EFLUENTE SIDI. ....                         | 84 |

## LISTA DE TABELAS

|   |           |
|---|-----------|
| <b>TABELA 1</b> - CLASSIFICAÇÃO DOS GRUPOS TAXONÔMICOS EM DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS.....   | <b>25</b> |
| <b>TABELA 2</b> – ENSAIOS DE ECOTOXICOLOGIA AQUÁTICA PADRONIZADOS PELA ABNT E CETESB.....   | <b>28</b> |
| <b>TABELA 3</b> - LIMITES MÁXIMOS DE TOXICIDADE AGUDA, PARA EFLUENTES DE DIFERENTES CATEGORIAS, NO ESTADO DE SANTA CATARINA.....  | <b>30</b> |
| <b>TABELA 4</b> - COMPARAÇÃO ENTRE VALORES MÉDIOS DE EFLUENTE DO LIXIVIADO ASMOC E OS LIMITES ESTABELECIDOS PELA PORTARIA Nº 154/02 DA SEMACE.....  | <b>36</b> |
| <b>TABELA 5</b> - ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA COM O MICROCRUSTÁCEO <i>DAPHNIA SIMILIS</i> , PARA AVALIAÇÃO DO GRAU DE TOXICIDADE DO LIXIVIADO DO ATERRO METROPOLITANO DE GRAMACHO (RJ).....                   | <b>37</b> |
| <b>TABELA 6</b> - RESULTADOS DO MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DA SÉRIE DE LAGOAS DO SIDI, MARACANAÚ.....   | <b>38</b> |
| <b>TABELA 7</b> - CONCENTRAÇÃO TEÓRICA DE ANTIBIÓTICOS EM EFLUENTE HOSPITALAR.....  | <b>41</b> |
| <b>TABELA 8</b> - PARÂMETROS E SUAS CONCENTRAÇÕES ENCONTRADAS NO ESGOTO HOSPITALAR QUE É DESTINADO A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO.....   | <b>41</b> |
| <b>TABELA 9</b> - RESULTADO DO ENSAIO AGUDO COM O ORGANISMO TESTE <i>Daphnia magna</i> PARA ESGOTO HOSPITALAR.....  | <b>42</b> |
| <b>TABELA 10</b> - COMPOSTOS E SUAS CONCENTRAÇÕES ENCONTRADAS NO ESGOTO TÊXTIL QUE É DESTINADO À ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DA TURQUIA.....  | <b>43</b> |
| <b>TABELA 11</b> - REPRESENTAÇÃO DO NÚMERO DE ENSAIOS DE TOXICIDADE COM CADA ORGANISMO TESTE, PARA CADA CLASSIFICAÇÃO DE TOXICIDADE DO EFLUENTE INDUSTRIAL TÊXTIL DA TURQUIA.....                                       | <b>44</b> |
| <b>TABELA 12</b> - RESUMO DAS CONDIÇÕES DE CULTIVO <i>Daphnia magna</i> .....   | <b>48</b> |
| <b>TABELA 13</b> - RESUMO DAS PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DO RAS .....   | <b>56</b> |
| <b>TABELA 14</b> – RESUMO DOS LOCAIS DE COLETA, TIPO DE AMOSTRA E ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS REALIZADOS.....  | <b>61</b> |
| <b>TABELA 15</b> - PARÂMETROS, MÉTODOS E REFERÊNCIAS UTILIZADAS PARA A ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DOS EFLUENTES. ....   | <b>63</b> |
| <b>TABELA 16</b> - CLASSIFICAÇÃO DA ECOTOXICIDADE DA AMOSTRA A PARTIR DO VALOR DE CE50. ....  | <b>64</b> |
| <b>TABELA 17</b> - RESULTADO DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DAS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE AO PÓS-TRATAMENTO PELO RAS.....   | <b>67</b> |
| <b>TABELA 18</b> - VALORES DE CE <sub>50</sub> DE ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA COM O ORGANISMO <i>Daphnia magna</i> , LIMITES DE CONFIANÇA E CLASSIFICAÇÃO DO NÍVEL DE TOXICIDADE PARA O AFLUENTE E EFLUENTE AO RAS..... | <b>68</b> |

|  |           |
|--|-----------|
| <b>TABELA 19</b> - VALORES DE U.T DE ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA COM O ORGANISMO <i>Daphnia magna</i> PARA AMOSTRA AFLUENTE E EFLUENTE AO RAS E VALOR DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TOXICIDADE.....  | <b>70</b> |
| <b>TABELA 20</b> - RESULTADO DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DE ESGOTO BRUTO E TRATADO NO SIDI.....  | <b>72</b> |
| <b>TABELA 21</b> - MONITORAMENTO FÍSICO- QUÍMICO DO EFLUENTE SIDI, 2009 E 2010.....  | <b>73</b> |
| <b>TABELA 22</b> - PERCENTUAL DE DADOS DE AMOSTRAS COLETADAS NO PERÍODO DE 2009 E 2010 QUE ATENDEM AO LIMITE PADRÃO ESTABELECIDO PELA PORTARIA DA SEMACE 154/02 (ART. 2). .....  | <b>74</b> |
| <b>TABELA 23</b> - VALORES DE CE <sub>50</sub> DE ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA COM O ORGANISMO <i>Daphnia magna</i> , LIMITES DE CONFIANÇA E CLASSIFICAÇÃO DO NÍVEL DE TOXICIDADE PARA ESGOTO BRUTO E EFLUENTE AO SISTEMA DE LAGOAS SIDI..... | <b>75</b> |
| <b>TABELA 24</b> - VALORES DE U.T DE ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA COM O ORGANISMO <i>Daphnia magna</i> , PARA AMOSTRA DE ESGOTO BRUTO E EFLUENTE AO SISTEMA DE LAGOAS SIDI E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TOXICIDADE.....                         | <b>76</b> |
| <b>TABELA 25</b> - PERÍODO DO TESTE EM QUE SE OBSERVOU A PRIMEIRA POSTURA.....   | <b>78</b> |
| <b>TABELA 26</b> – NÚMERO TOTAL DE FILHOTES NASCIDOS E A MÉDIA DE NEONATOS POR FÊMEA NO PERÍODO DE 21 DIAS PARA CADA DILUIÇÃO DO EFLUENTE SIDI.....  | <b>82</b> |
| <b>TABELA 27</b> - RESULTADO DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO ESGOTO HOSPITALAR BRUTO E TRATADO.....  | <b>86</b> |
| <b>TABELA 28</b> - VALORES DE CE <sub>50</sub> DE ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA COM O ORGANISMO <i>Daphnia magna</i> , LIMITES DE CONFIANÇA E CLASSIFICAÇÃO DO NÍVEL DE TOXICIDADE PARA ESGOTO HOSPITALAR BRUTO E TRATADO.....                 | <b>87</b> |
| <b>TABELA 29</b> - VALORES DE U.T DE ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA COM O ORGANISMO <i>Daphnia magna</i> , PARA AMOSTRA DE ESGOTO HOSPITALAR BRUTO E TRATADO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TOXICIDADE.....   | <b>89</b> |
| <b>TABELA 30</b> - RESULTADO DE ANÁLISE DE PH E DQO DO ESGOTO SINTÉTICO BRUTO, TRATADO PELO REATOR UASB E PÓS-TRATADO PELO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS E POA. ....   | <b>90</b> |
| <b>TABELA 31</b> - VALORES DE CE <sub>50</sub> DE ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA COM O ORGANISMO <i>Daphnia magna</i> , LIMITES DE CONFIANÇA E CLASSIFICAÇÃO DO NÍVEL DE TOXICIDADE PARA ESGOTO TÊXTIL SINTÉTICO. ....                          | <b>91</b> |
| <b>TABELA 32</b> - VALORES DE U.T DE ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA COM O ORGANISMO <i>Daphnia magna</i> , PARA AMOSTRA DE ESGOTO TÊXTIL SINTÉTICO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TOXICIDADE.....   | <b>93</b> |

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

|         |  |
|---------|--|
| ABNT    | Associação Brasileira de Normas Técnicas   |
| ASMOC   | Aterro Sanitário Metropolitano Oeste - Caucaia   |
| CAGECE  | Companhia de Água e Esgoto do Ceará  |
| CE50    | Concentração da amostra que causa efeito agudo a 50% dos organismos no tempo de exposição, nas condições de ensaio.  |
| CENO    | Maior concentração da amostra que não causa efeito deletério estatisticamente significativo na sobrevivência e reprodução dos organismos, nas condições de ensaio. |
| CEO     | Menor concentração da amostra que causa efeito deletério estatisticamente significativo na sobrevivência e reprodução dos organismos, nas condições de ensaio.     |
| CESTEB  | Companhia Estadual de Tecnologia Ambiental   |
| CL      | Concentração da amostra que causa efeito deletério a 50% dos organismos no tempo de exposição, nas condições de ensaio   |
| CONAMA  | Conselho Nacional de Meio Ambiente   |
| CONSEMA | Conselho Estadual do Meio Ambiente   |
| CPRH    | Companhia Pernambucana de Meio Ambiente  |
| CR      | <i>Congo Red</i>   |
| CV      | Coefficiente de variância  |
| DEHA    | Departamento de Engenharia Hidráulica Ambiental  |
| DQO     | Demanda Química de Oxigênio  |
| DSS     | Dodecilsulfato de sódio  |
| ETE     | Estação de Tratamento de Esgoto  |
| FATMA   | Fundação de Meio Ambiente de Santa Catarina  |
| FD      | Fator de diluição  |
| FEEMA   | Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente  |
| FEPAN   | Fundação Estadual de Proteção Ambiental  |

|         |  |
|---------|--|
| HGWA    | Hospital Geral Dr. Waldemar Alcântara              |
| IAP     | Instituto Ambiental do Paraná                      |
| IBAMA   | Instituto Brasileiro de Meio Ambiente              |
| LA      | Lagoa Anaeróbia                                    |
| LABOSAN | Laboratório de Saneamento                          |
| LAS     | Ácido dodecil p-benzenosulfonato                   |
| LF      | Lagoa Facultativa                                  |
| LI      | Limite Inferior                                    |
| LM      | Lagoa de Maturação                                 |
| LS      | Limite Superior                                    |
| NBR     | Norma Brasileira                                   |
| OD      | Oxigênio Dissolvido                                |
| pH      | Potencial hidrogeniônico                           |
| POA     | Processo de Oxidação Avançada                      |
| RAS     | Reator Aerado Submerso                             |
| RB5     | Reactive Black 5                                   |
| RBS     | Reator em Batelada Seqüencial                      |
| RBS     | Reator em Batelada Seqüencial                      |
| RC      | Crescimento da Raiz                                |
| RMF     | Região Metropolitana de Fortaleza                  |
| SEMACE  | Superintendência Estadual do Meio Ambiente - Ceará |
| SIDI    | Sistema Integrado Distrito Industrial              |
| SS      | Sólidos Suspensos                                  |
| SST     | Sólidos Suspensos Totais                           |
| ST      | Sólidos Totais                                     |
| TDH     | Tempo de Detenção Hidráulica                       |

|      |  |
|------|--|
| UASB | <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> (Reator de Manta de Lodo) |
| UFC  | Universidade Federal Do Ceará                                    |
| UT   | Unidade Tóxica   |
| UV   | Ultra Violeta  |

## SUMÁRIO

|   |    |
|---|----|
| LISTA DE FIGURAS .....  | 10 |
| LISTA DE TABELAS.....   | 11 |
| 1. INTRODUÇÃO .....   | 18 |
| 2. OBJETIVO .....   | 20 |
| 2.1. Objetivo Geral .....   | 20 |
| 2.2. Objetivos Específicos .....  | 20 |
| 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....  | 21 |
| 3.1. Análise biológica .....  | 21 |
| 3.2. Ecotoxicologia .....   | 21 |
| 3.2.1. Métodos de ensaio ecotoxicológico .....                                    | 22 |
| 3.2.2. Ensaio de toxicidade com organismos aquáticos .....                        | 24 |
| 3.2.3. Legislação .....   | 27 |
| 3.3. Ecotoxicologia e suas aplicações .....                                       | 31 |
| 3.4. Organismo-teste <i>Daphnia magna</i> .....                                   | 33 |
| 3.5. Efluentes estudados .....  | 34 |
| 3.5.1. Efluentes de aterro sanitário .....  | 34 |
| 3.5.2. Efluente industrial .....  | 37 |
| 3.5.3. Efluente hospitalar .....  | 40 |
| 3.5.4. Efluente têxtil .....  | 42 |
| 4. METODOLOGIA.....   | 45 |
| 4.1. Descrição geral do experimento .....   | 45 |
| 4.2. Cultivo de <i>Daphnia magna</i> .....  | 45 |
| 4.2.1. Alimentação de <i>Daphnia magna</i> .....                                  | 49 |
| 4.2.2. Controle da sensibilidade de <i>Daphnia magna</i> .....                    | 50 |
| 4.2.3. Teste de toxicidade aguda com <i>Daphnia magna</i> .....                   | 51 |
| 4.2.4. Teste de toxicidade crônica com <i>Daphnia magna</i> .....                 | 53 |
| 4.3. Locais de coleta .....   | 54 |
| 4.3.1. Efluente de aterro sanitário ou lixiviado .....                            | 54 |
| 4.3.1.1. Pós-tratamento pelo Reator Aerado Submerso (RAS) .....                   | 55 |
| 4.3.2. Efluente industrial .....  | 56 |
| 4.3.3. Efluente hospitalar .....  | 57 |
| 4.3.4. Efluente têxtil sintético .....  | 58 |
| 4.4. Locais de coleta, tipo de amostra e ensaios ecotoxicológicos realizados..... | 61 |
| 4.5. Armazenamento e preservação das amostras .....                               | 62 |
| 4.6. Caracterização físico-química das amostras .....                             | 63 |
| 4.7. Análise estatística .....  | 63 |
| 5. RESULTADOS .....   | 65 |
| 5.1. Ensaio de sensibilidade .....  | 65 |
| 5.2. Efluente de aterro sanitário .....   | 67 |
| 5.2.1. Caracterização físico-química .....  | 67 |
| 5.2.2. Toxicidade aguda .....   | 68 |
| 5.3. Efluente industrial .....  | 72 |
| 5.3.1. Caracterização físico-química .....  | 72 |
| 5.3.2. Toxicidade aguda .....   | 74 |
| 5.3.3. Toxicidade crônica .....   | 77 |
| 5.3.4. Longevidade .....  | 78 |

|        |  |     |
|--------|--|-----|
| 5.3.5. | Fecundidade .....                          | 80  |
| 5.3.6. | Modificações morfológicas.....             | 83  |
| 5.3.7. | Análise estatística do teste crônico ..... | 85  |
| 5.4.   | Efluente hospitalar .....                  | 86  |
| 5.4.1. | Caracterização físico-química.....         | 86  |
| 5.4.2. | Toxicidade aguda .....                     | 87  |
| 5.5.   | Efluente têxtil sintético .....            | 90  |
| 5.5.1. | Caracterização físico-química.....         | 90  |
| 5.5.2. | Toxicidade aguda .....                     | 91  |
| 6.     | CONSIDERAÇÕES FINAIS.....                  | 95  |
| 7.     | CONCLUSÃO .....                            | 97  |
| 8.     | RECOMENDAÇÕES .....                        | 98  |
|        | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....            | 103 |

## 1. INTRODUÇÃO

A atividade antrópica, principalmente o descarte de efluentes em corpos receptores, vem afetando a qualidade dos sistemas aquáticos. Corpos de águas superficiais vêm recebendo grandes quantidades de esgotos sanitários, industriais, provenientes de aterros sanitários, hospitalares, etc., muitas vezes de forma *in natura* ou com baixo nível de tratamento, com a subsequente diminuição da qualidade da água, levando muitas vezes a desastres ambientais.

Sistemas de tratamento de efluentes apresentam-se como uma alternativa de diminuir os níveis de contaminantes que chegam aos corpos hídricos. Eles são utilizados não só com o objetivo de tratar os efluentes, mas também, adequá-lo aos padrões ambientais e garantir a proteção da biota e a qualidade da água.

A avaliação do atendimento às legislações ambientais vigentes se dá pela utilização de análises físico-químicas e microbiológicas, sendo concentrações abaixo do limite estabelecido, consideradas não impactantes no corpo receptor. Entretanto, sabe-se que isso nem sempre é verdade face à grande quantidade de compostos presentes em esgotos industriais que não possuem limite fixado nas legislações ambientais, como também o efeito sinérgico dos contaminantes não é verificado.

Para isso os testes de ecotoxicidade apresentam-se como uma alternativa, pois são importantes indicadores da ação dos poluentes na biota aquática. Os ensaios ecotoxicológicos estudam a capacidade de um composto tóxico ou mistura de compostos em causarem efeito deletério sobre organismo vivo, conhecido como organismo-teste, que pode ser um produtor primário, consumidor primário, consumidor secundário, etc. São exemplos de organismos-teste que vem sendo utilizados em ensaios ecotoxicológicos: *Daphnia magna*, *Daphnia similis*, *Vibrio Fischeri*, etc., os quais podem ser testados para avaliação da toxicidade aguda ou crônica.

Desta forma, o conhecimento das interações dos compostos com o ecossistema aquático é de extrema importância para que se possa lidar da melhor forma possível com as fontes de poluição. O controle da toxicidade dos efluentes lançados é de grande importância para os organismos aquáticos e para o homem, pois se um efluente apresenta-se como tóxico para uma espécie da biota aquática

pode-se prever que este seja capaz de causar impacto ambiental negativo para outros componentes do ecossistema aquático.

No Brasil, o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA), Companhia Estadual de Tecnologia Ambiental (CETESB-SP), Fundação de Meio Ambiente de Santa Catarina (FATMA-SC), Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente (FEEMA-RJ), Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM-RS) Instituto Ambiental do Paraná (IAP-PR) e Companhia Pernambucana de Meio Ambiente (CPRH-PE) recomendam a utilização de ensaios de toxicidade com organismos padronizados internacionalmente como instrumento de avaliação do impacto de efluentes lançados no meio ambiente.

No estado do Ceará não há legislação específica para a avaliação ecotoxicológica. Entretanto a Resolução CONAMA 357/2005, que é uma legislação federal, em seu artigo 34, estabelece que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direto ou indiretamente, nos corpos de água, se não causarem ou possuírem potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor. Entretanto, não se tem conhecimento do uso de testes de ecotoxicidade em ETEs de esgotos domésticos, industriais, hospitalares, de lixiviados etc., localizadas no estado do Ceará, o qual possui a problemática da capacidade de diluição dos corpos de água e, conseqüentemente, dos efeitos que os constituintes presentes nesses esgotos podem causar na comunidade aquática.

## 2. OBJETIVO

### 2.1. Objetivo Geral

Avaliar o uso de testes de ecotoxicidade com o organismo-teste *Daphnia magna* no biomonitoramento de efluentes de ETEs industriais (real e sintético), hospitalares e de aterro sanitário localizadas na Região Metropolitana de Fortaleza.

### 2.2. Objetivos Específicos

- Aplicar testes de ecotoxicidade aguda com o organismo-teste *Daphnia magna* em efluentes industriais (real e sintético), hospitalares e de aterro sanitário, seguindo a metodologia da NBR 12713 / 2004 (Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade aguda Método de ensaio com *Daphnia* spp).
- Realizar teste de ecotoxicidade crônica com o efluente industrial real, metodologia adaptada de Brentano (2006), com o organismo-teste *Daphnia magna*.
- Avaliar a sensibilidade de *Daphnia magna* a esgotos brutos e tratados para uma avaliação preliminar da eficiência de tratamento de ETEs localizadas na Região Metropolitana de Fortaleza.
- Avaliar o grau de poluição com que os efluentes de sistemas de tratamento são descartados no corpo receptor, por meio da caracterização físico-química e ecotoxicológica.
- Avaliar o uso dos testes de ecotoxicidade com o microcrustáceo *Daphnia magna* como alternativa de avaliação da eficiência de ETEs industriais (real e sintético), hospitalares e de aterro sanitário.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. Análise biológica

A poluição dos corpos hídricos é causada por despejos de efluentes domésticos, industriais e hospitalares não tratados ou indevidamente tratados (KNIE, 1998). Então, faz-se necessária uma fiscalização rigorosa da eficiência dos tratamentos utilizados, a fim de reduzir a contaminação dos corpos hídricos, por poluentes químicos.

Segundo Knie e Lopes (2004), a qualidade hídrica pode ser avaliada a partir da análise físico-química que identifica e quantificam os compostos químicos presentes, ou por meio da análise biológica que qualifica os efeitos causados pelos compostos químicos. Segundo estes mesmos autores, a análise biológica é dividida em três subgrupos: microbiologia, limnologia e ecotoxicologia.

- **Microbiologia:** os que se ocupam principalmente da detecção de microrganismos patogênicos;
- **Limnologia:** fornecem informações sobre o desenvolvimento e as transformações em longo prazo da biocenose nos ecossistemas aquáticos;
- **Ecotoxicologia:** revelam os efeitos agudos ou crônicos produzidos por uma ou compostos de substâncias químicas sobre organismos vivos.

#### 3.2. Ecotoxicologia

O toxicologista francês René Truhaut foi o primeiro a sugerir o termo ecotoxicologia. A definição sugerida foi discutida e aceita durante uma reunião do *Committee of the International Council of Scientific Unions* (ICSU) que aconteceu em Estocolmo, 1969. Conforme Truhaut (1977 apud MAGALHÃES; FILHO, 2008) a ecotoxicologia é a ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre organismos vivos, populações e comunidades, animais ou vegetais terrestres ou aquáticos, que constituem a biosfera.

O termo ecotoxicologia reúne a designação eco (do grego oîkos - casa, habitat, meio ambiente) e a palavra toxicologia (ciência dos agentes tóxicos, dos

venenos e da intoxicação) (AZEVEDO; CHASIN, 2004). A ecotoxicologia tem o propósito de avaliar a toxicidade de agentes químicos frente aos organismos presentes no ecossistema. Ela é multidisciplinar, englobando aspectos da: química, toxicologia, farmacologia, epidemiologia e ecologia (MONTEIRO, 2009).

Segundo Rubinger (2009), os contaminantes presentes no ecossistema são responsáveis por efeitos adversos na saúde de organismos vivos. Então, a utilização de testes a partir da observação da longevidade, imobilidade, fertilidade e letalidade de organismos vivos, quando expostos aos efluentes de interesse, são de extrema importância na avaliação do caráter tóxico de determinados compostos. Assim, estudos ecotoxicológicos têm o propósito de investigar os poluentes presentes no ambiente a partir de biomonitoramento, utilizando seres vivos como organismos testes.

Segundo Filser (2008) o conhecimento do comportamento biondicador dos organismos aquáticos é de fundamental importância para prevenção e combate dos efeitos destas alterações sobre os ecossistemas.

A ecotoxicologia busca determinar e avaliar os lançamentos e os destinos dos produtos químicos (especialmente novos compostos químicos) no ambiente e gerenciar as possíveis conseqüências de sua introdução (CONNELL *et al.*, 1999).

### 3.2.1 Métodos de ensaio ecotoxicológico

Os ensaios ecotoxicológicos apresentam-se como ferramenta importante para o monitoramento ambiental devido às limitações existentes nos estudos baseados em evidências puramente químicas. Em geral, as análises físico-químicas não permitem uma avaliação dos efeitos das substâncias sobre os seres vivos.

Os compostos químicos podem atuar de diferentes maneiras sobre os seres vivos, quando se encontram separados ou combinados entre si, devido aos fenômenos de antagonismo ou sinergismo (RODRIGUES *et al.*, 2009).

Em uma abordagem de maior relevância, na avaliação de substâncias tóxicas, são necessárias estratégias integradas que combinem ferramentas analíticas e ecotoxicológicas (SCHMITT-JANSENA *et al.*, 2008).

Conforme Monteiro (2009) deve-se considerar que o efeito tóxico sobre os sistemas biológicos é exercido pela ação combinada de todas as substâncias nocivas presentes no meio, inclusive aquelas que não são tóxicas, mas que afetam as propriedades químicas ou físicas do sistema e, conseqüentemente, as condições de vida dos organismos.

Segundo Knie (1998), os testes ecotoxicológicos oferecem certas vantagens no confronto com a análise química, tais como.

- Os testes básicos clássicos podem ser efetuados conforme as normas, com recursos simples, mesmo se hoje, em muitos laboratórios, técnicas altamente desenvolvidas e apoiadas por sistemas de processamento de dados, facilitam a realização. Os resultados são idênticos;
- Os testes podem ser realizados rapidamente e a custos baixos;
- O resultado do teste não se restringe seletivamente a substâncias individuais, mas qualifica todo o corpo hídrico;
- Não existe nenhuma alternativa para a avaliação do potencial de risco de substâncias químicas;
- Em virtude de normas nacionais ou internacionais, os testes são reconhecidos pelos tribunais competentes.

Está cada vez mais evidente que análises químicas isoladas não são suficientes para se alcançar boas avaliações de risco em amostras ambientais, pois estas não informam a fração de contaminantes disponível para organismos vivos nem os potenciais efeitos deles quando misturados. Para que seja obtido um retrato fiel do impacto, é preciso que haja caracterizações toxicológicas integradas às análises químicas (SVENSSON *et al.*, 2005).

Talvez a mais importante peça de informação necessária na avaliação de risco seja a informação sobre o intervalo de concentração de uma substância química que exerce efeitos adversos sobre os organismos que vivem no ambiente aquático (ISOMAA; LILIUS, 1995).

Ensaio ecotoxicológico são testes nos quais um número conhecido de organismos é exposto aos agentes estressantes por períodos conhecidos de tempo e, posteriormente, os efeitos são avaliados quanto à sobrevivência ou mortalidade

dos organismos, bem como efeitos comportamentais, morfológicos e fisiológicos (RAND; PETROCELLI, 1985 *apud* FALONE, 2007).

Segundo Pivato e Gaspari (2006) os ensaios de toxicidade aguda consomem uma pequena quantidade de amostra e exigem pequeno espaço laboratorial, favorecendo o monitoramento de efluente bruto e tratado.

O ensaio agudo pode não determinar caráter letal ou imobilizante quando exposto a baixa concentração do efluente, sendo necessária a utilização complementar de um teste crônico. O teste crônico permite observar as modificações morfológicas e fisiológicas sofridas pelo organismo-teste, submetido à baixa concentração do efluente.

Os ensaios crônicos são testes que podem ser realizados com todo o ciclo de vida de uma espécie, com parte do ciclo de vida de uma espécie (utiliza-se estágio de vida mais sensível) e observação de modificações fisiológicas (VAN LEEUWEN *et al.*, 1988 *apud* KNIE E LOPES, 2004).

Koivisto (1995) acrescenta que os testes de toxicidade são utilizados para prever o efeito agudo ou crônico de substâncias sobre a biota aquática, observando a sensibilidade do organismo a diferentes concentrações de efluentes, possibilitando uma fiscalização efetiva e corroborando para a elaboração de regulamentações de descarte.

### 3.2.2 Ensaios de toxicidade com organismos aquáticos

Os ensaios de toxicidade são realizados a partir da exposição de organismos vivos a diferentes concentrações de uma determinada amostra. Nos ensaios ecotoxicológicos, os organismos-testes devem pertencer a grupos taxonômicos representativos (ZAGATTO E BERTOLETTI, 2008). A Tabela 1 apresenta a classificação dos representantes do grupo taxonômico em seus diferentes níveis tróficos.

Em princípio, qualquer espécie aquática pode ser utilizada em testes de toxicidade. Entretanto, as espécies utilizadas nesses testes devem apresentar as seguintes características: sensibilidade constante aos contaminantes, elevadas disponibilidade e abundância, uniformidade e estabilidade genética nas populações,

representatividade de seu nível trófico, significado ambiental em relação à área de estudo, ampla distribuição e importância comercial e, facilidade de cultivo e de adaptação às condições de laboratório. Além disso, devem ser utilizadas espécies cuja fisiologia, genética e comportamento sejam bem conhecidos, o que pode facilitar a interpretação dos resultados (AMERICAN, 1998 *apud* COSTA *et al.*, 2008). As Figuras 1 a 4 apresentam fotos de organismos utilizados em ensaios de ecotoxicidade.

Tabela 1 - Classificação dos grupos taxonômicos em diferentes níveis tróficos.

| <b>Níveis tróficos</b>   | <b>Grupos taxonômicos</b>                            |
|--------------------------|--|
| Produtores primários     | Algas, outros vegetais, bactérias autótrofas         |
| Consumidores primários   | Protozoários, rotíferos                              |
| Consumidores secundários | Crustáceos, moluscos, vermes, equinodermos.          |
| Consumidores terciários  | Peixes, anfíbios, répteis, insetos, aves, mamíferos. |
| Decompositores           | Fungos, bactérias                                    |

FONTE: ZAGATTO E BERTOLETTI (2008)



Figura 1 - Alga de água doce, *Pseudokirchneriella subcapitata*.

FONTE: <http://www.shigen.nig.ac.jp/algae/images/strainsimage/nies-0035.jpg>



Figura 2 - Microcrustáceo *Daphnia similis*.

FONTE: <http://www.aplysia.com.br/site/pt/lay/daphnia-similis.jpg>



Figura 3 - Microcrustáceo de água doce, *Ceriodaphnia dubia*.

FONTE: [http://www.mblaquaculture.com/assets/images/content/photo\\_Daphnia\\_magna.jpg](http://www.mblaquaculture.com/assets/images/content/photo_Daphnia_magna.jpg)



Figura 4 - Peixe de água doce, *Danio rerio*.

FONTE: <http://animalpicturesarchive.com/ArchOLD-6/1167193404.jpg>

Zagatto e Bertoletti (2008) mencionam que para a avaliação do efeito tóxico de uma amostra, devem ser realizados bioensaios com espécies representativas de diferentes níveis tróficos. Adicionalmente, eles reportam que bioensaios com organismos representantes do mesmo nível trófico, terão sensibilidade semelhante, por isso a importância da utilização de representantes de cada nível trófico. Por fim, acrescentam que deve-se buscar espécies com estabilidade genética e que possibilitem a obtenção de lotes uniformes de organismos. São exemplo, os microcrustáceos *Daphnia* e *Ceriodaphnia*, por realizarem reprodução assexuada, preenchendo ambos os quesitos acima listados.

Vários trabalhos apresentam a utilização de organismos vivos no biomonitoramento ambiental. Por exemplo, Robert, *et al.* (2007) estudam a ação de chumbo e zinco residual de mineração, em comunidades de mexilhões; Sotero-Santos *et al.* (2005) avaliaram a toxicidade de cianobactérias, presentes no

reservatório de Barra Bonita- São Paulo, utilizando como bioindicador cladóceras (*Daphnia similis* and *Ceriodaphnia silvestrii*), a partir de ensaios de toxicidade aguda; Camargo *et al.* (2006) verificaram a utilização de do peixe neotropical *Prochilodus lineatus*, como biomarcador bioquímico e fisiológico no monitoramento da qualidade ambiental de córregos na cidade de Londrina;

Renou *et al.* (2008) afirmam que análises de toxicidade realizadas com diferentes organismos testados (*Vibrio fisheri*, *Daphnia similes*, *Artemia salina*, *Danio rerio* e etc.) confirmaram o perigo potencial dos lixiviados e justificam a necessidade de tratá-los de modo a cumprir as normas para emissão em corpos receptores.

Segundo Chapman (2002) ensaios de toxicidade com organismos vivos devem ser utilizados quando os procedimentos de ensaio já foram validados e os dados obtidos em diferentes laboratórios mostrarem que o teste apresenta boa representatibilidade de resultados.

### 3.2.3 Legislação

Órgãos de proteção ambiental, como Environment Canada e Environmental Protection Agency dos Estados Unidos (U.S. EPA), e de padronização, como American Society for Testing and Materials (ASTM), Association Française de Normalisation (AFNOR), American Water Work Association (AWWA), Deutsches Institut für Normung (DIN), Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD), Association of Analytical Communities (AOAC), Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD) e International Organisation for Standardisation (ISO) são órgãos internacionais responsáveis pela elaboração de estratégias que possibilitem adequado monitoramento, para a proteção do meio ambiente (ZAGATTO E BERTOLETTI, 2008; COSTA *et al.*, 2008).

No Brasil o órgão responsável pelo desenvolvimento de normas de avaliação ecotoxicológicas é a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) sendo que, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) também tem padronizado testes de toxicidade.

Na Tabela 2 estão representadas as principais normas brasileiras referentes a testes de toxicidade com organismos aquáticos.

Tabela 2 – Ensaio de ecotoxicologia aquática padronizados pela ABNT e CETESB

| <b>Organismo</b> | <b>Efeito</b> | <b>Espécie</b>               | <b>Normas brasileiras</b>   |
|------------------|---------------|------------------------------|---|
| Bactéria         | Agudo         | <i>Vibrio fischeri</i>       | CETESB, L5. 227<br>ABNT, NBR15411-1<br>ABNT, NBR15411-2<br>ABNT, NBR15411-3 |
| Bactéria         | Agudo         | <i>Spirillum volutans</i>    | CETESB, L5. 228   |
| Alga             | Crônico       | <i>Chorophyceae</i>          | CETESB, L5. 020<br>ABNT, NBR12648   |
| Microcrustáceo   | Agudo         | <i>Daphnia spp</i>           | CETESB, L5. 018<br>ABNT, NBR12713   |
| Microcrustáceo   | Agudo         | <i>Artemia salina</i>        | CETESB, L5. 021   |
| Microcrustáceo   | Crônico       | <i>Ceriodaphnia spp</i>      | CETESB, L5. 022<br>ABNT, NBR13373   |
| Microcrustáceo   | Agudo         | <i>Misidáceos</i>            | CETESB, L5. 251<br>ABNT, NBR15308   |
| Peixe            | Agudo         | -                            | CETESB, L5. 019<br>ABNT, NBR15008   |
| Peixe            | Crônico       | -                            | ABNT, NBR15499  |
| Equinodermo      | Crônico       | Ouriço-do-mar                | ABNT, NBR15350  |
| Equinodermo      | Crônico       | <i>Lytechinus variegatus</i> | CETESB, L5. 250   |
| Anelídeo         | Aguda         | Minhocas                     | CETESB, L6. 041<br>ABNT, NBR15537   |

FONTE: Costa *et al* (2008), ABNT (2010).

Knie (1998) menciona que a CETESB de São Paulo foi à primeira instituição a introduzir bioensaios para a análise da água e dos efluentes. Os métodos de testes foram implantados, na sua maior parte, segundo o Environmental Protection Agency (EPA), órgão de proteção ambiental dos EUA. Knie (1998) complementa que no Brasil os órgãos ambientais: Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente (FEEMA-RJ) Instituto Ambiental do Paraná (IAP-PR) e Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM-RS) instalaram laboratórios ecotoxicológicos no fim da

década de 80 ou no início da década de 90. Em fins de 1996 a Fundação de Meio Ambiente de Santa Catarina (FATMA-SC) começou a operar um laboratório dessa natureza.

No estado de São Paulo, foi instituído o controle ecotoxicológico de efluentes líquidos por meio da Resolução SMA-03/2000. Esta Resolução determina a toxicidade permissível a partir da relação descrita abaixo:

$$D.E.R \leq \frac{CE50 \text{ ou } CL50}{100} \text{ ou } D.E.R \leq \frac{CENO}{10}$$

Onde,

$$D.E.R = \frac{\text{Vazão média do efluente} \times 100}{\text{Vazão média do efluente} + Q_{7,10} \text{ do corpo receptor}}$$

**D.E.R** = Diluição do Efluente no Corpo Receptor, em %;

**CE<sub>50</sub>** = Concentração do efluente que causa efeito agudo a 50 % dos organismos Aquáticos, em um determinado período de tempo, em %

**CL<sub>50</sub>** = Concentração do efluente que causa efeito agudo (letalidade) a 50% dos Organismos aquáticos, em um determinado período de tempo, em %

**CENO** = Concentração do efluente que não causa efeito crônico observável, em %

**Q<sub>7,10</sub>** = Vazão crítica de uma corpo receptor, expressa pela média de 7 dias para um Tempo de Retorno igual a 10 anos.

Segundo o parágrafo 2º do artigo 1º desta resolução os limites de toxicidade são estabelecidos para cada efluente, podendo ser reavaliados pela CETESB, desde que a entidade responsável pela emissão apresente estudos sobre: toxicidade do efluente a pelo menos três espécies de organismos aquáticos, variabilidade da toxicidade ao longo do tempo e dispersão do efluente no corpo receptor.

No estado de Santa Catarina o controle de efluentes líquidos segue a Portaria nº 017/02 – FATMA, a qual se baseia em testes de toxicidade aguda conforme mostra a Tabela 3.

Tabela 3 - Limites máximos de toxicidade aguda, para efluentes de diferentes categorias, no Estado de Santa Catarina.

| Origem dos efluentes                 |   | Limites Máximos de toxicidade aguda para <i>Daphnia magna</i> | Limites Máximos de toxicidade aguda para <i>Vibrio fischeri</i> |
|--------------------------------------|---|---|---|
| Categoria da atividade               | Subcategoria da atividade   | FDd   | FDbl  |
| Metal mecânica                       | Siderurgia  | 4   | 6   |
|                                      | Metalurgia  | 4   | 6   |
|                                      | Galvanoplastia  | 16  | 8   |
| Alimentícia                          | Frigoríficos, Abatedouros, Laticínios, Cerealistas, Bebidas, Feculiaridades, Alimentos, | 2   | 4   |
| Esgotos domésticos e/ou hospitalares |   | 1   | 4   |
| Resíduos urbanos                     | Efluentes de aterros sanitários   | 8   | 16  |
| Papel e celulose                     |   | 2   | 4   |
| Couros, peles e produtos similares   |   | 4   | 6   |
| Química                              | Agroquímica, Petroquímica, Produtos químicos não especificados ou não classificados     | 2   | 4   |
| Têxtil                               | Beneficiamento de fibras naturais e sintéticas, confecção e tinturaria                  | 2   | 2   |
| Farmacêutica                         |   | 2   | 4   |

FDd - Fator de Diluição para *Daphnia magna*.

FDbl - Fator de Diluição para *Vibrio fischeri*.

FD = 1 – amostra bruta não tóxica.

FONTE: Portaria nº 017/02 – FATMA.

Zagatto e Bertoletti (2008) apontam que no estado do Paraná a Portaria IAP – 19/06 estabelece critérios semelhantes àqueles determinados para o Estado de Santa Catarina. No Rio de Janeiro os fatores de diluição são uniformes para

efluentes de qualquer categoria industrial (Norma Técnica 213/1990). No Rio Grande do Sul as diluições limitantes da ecotoxicidade dos efluentes são determinadas com base na Resolução CONSEMA nº 129/2006.

Em Minas Gerais, os padrões ecotoxicológicos de lançamento de efluentes são estabelecidos através da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG Nº 01/ 2008. O artigo 29, parágrafo 1º, descreve que o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor. O parágrafo 2º determina que os critérios de toxicidade previstos no parágrafo 1º devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos padronizados, utilizando organismos aquáticos, e realizados no efluente.

O estado do Ceará ainda não possui legislação específica que determine limites de toxicidade para lançamento de efluentes. Entretanto, a resolução CONAMA 357/2005 em seu artigo 34, já vem estabelecendo que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direto ou indiretamente, nos corpos de água, se não causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente. Sendo que, os critérios devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos padronizados, utilizando organismos aquáticos e realizados com efluente.

Brentano (2006) comenta que no momento atual espera-se que diante da legislação ambiental existente, as administrações municipais sejam convencidas a implementarem as soluções sanitárias adequadas nos municípios, assegurando a qualidade de vida da população e a preservação do ambiente.

### **3.3. Ecotoxicologia e suas aplicações**

As atividades humanas e industriais têm levado à crescente deterioração do ambiente aquático pela introdução de ampla diversidade de poluentes. Um número significativo de substâncias químicas sintéticas são produzidas e colocadas no mercado sem avaliação prévia de seus impactos ambientais. Estima-se que 79% dos produtos químicos comercializados não dispõem de informação sobre seus efeitos tóxicos (BREIA, 2006).

O principal receptor destes poluentes é o ecossistema aquático, mesmo que estes poluentes sejam lançados no ar ou no solo (BORRELY, 2001). Os efluentes domésticos (in natura ou tratado inadequadamente) e industriais representam as maiores fontes de compostos químicos lançados nos corpos hídricos (RUBINGER 2009; STAHL, 1991). Magalhães e Filho (2008) destacam que embora os ecossistemas aquáticos tenham a capacidade de assimilar as mudanças físicas e químicas causadas pelo lançamento de efluentes no meio, a locomoção, reprodução, sobrevivência e crescimento dos organismos aquáticos podem ser afetados.

Os contaminantes quando não são removidos nas estações de tratamento de esgoto podem provocar modificação da biota do corpo receptor atingido, seja por excesso de nutrientes, redução do oxigênio, incapacidade de alimentação, redução da reprodução e efeito tóxico (HAMADA, 2008). Esse último autor menciona que a toxicidade de agentes químicos no meio hídrico é avaliada por meio de ensaios ecotoxicológicos com organismos aquáticos representativos ou dos sedimentos de ambientes de água doce, estuarinos ou marinho.

Uma breve revisão de trabalhos sobre avaliação ecotoxicológica de efluentes pode ser obtida em Bina *et al.* (2005). Eles realizaram um monitoramento, utilizando *Daphnia magna*, em todas as unidades de uma ETE, desde o tratamento preliminar ao tratamento secundário (tanque de aeração e decantador secundário) a fim de analisar o nível de remoção de toxicidade em cada unidade do sistema. Os autores encontraram uma diferença significativa de remoção de toxicidade em cada unidade analisada. Como esperado, foi observado que o tratamento secundário forneceu o maior nível de remoção de toxicidade.

Tyagi *et al.* (2007) também estudaram o nível de remoção de toxicidade nas várias etapas de uma ETE por meio de testes de toxicidade aguda com *Daphnia magna*. Os resultados indicaram remoção de toxicidade de 100% comparando-se a toxicidade aguda do esgoto bruto com a obtida após o tratamento biológico por lodos ativados convencional, seguido de filtração terciária e passagem por leito de carvão ativado. Flaherty *et al.* (2005) realizaram testes crônicos com o microcrustáceo *Daphnia magna*, em vários compostos farmacêuticos previamente encontrados em

corpos receptores e observaram que a exposição causou mudança de sexo nos organismos-teste.

Além de poder ser utilizado como padrão de lançamento, para avaliação das eficiências das ETEs, a avaliação ecotoxicológica pode ser utilizada como ferramenta de análise de corpos receptores, associando as concentrações de contaminantes no meio e seu risco aos organismos aquáticos, complementando os mecanismos tradicionais do controle da poluição (NEGREIRO; EGLER, 2009; BINA *et al.*, 2005).

### 3.4. Organismo-teste *Daphnia magna*

Para realização deste trabalho foi selecionado para os testes ecotoxicológicos, o microcrustáceo *Daphnia magna* (Figura 5). A USEPA (1987) cita que o microrganismo *Daphnia magna* é recomendado para teste de toxicidade devido a sua sensibilidade a diversas substâncias tóxicas, tamanho relativamente grande, fácil visualização, disponibilidade em laboratórios e seu extenso uso em testes ecotoxicológicos.

Segundo Ruppert e Barnes (1996), este pode ser classificado taxonomicamente no filo Arthropoda, subfilo Crustacea, classe Branchiopoda, ordem Diplostraca, subordem Cladocera. Dentre os microcrustáceos, *Daphnia magna* é conhecido vulgarmente como pulga d'água.

*Daphnia magna* STRAUS, 1820 (Cladocera, Crustacea) é um microcrustáceo planctônico, de 5 a 6 mm de comprimento (KNIE; LOPES, 2004).



Figura 5 - *Daphnia magna* cultivada no Labosan-UFC, 2010.

Ela atua na cadeia alimentar, como consumidor primário, utilizando a filtração para alimentar-se de material orgânico particulado em suspensão. Os organismos deste gênero têm larga distribuição apresentando significância ecológica no bioma do hemisfério norte (ABNT, NBR 12.713/ 2004).

Dentre os cladóceros, as espécies do gênero *Daphnia* são as mais utilizadas em testes de toxicidade. Sua ampla distribuição geográfica e o importante papel que desempenham no zooplâncton, a reprodução partenogenética (a qual assegura uma uniformidade de resposta dos testes), o curto ciclo de vida e a produção de um alto número de neonatos, fazem os organismos deste gênero ideais para avaliação de toxicidade, em nível mundial (MONTEIRO, 2009)

Em condições ótimas de cultivo em laboratório (Tabela 4), as *Daphnias* reproduzem-se por partenogênese, onde fêmeas realizam reprodução assexuada dando origem a indivíduos idênticos geneticamente (TATARAZAKO; ODA, 2007).

Na presença de algum estresse ambiental como variação da temperatura, pH inadequado, baixa concentração de oxigênio dissolvido, etc., surge na cultura, machos e também fêmeas com ovos haplóides, os quais são fecundados por machos. Esses ovos envoltos por uma casca única, de cor escura e rígida, altamente resistente a condições desfavoráveis, são denominados efípios (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008). Para se concluir alguma coisa em relação aos testes de ecotoxicidade, tem que se garantir que o cultivo dos organismos-testes está sendo feito de maneira adequada, e a presença de efípios é um péssimo indicador para a validação do ensaio.

### **3.5. Efluentes estudados**

#### **3.5.1 Efluentes de aterro sanitário**

Na Figura 6 é ilustrado o ciclo da água em um aterro sanitário. A taxa de fluxo do Lixiviado (E) está intimamente ligada à precipitação (P), escoamento superficial (Rint., Rext.) e infiltração (I) ou intrusão, sendo esta a percolação de águas subterrâneas através do aterro. Um aterro deve possuir uma boa impermeabilidade da base para se evitar a contaminação da água subterrânea. O

clima também tem uma grande influência na produção de lixiviados, pois afeta a entrada de precipitação (P) e perdas por evaporação (EV). Finalmente, a produção de lixiviados depende da natureza dos próprios resíduos, ou seja, o seu teor de água, grau de compactação no aterro, camadas de cobertura, etc. (LEMA *et al.*, 1988) .

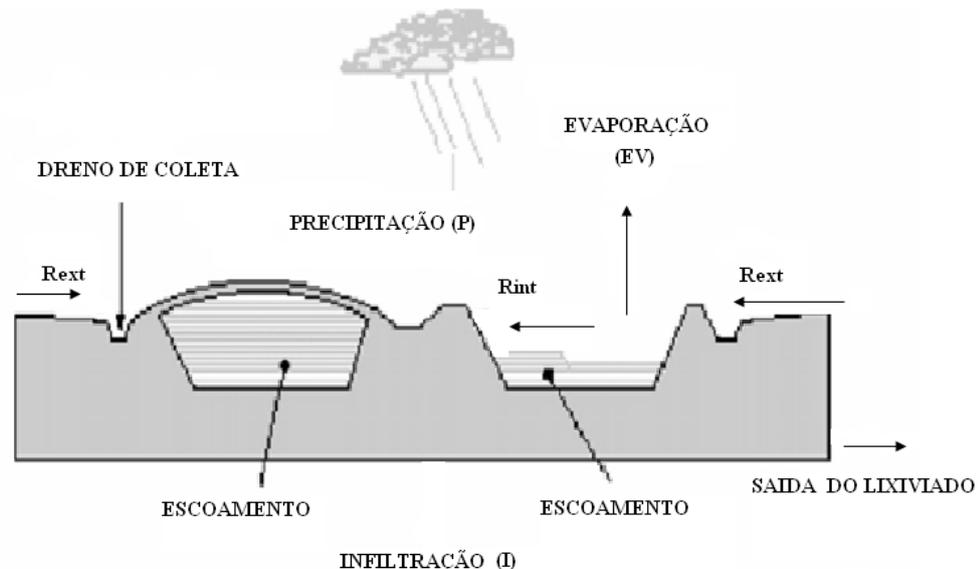


Figura 6 - Ciclo da água no aterro sanitário. Fonte: Billard apud Renou *et al.* (2008).

Para Almeida (2009) as características do lixiviado variam de acordo com a população do local e também do tempo de exposição. Em função de suas características, podem apresentar risco efetivo ou potencial à saúde humana, ou gerar impactos ao meio físico, biótico e socioeconômico, exigindo cuidados especiais quanto ao manuseio, acondicionamento, coleta, transporte e disposição final.

Ziyang *et al.* (2009) mencionam que devido à composição dos resíduos sólidos mudar conforme o ciclo de vida e os hábitos de uma região, há uma variação drástica na composição do lixiviado, significando desafios adicionais para o desenvolvimento de tecnologias de tratamento e proteção ambiental.

A qualidade do lixiviado é determinada principalmente pela composição e solubilidade dos constituintes dos resíduos (SALEM *et al.*, 2008). Suas características físico-químicas lhe conferem um elevado potencial poluidor, o que requer um tratamento antes do descarte em corpos de água superficiais, sendo este um desafio aos profissionais da área, sendo que as diversas alternativas propostas

ao longo dos anos, no Brasil e no exterior, não tem sido satisfatórias (PROSAB, 2009).

Para Contrera (2008), o nível de complexidade presente no lixiviado faz com que ainda não se tenha formas ideais de tratamento, sendo algumas soluções parciais e isoladas: recirculação para as células do aterro sanitário, tratamento conjugado com os esgotos sanitários, lagoas de estabilização, filtros biológicos, reatores anaeróbios, processos físico-químicos de coagulação-floculação, processos oxidativos avançados, ozonização, adsorção em carvão ativado, entre outros.

De acordo com Rocha (2010) o sistema biológico de lagoas de estabilização ainda é muito utilizado no Brasil devido ao seu baixo custo de manutenção, simplicidade de operação, em que não exige mão de obra especializada, e a boa eficiência na remoção de matéria orgânica, principalmente em locais de clima quente, como o nordeste brasileiro. Entretanto, sistema de lagoas exige grandes áreas e não atendem a todos os padrões de descarte de efluentes.

Como exemplo de caracterização de lixiviado (Tabela 4), tem-se o trabalho de Rocha *et al.* (2010), realizado no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste Caucaia – ASMOC, sendo os resultados comparados com os valores limites estabelecidos pela Portaria 154/2002 SEMACE.

Tabela 4 - Comparação entre valores médios de efluente do lixiviado ASMOC e os limites estabelecidos pela Portaria nº 154/02 da Semace.

| Parâmetros                  | Lixiviado efluente |                  |
|-----------------------------|--------------------|------------------|
|                             | Média<br>Desv. pad | Limite<br>SEMACE |
| pH                          | 9 ± 0,6            | 9                |
| DQO <sub>total</sub> (mg/L) | 2431 ± 2352,5      | 200              |
| DBO (mg/L)                  | 435 ± 239,3        | 60               |
| DBO/DQO (mg/L)              | 0,18 ± 0,3         | -                |
| Sólidos Susp (mg/L)         | 213 ± 103,6        | 150              |
| Amônia (mg/L)               | 42 ± 29,9          | 5                |
| Sulfato (mg/L)              | 284 ± 443,2        | 500              |
| Sulfeto (mg/L)              | 232 ± 105,2        | 1                |

FONTE: adaptado de ROCHA *et al.* (2010)

Rocha *et al.* (2010) constataram em relação ao atendimento dos padrões estabelecidos pela legislação que o pH atendia em 64%, os sólidos suspensos totais em 22% e o sulfato com 89% aos limites de descarte.

Silva (2002) analisou a sensibilidade do microcrustáceo *Daphnia similis*, a partir de ensaios agudo e crônico, quando exposto ao lixiviado bruto do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ). Como mostrado na Tabela 5, para o ensaio crônico, o autor observou que a concentração de 1% (CENO) não causou efeito crônico ao organismo-teste, enquanto que para a concentração de 2% (CEO) foi observado diminuição da fecundidade. O ensaio de toxicidade aguda mostrou que a concentração de 2,05% (CE<sub>50</sub>) já provocava a imobilidade de 50% dos organismos-teste. Assim, os ensaios agudo e crônico com o organismo-teste estudado apontaram que o lixiviado bruto estudado era muito tóxico, demonstrando ser um risco ambiental para o corpo receptor.

Tabela 5 - Ensaios de toxicidade aguda e crônica com o microcrustáceo *Daphnia similis*, para avaliação do grau de toxicidade do lixiviado do aterro Metropolitano de Gramacho (RJ).

| <b>CE50%</b> | <b>CENO (%)</b> | <b>CEO (%)</b> | <b>Grau de toxicidade</b> | <b>Classificação da amostra</b> |
|--------------|-----------------|----------------|---------------------------|---------------------------------|
| 2,05         | 1               | 2              | Muito tóxica              | Péssimo                         |

CE50 =Concentração que causou efeito adverso a 50 % dos organismos expostos,

CENO= Maior concentração de efeito não observado

CEO= Menor concentração de efeito observado

FONTE: SILVA (2002)

### 3.5.2. Efluente industrial

Nas últimas décadas, os problemas ambientais têm se tornado cada vez mais críticos e freqüentes, principalmente devido ao desmedido crescimento populacional e ao aumento da atividade industrial. Com estes ingredientes os problemas devido à ação antrópica têm atingido dimensões catastróficas, podendo ser observadas através de alterações na qualidade do solo, ar e água (KUNZ *et al.*, 2002).

Os efluentes industriais apresentam características referentes à linha de produção, de cada empresa, e também, do tipo de sistema de tratamento a ser

utilizado. Eles possuem composição química bastante complexa, muitas vezes tornando o tratamento complexo (BESMA HAJEM *et al.*, 2007).

Para Moura (2007) o descarte de esgoto industrial, em corpos hídricos, sem adequado tratamento, pode ocasionar diferentes processos de poluição, como: a poluição causada pelo descarte de matéria orgânica cuja degradação aeróbia diminuirá a concentração de oxigênio dissolvido do corpo receptor, a poluição térmica, a contaminação pela introdução de substâncias nocivas à saúde e a espécies da vida aquática, a exemplo de substâncias patogênicas e metais pesados; assoreamento que ocorre através do acúmulo de substâncias minerais como areia, argila ou composto orgânico, como o lodo, em um corpo d'água, com a redução de sua profundidade e de seu volume útil; a eutrofização que se dá pela fertilização excessiva por adição de nutrientes como nitrogênio e fósforo causando o crescimento descontrolado de algas e plantas aquáticas; e a acidificação que é o abaixamento do pH, que contribui para a degradação da vegetação e da vida aquática, entre outros.

Apesar de todos os efluentes gerados no processo industrial serem submetidos a tratamentos, as empresas estão sendo forçadas a buscar por tratamentos mais eficientes, a fim de cumprir os rigorosos regulamentos ambientais (GURTUBAYA *et al.*, 2010).

Como exemplo de caracterização físico-química de efluente industrial, tem-se o estudo de Silva *et al.* (1999) que apresentam a caracterização físico-química do Sistema Integrado do Distrito Industrial (SIDI) localizado em Maracanaú- Ce. A Tabela 6 mostra os resultados obtidos nesta pesquisa.

Tabela 6 - Resultados do monitoramento físico-químico da série de lagoas do SIDI, Maracanaú.

| <b>Parâmetro</b>        | <b>EB</b> | <b>LA</b> | <b>LF</b> | <b>LM1</b> | <b>LM2</b> | <b>LM3</b> | <b>Remoção (%)</b> |
|-------------------------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|------------|--------------------|
| <b>Temperatura (°C)</b> | 31,7      | 29,3      | 28,8      | 28,1       | 28,4       | 28,0       | -                  |
| <b>pH</b>               | 8,76      | 7,98      | 8,32      | 8,37       | 8,54       | 8,96       | -                  |
| <b>OD (mg/L)</b>        | -         | 0         | 4,1       | 5,5        | 6,0        | 7,2        | -                  |
| <b>DBO (mg/L)</b>       | 376       | 149       | 62        | 41         | 31         | 23         | 94                 |
| <b>DQO (mg/L)</b>       | 1121      | 454       | 265       | 223        | 191        | 168        | 85                 |
| <b>SS (mg/L)</b>        | 301       | 55        | 152       | 104        | 66         | 67         | 78                 |
| <b>Amônia (mg/L)</b>    | 32,49     | 51,82     | 16,31     | 7,24       | 1,92       | 1,55       | 95                 |

FONTE: SILVA (1999)

Conforme os resultados da Tabela 6 o esgoto bruto apresentou características semelhantes às de esgoto doméstico, porém com pH alcalino 8,76 resultante da contribuição das indústrias. No entanto, deve ser salientado que cerca de 2/3 de todo o conteúdo orgânico (DBO, DQO e SS) foi removido neste sistema. Os níveis de DQO e amônia estão dentro do limite estabelecido pela legislação do estado do Ceará, ou seja, 200 mg/L para DQO e 5 mg/L para amônia.

Dannenberg (1994) analisou 20 efluentes de indústria alimentícia tendo como amostras representantes produtores de óleo comestível, cervejarias, produtores de vaselina e levedo, além de empresas com ampla faixa de produtos. As amostras de efluentes eram submetidas a ensaios de toxicidade com peixes, células de peixes, *Daphnias*, *hydras*, e bactérias bioluminescentes. A Figura 7 mostra os resultados dos ensaios de toxicidade com as amostras de efluentes.

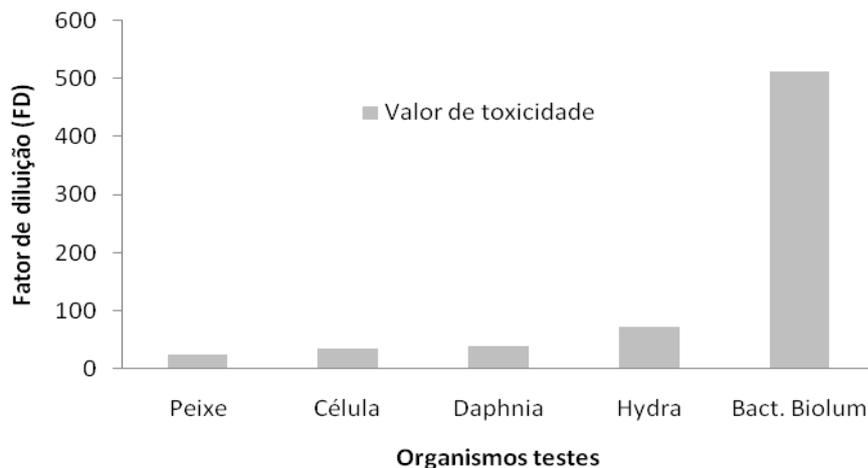


Figura 7 - Apresentação dos valores de toxicidade para amostra de efluentes de indústria alimentícia. FONTE: DANNENBERG (1994)

É possível observar que o efluente em questão apresentou toxicidade para todos os organismos utilizados. O ensaio com bactéria luminescente apresentou maior valor de toxicidade. Isto ocorre devido aos organismos menos evoluídos, especialmente bactérias, não possuírem estruturas de proteção os quais evitam a penetração de substâncias nocivas em animais de ordem maior. Isto demonstra a

importância de ensaios de toxicidade na averiguação do potencial tóxico de efluentes industriais.

### 3.5.3 Efluente hospitalar

Efluentes hospitalares são veículos de disseminação de microrganismos patogênicos. Apresentam em sua composição grandes concentrações de antibióticos e medicamentos excretados pela via urinária e fecal de pacientes. Quando não tratados, são importantes contaminantes de mananciais de água potável, tanto superficial quanto subterrânea, e linhagens multirresistentes de bactéria podem representar riscos à saúde pública se atingirem o sistema de abastecimento (VECCHIA *et al.*, 2009).

Segundo Verlicchi *et al.* (2010), os efluentes hospitalares são fonte inesgotável de poluentes tóxicos, grande variedade de microcontaminantes, atividades de laboratório de pesquisa e excreção de medicamentos por pacientes.

Emanuel *et al.* (2005) explicam que o descarte de efluentes hospitalares em corpos hídricos permitem o contato de poluentes com os ecossistemas aquáticos conduzindo a riscos diretamente relacionados à existência de resíduos perigosos que podem ter efeito potencialmente negativo sobre o equilíbrio biológico dos ambientes naturais. Somente o monitoramento pode gerar informações úteis sobre a qualidade da água, tornando-se o foco principal do planejamento estratégico e de gerenciamento dos recursos hídricos e mitigação de riscos à saúde pública.

Berto *et al.* (2009) fizeram um estudo de caracterização físico-química, quantificação de fármacos existentes no efluente hospitalar, bem como avaliação ecotoxicológica do efluente utilizando como organismo-teste o microcrustáceo *Daphnia magna*. Os resultados mostrados na Tabela 7 representam uma concentração teórica calculada a partir da utilização de antibióticos e consumo de água.

Tabela 7 - Concentração teórica de antibióticos em efluente hospitalar.

| <b>Antibióticos</b>          | <b>Concentração (µg/L)</b> |
|------------------------------|----------------------------|
| Gentamicina                  | 25,52                      |
| Keflin(cefalotina)           | 801,02                     |
| Keflex(cefalexina)           | 300,10                     |
| Amoxicilina                  | 35,12                      |
| Ampicilina                   | 389,13                     |
| Penicilina benzatina         | 434,46                     |
| Penicilina cristalina        | 68,20                      |
| Benzilpenicilina do Procaine | 361,79                     |
| Kefzol(Sódio de Cefazolin)   | 85,37                      |
| Rocephin(ceftriaxona)        | 126,91                     |
| Floxacin                     | 46,70                      |

FONTE: BERTO (2009)

O autor complementa que são encontrados em esgotos hospitalares uma concentração média de antibióticos de 2,7 mg/L, sendo que na Europa os esgotos hospitalares podem conter até 50mg/L de antibiótico.

A Tabela 8 mostra os resultados da análise físico-química para o esgoto hospitalar.

Tabela 8 - Parâmetros e suas concentrações encontradas no esgoto hospitalar que é destinado a estação de tratamento.

| <b>Parâmetros</b>        | <b>Concentração</b> |
|--------------------------|---------------------|
| pH                       | 7,2 ± 0,5           |
| DBO (mg/L)               | 1268 ± 155          |
| Fósforo (mg/L)           | 28,5 ± 7,2          |
| Nitrogênio (mg/L)        | 85,5 ± 14,8         |
| DQO (mg/L)               | 2480 ± 413          |
| Sólidos totais (mg/L)    | 7383 ± 853          |
| Sólidos Suspensos (mg/L) | 546,7 ± 64,8        |

FONTE: BERTO (2009)

Os ensaios de toxicidade aguda tiveram duração de 48 horas e os resultados foram expressos em CEO (Menor concentração de efeito observado). Os resultados do ensaio agudo estão presentes na Tabela 9.

Tabela 9 - Resultado do ensaio agudo com o organismo teste *Daphnia magna* para esgoto hospitalar.

|                          | Diluição (%) |   |   |   |   |    |    |     | Resultado |
|--------------------------|--------------|---|---|---|---|----|----|-----|-----------|
|                          | Controle     | 1 | 2 | 4 | 8 | 16 | 32 | 100 | CEO       |
| <b>ESGOTO HOSPITALAR</b> | 0            | 0 | 2 | 4 | 9 | 10 | 10 | 10  | 4%        |

FONTE: BERTO (2009)

Pode-se observar que a concentração de 4% já causa efeito agudo ao organismo-teste *Daphnia magna*. Para tanto, o autor ressalta a importância da avaliação da toxicidade com organismos aquáticos na avaliação da qualidade deste tipo de despejo líquido.

#### 3.5.4. Efluente têxtil

O processo de beneficiamento têxtil é responsável pela produção de poluentes sólidos, gasosos e líquidos.

Para Alvarenga (2009) as emissões de poluentes líquidos causam a contaminação e modificação física e biológica do ecossistema receptor. Outros fatores que determinam a quantidade e a qualidade do efluente são as operações realizadas e a tecnologia aplicada em sua execução. A indústria têxtil é uma das maiores produtoras de efluentes líquidos, sendo que estes geralmente são coloridos, mesmo contendo pequenas quantidades de corantes. Os efluentes líquidos da indústria têxtil são tóxicos e geralmente de baixa biodegradabilidade.

O setor têxtil apresenta um especial destaque, devido ao seu grande parque industrial instalado gerar grandes volumes de efluentes, os quais, quando não corretamente tratados, podem causar sérios problemas de contaminação ambiental (KUNZ *et al.*, 2002). Segundo os autores os efluentes têxteis caracterizam-se por serem altamente coloridos, devido à presença de corantes que não se fixam na fibra durante o processo de tingimento. A contaminação por esses compostos provoca efeitos danosos à vida aquática, causando sérios problemas ambientais (CARVALHO *et al.*, 2009).

Os corantes são de fácil percepção visual nos cursos de água, mesmo em pequenas concentrações. A poluição de corpos d'água com estes compostos

provocam, além da poluição visual, alterações em ciclos biológicos, afetando principalmente processos de fotossíntese (KUNZ *et al.*, 2002). Quando presentes em altas concentrações podem impedir a penetração da luz, prejudicando ou inibindo os processos biológicos.

Corantes e pigmentos são fabricados para serem resistentes à biodegradação, em que sem um tratamento adequado, podem permanecer no meio-ambiente por longos períodos de tempo (DOS SANTOS *et al.*, 2007).

Processos de remoção de cor de efluentes têxteis tem sido um constante desafio para a ciência nas últimas décadas, e até o presente não há um único e econômico tipo de tratamento que seja efetivamente capaz de ser empregado nas estações de tratamento de esgotos. Entretanto nos últimos anos, grandes progressos foram alcançados na área de biotecnologia ambiental aplicada à descoloração de corantes, no qual diferentes microrganismos, como bactérias aeróbias e anaeróbias e fungos mostraram possuir tais propriedades (DOS SANTOS, 2005).

Sponza (2006) apresenta em seu trabalho uma caracterização físico-química (Tabela 10) do efluente de indústria têxtil da Turquia e dá ênfase aos ensaios de toxicidade (Tabela 11) realizados com organismos vivos.

Tabela 10 - Compostos e suas concentrações encontradas no esgoto têxtil que é destinado à estação de tratamento da Turquia.

| <b>Parâmetros</b> | <b>Concentração (mg/l)</b> |
|-------------------|----------------------------|
| Pb                | 6-9                        |
| Cr <sup>6+</sup>  | 5-6                        |
| Cd                | 6-7                        |
| Fe <sup>2+</sup>  | 8-9                        |
| Zn                | 10-12                      |
| Hidrocarboneto    | 10-12                      |

FONTE: SPONZA (2006)

Tabela 11 - Representação do número de ensaios de toxicidade com cada organismo teste, para cada classificação de toxicidade do efluente industrial têxtil da Turquia.

| Organismos-teste    | Número de ensaios em que se observou toxicidade |                      |                  |            |
|---------------------|---|----------------------|------------------|------------|
|                     | Muito Tóxico                                    | Moderadamente Tóxico | Levemente Tóxico | Não Tóxico |
| Coliformes          | 7   | 2                    | 9                | 2          |
| Cultura de bactéria | 6   | 2                    | 9                | 1          |
| Alga                | 0   | 0                    | 16               | 4          |
| Peixe               | 4   | 3                    | 11               | 1          |
| Protozoário         | 0   | 0                    | 11               | 8          |

FONTE: SPONZA (2006)

Foi possível observar que o índice de toxicidade foi maior para ensaios com peixes, coliformes e bactérias, sendo encontrada baixa toxicidade para protozoários e algas. O autor sugeriu que a toxicidade está relacionada à presença de elevadas concentrações Zn e Cd. No trabalho citado foi ressaltada ainda a importância da utilização de ensaios com organismos vivos e a utilização de organismos com diferentes características já que não há um método único para se prever o impacto de poluentes no ambiente aquático.

## 4. METODOLOGIA

### 4.1. Descrição geral do experimento

A pesquisa foi desenvolvida nas seguintes etapas: Cultivo do organismo *Daphnia magna*; exposição dos organismos a teste periódicos de sensibilidade como garantia de que os organismos estavam aptos a teste, ou seja, para validar os resultados encontrados; visita a campo para coleta das amostras; caracterização físico-química das amostras e aplicação de ensaios de toxicidade aguda e crônica. As várias etapas da pesquisa são mostradas na Figura 8.

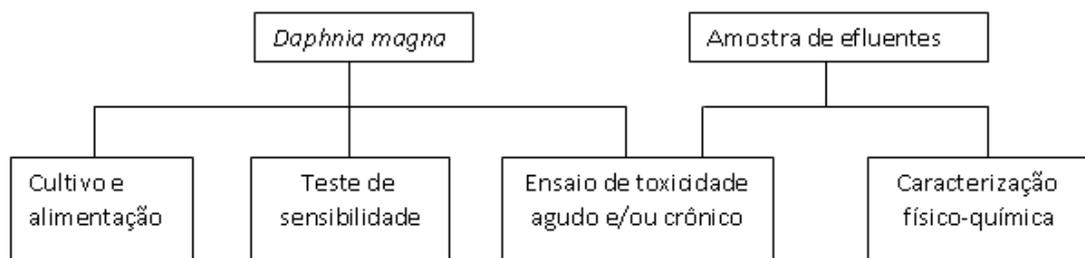


Figura 8 – Organograma demonstrativo das etapas da pesquisa.

### 4.2. Cultivo de *Daphnia magna*

O microcrustáceo *Daphnia magna* utilizado neste trabalho como organismo teste, foi cultivado no Laboratório de Saneamento - Labosan, do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará (UFC), segundo metodologia descrita na NBR 12.713 (ABNT, 2004).

A cultura depende essencialmente da qualidade do meio de cultivo e do alimento. Assim, o meio de cultivo (ANEXO A) era feito uma vez por semana e o monitoramento dos parâmetros físico-químicos garantiu um pH entre 7 e 8, dureza entre 175mg/L CaCO<sub>3</sub> e 225mg/L CaCO<sub>3</sub> e OD acima de 7mg/L, exigidos pela NBR 12713/2004.

O meio de cultivo depois de preparado era aerado durante 24 horas para a completa solubilização dos sais, saturação do oxigênio dissolvido e estabilização do

pH. Os valores de pH, dureza e oxigênio dissolvido foram medidos e anotados numa planilha para garantia da sobrevivência e reprodução dos organismos.

Os organismos eram cultivados na forma de lotes sendo que cada lote comportava 40 indivíduos em 2L de meio de cultivo. Estes lotes eram formados exclusivamente por fêmeas. As fêmeas se reproduzem por partenogênese, o que garantia que os indivíduos eram clone uns dos outros.

Os lotes receberam manutenção três vezes por semana, onde era realizada a troca do meio de cultivo, eliminação das mudas e remoção dos filhotes. Os organismos foram manuseados com pipetas de *Pasteur* com diâmetro compatível ao tamanho dos mesmos, conforme mostrado na Figura 9. Quando os organismos adultos atingiam a 6ª ninhada o lote era descartado devido à diminuição da reprodução. Quando constatado a presença de machos ou efípio (ovos resistentes resultantes de reprodução sexuada) o lote era descartado.

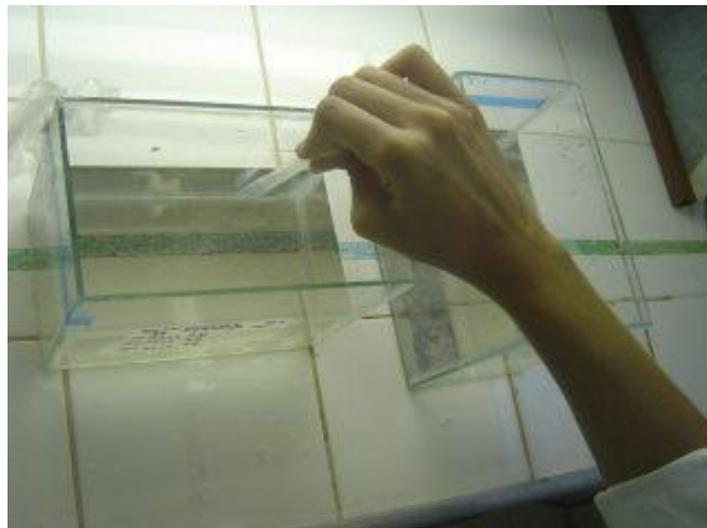


Figura 9 - Renovação do meio de cultivo das *Daphnias* adultas. LABOSAN – UFC, 2010.

A cada semana iniciou-se o cultivo de novos lotes de organismos para garantir a disponibilidade contínua de organismos-teste. O meio, para cultivo dos filhotes, era mantido na câmara de germinação, antes da sua utilização, para evitar diferenças de temperatura maiores que 2° C. Os microcrustáceos foram acondicionados em câmara de germinação (Figura 10) da marca Tecnal TE-401 com temperatura de  $\pm 20^{\circ}\text{C}$ , e fotoperíodo de 16 horas-luz. As *D. magna* foram

alimentadas com suspensão da alga *Pseudokirchneriella subcapitata* na concentração diária de  $4,5 \times 10^6$  células por mililitro por organismo adulto. O alimento foi fornecido diariamente, ou com intervalo máximo de dois dias (nos finais de semana).



Figura 10 - Lotes de *Daphnias* acondicionados na câmara de germinação no LABOSAN – UFC, 2010.

Como uma prática recomendada para avaliar as condições fisiológicas dos organismos cultivados, foram realizados periodicamente testes de sensibilidade. A sensibilidade do organismo teste foi feita utilizando dicromato de potássio como substância de referência. A Tabela 12 mostra um resumo das condições de cultivo *Daphnia magna*.

Tabela 12 - Resumo das condições de cultivo *Daphnia magna*

| <b>Condições de cultivo</b>                    | <b>Recomendado</b>  |
|--|---|
| Sistema  | Semi-estático   |
| Temperatura                                    | 20 ± 2°C  |
| Fotoperíodo                                    | 16 horas luz, 8 horas escuro  |
| Capacidade do recipiente                       | 2000 mL   |
| Água de manutenção                             | Água de cultivo, com dureza 175 mg CaCO <sub>3</sub> /L a 225 mg CaCO <sub>3</sub> /L, pH entre 7,0 e 8,0   |
| Volume da água de manutenção                   | 1200 mL   |
| Aeração  | Não   |
| Troca da água                                  | 3 vezes por semana  |
| Nº de organismos no recipiente de cultivo      | 30  |
| Idade do organismo                             | Conhecida   |
| Alimentação                                    | Diária, num mesmo período do dia.   |
| Tipo e quantidade de alimento/ dia             | 4,5x10 <sup>6</sup> células de <i>Pseudokirchneriella subcaptata</i>  |
| Duração das culturas                           | Até a sexta ninhada   |
| Rodízio das culturas                           | Semanalmente descartar que atingiu a sexta ninhada e dar início a uma nova cultura, com organismos jovens de até 24 horas de vida.  |
| Controle diário                                | Temperatura da água, quantidade de alimento, validade do alimento.  |
| Controle nos dias da troca da água de cultivo. | Descartar a cultura que apresentar sobrevivência inferior a 80% ou presença de efípio.  |
| Controle da sensibilidade das culturas         | Teste mensal com uma substância de referência. O valor de CE <sub>50</sub> deve estar em um intervalo de ± 2 desvios-padrão em relação aos valores médios anteriores obtidos. |

Fonte: ZAGATTO E BERTOLETTI (2008); NBR 12713 (2004).

#### 4.2.1. Alimentação de *Daphnia magna*

A alga *Pseudokirchneriella subcaptata*, que serviu de alimento para *Daphnia magna* durante todo este trabalho, foi cultivada no Laboratório de Saneamento - Labosan, do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará (UFC).

A metodologia para cultivo da alga *P. subcaptata* e preparação do meio de cultivo LC oligo (Anexo B) está descrito conforme a NBR 12648 / 2005 (Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com algas (*Chlorophyceae*)). As algas foram inicialmente estocadas, em tubos de ensaio com meio de cultivo sólido, sob temperatura entre 4°C a 10°C por um período máximo de 6 meses. O meio de cultivo da cultura estoque utilizado era na proporção de 30g de ágar-ágar por litro de meio de cultivo LC oligo.

A partir desta cultura estoque, as algas foram repicadas do meio sólido para o meio LC oligo líquido e mantidas em erlenmeyer para serem utilizadas como alimento das *Daphnias*. Este processo de repicar periodicamente de uma cultura estoque para o meio LC oligo líquido diminuiu os riscos de contaminação e/ou perda da condição axênica da cultura. As algas foram repicadas do meio estoque para o meio líquido, uma vez por mês. A inoculação da alga *P. subcaptata* do meio de cultivo estoque para o meio de cultivo líquido foi realizada sob chama do bico de gás.

As culturas mantidas em erlenmeyer (Figura 11) eram diariamente repicadas para um meio líquido LC oligo limpo. O repique era feito numa proporção de 4 mL de suspensão algácea para 100 mL de meio de cultivo líquido limpo. Dessa maneira, foi possível garantir a qualidade das culturas de alga e quantidade de alimento suficiente para as *Daphnias*.

As culturas foram mantidas em erlenmeyer de 250 mL, onde o volume de líquido no recipiente não ultrapassava os  $\frac{3}{4}$  do seu volume. Após inoculação para o meio LC oligo líquido, as culturas permaneceram a 20°C a 30°C sob iluminação constante até o sétimo dia de crescimento e duas vezes ao dia era feita a agitação manual para homogeneização da suspensão algácea. A Figura 11 mostra a cultura da alga *P. subcaptata* sob iluminação constante.



Figura 11 - Cultura da alga *Pseudokirchneriella subcapitata* em meio LC. Oligo LABOSAN - UFC, 2010.

Ao atingir o crescimento exponencial, as algas eram utilizadas para alimentação das *Daphnias*. A fabricação do alimento consistia na centrifugação da suspensão algácea, sendo utilizada centrífuga da marca FANEM Centrífuga tecnal Excelsa® II em rotação de 1600 RPM durante 12 minutos. Após tal procedimento, o líquido sobrenadante (meio de cultura da alga) era descartado. O precipitado (biomassa) adquirido foi diluído em meio de cultivo *Daphnia magna* evitando a possível interferência de nutrientes e compostos, presentes no meio de cultura da alga, que poderiam ser tóxicos as *Daphnias*. Foi feita a leitura em espectrofotômetro e, assim, determinava-se a quantidade de células de algas por unidade de volume. Os lotes de *Daphnias* eram alimentados com uma quantidade fixa diária de alimento. O preparo do alimento foi realizado semanalmente, sendo mantido sob refrigeração para posterior utilização na alimentação.

#### 4.2.2. Controle da sensibilidade de *Daphnia magna*

Por serem utilizados em testes ecotoxicológicos os organismos teste devem ter uma determinada faixa de sensibilidade constante ao longo do tempo. Para determinar a sensibilidade de *Daphnia magna* utilizou-se o dicromato de potássio como substância de referência. As condições laboratoriais influenciam diretamente no ciclo de vida destes organismos, podendo aumentar ou diminuir a sensibilidade dos organismos teste. Visando determinar se as condições laboratoriais estavam

influenciando na sensibilidade dos organismos teste, foram realizados testes de toxicidade com dicromato de potássio, utilizando as *Daphnias* cultivadas no Laboratório de Saneamento - Labosan, do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará (UFC).

Foram realizados ensaios de sensibilidade uma vez por mês, conforme metodologia descrita na NBR 12713 / 2004. A substância de referência, dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ), era diluída nas concentrações de 0,0; 0,125; 0,25; 0,5; 0,8 e 1,0 mg/L. As diluições foram preparadas a partir da adição de volumes conhecidos de uma solução-estoque de dicromato de potássio de 10 mg/L. Os ensaios foram realizados nas mesmas condições dos testes definitivos, em triplicada, com um total de no mínimo 21 organismos por concentração testada, mantidos em câmaras de germinação escura e a leitura dos ensaios realizada em 48 horas.

Para a elaboração da carta controle de sensibilidade, calcularam-se dois desvios-padrão ( $2\sigma$ ), superior e inferior à média obtida. Estes valores foram grafados na carta-controle através de linhas perpendiculares ao eixo que apresentava os resultados dos ensaios de toxicidade.

#### 4.2.3. Teste de toxicidade aguda com *Daphnia magna*.

O teste de toxicidade aguda retrata o efeito deletério causado pela amostra na mobilidade dos organismos-teste, em um período de 48 h de exposição. Foram selecionados como organismos-testes microcrustáceos oriundos da 3<sup>o</sup> a 6<sup>o</sup> postura. Este período foi determinado, pois a partir da 6<sup>o</sup> ninhada observou-se uma maior incidência de contaminação devido a excessivas manipulações, observou-se também, após este período, uma diminuição da reprodutibilidade tornando o cultivo economicamente inviável devido ao consumo de meios de cultivo e reagentes em geral.

Os organismos utilizados no teste agudo tinham entre 2 h e 26 h de vida. Segundo a NBR 12713 / 2004 os indivíduos jovens devem ser obtidos a partir de fêmeas com idade entre 10 e 60 dias. Sendo que, os jovens utilizados neste trabalho, foram utilizados de fêmeas em 3<sup>o</sup> a 6<sup>o</sup> postura por motivos de viabilidade financeira como explicitado anteriormente.

Inicialmente foi feito um teste preliminar com seis diluições da amostra e um controle (água de diluição sem a presença da amostra), conforme Figura 12, para estabelecer um intervalo de concentração a ser utilizado no ensaio definitivo. Para este ensaio foi utilizado cinco organismos-teste por recipiente teste em um tempo de exposição de 48 h.

O ensaio preliminar ocorreu nas mesmas condições do cultivo, entretanto, sem alimentação. Ao final do ensaio preliminar, foi determinada a menor concentração que causa imobilidade para um maior número de organismos e a maior concentração na qual não se observava imobilidade.

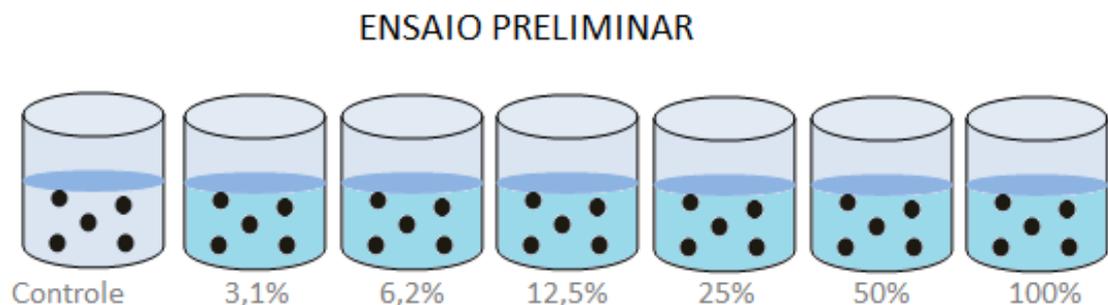


Figura 12 - teste preliminar de toxicidade utilizando *Daphnia magna*.

A partir do intervalo de concentrações conhecida no teste preliminar, prepararam-se diluições da solução-teste que foram as concentrações utilizadas no teste definitivo. Para este, em cada diluição e controle, foram adicionados 21 neonatos distribuídos em três replicatas. Os ensaios preliminares e definitivos foram realizados em câmara de germinação com temperatura entre 18°C e 22°C por 48 horas com fotoperíodo e sem alimentação. Os recipientes testes eram cobertos com papel filme, conforme Figura 13.



Figura 13 - Teste de toxicidade aguda com *Daphnia magna*. LABOSAN - UFC, 2010.

A partir do número de organismos imóveis observados em cada diluição, calculou-se a  $CE_{50}$  (Concentração real da amostra que causa efeito agudo a 50% dos organismos em 48h no tempo de exposição, nas condições de ensaio) após o período de exposição de 48h. O valor de  $CE_{50}$  foi calculado por meio do programa estatístico *Trimmed Sperman-Karber*.

#### 4.2.4. Teste de toxicidade crônica com *Daphnia magna*.

Para os ensaios de toxicidade crônica em *Daphnia magna*, utilizou-se uma metodologia adaptada de Brentano (2006). Foram utilizados organismos jovens de 2 a 26 horas de vida. O ensaio foi realizado com 5 diluições (solução-teste) da amostra acrescido do controle (Figura 14). Em cada recipiente-teste foi adicionado 50 mL de solução-teste e 1 neonato, sendo que todas as diluições foram feitas em 10 replicatas, totalizando 10 organismos para cada diluição.

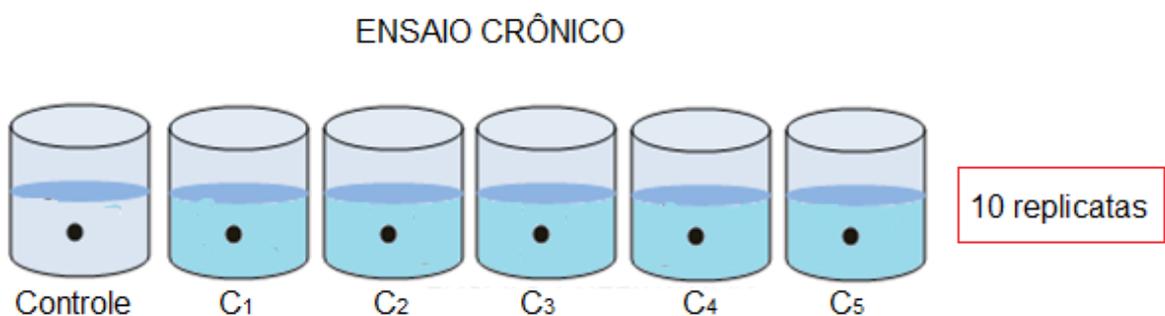


Figura 14 – Diluições utilizadas no teste de toxicidade crônica com *Daphnia magna*.

Os béqueres foram cobertos com papel filme e armazenados em incubadora com temperatura entre 18°C e 22°C e fotoperíodo de 16 horas de luz difusa, como mostra a Figura 15.



Figura 15 - Teste de toxicidade crônica com *Daphnia magna*. LABOSAN – UFC, 2010.

A higienização e renovação da solução teste foram realizadas três vezes por semana. Nos dias de renovação da solução teste, registravam-se os organismos adultos sobreviventes e o número de neonatos gerados. Os organismos jovens gerados foram descartados e apenas os organismos adultos foram recolocados na nova solução-teste.

Foram monitorados os seguintes parâmetros: sobrevivência, crescimento, modificações morfológicas e fecundidade.

### **4.3. Locais de coleta**

Foram coletadas amostras de efluentes de aterro sanitário, hospitalar, industrial real e industrial sintético para verificação o nível de toxicidade dos esgotos e a eficiência de remoção de toxicidade pelos processos de tratamento utilizados.

#### **4.3.1. Efluente de aterro sanitário ou lixiviado**

O efluente de estudo, da presente pesquisa, foi coletado no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste Caucaia – ASMOC, localizado no município de Caucaia

próximo a BR-020. Este aterro recebe o lixo coletado na Região Metropolitana de Fortaleza. O lixiviado produzido no aterro é coletado e encaminhado até um poço de coleta, sendo bombeado para a unidade de tratamento. A unidade constitui-se de 2 lagoas anaeróbias em série e 1 lagoa facultativa. Após o tratamento pelo sistema de lagoas, o lixiviado tratado, o qual foi utilizado nos testes de ecotoxicidade, é descartado no Riacho Garoto.

#### 4.3.1.1. Pós-tratamento pelo Reator Aerado Submerso (RAS)

As amostras de lixiviado coletadas na saída da Lagoa Facultativa do aterro ASMOC foram submetidas a um pós-tratamento aeróbio pelo uso de um Reator Aerado Submerso (RAS). O objetivo era de se avaliar a eficiência dessa tecnologia em relação às características físico-químicas (LIMA, 2010) e ecotoxicológicas (presente dissertação) do lixiviado afluyente e efluente ao RAS.

O RAS (Figura 16), instalado no Laboratório de Saneamento Ambiental (Labosan), foi construído em fibra de vidro com volume útil de 0,019 m<sup>3</sup>, altura total de 850 mm, tubulação de saída do efluente na parte superior, e registros na parte inferior para entrada do efluente, entrada do ar e descarte do lodo. O meio suporte era do tipo poliestireno de alto impacto, produzido a partir de matéria prima reciclada, com dimensões de 20 x 20 mm, modelo MSS- 545, com área 545 (m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>) e 90,7% de índices de vazios.

O RAS foi projetado para uma carga orgânica volumétrica de 1kgDQO/m<sup>3</sup>\*dia com para um Tempo de Detenção Hidráulica de 30,5 horas. A alimentação com o lixiviado se dava pelo uso de uma bomba diafragma da Prominent Brasil Ltda, sendo a aeração realizada por um compressor de ar direto, marca SCHULZ - modelo HOBBY JET (vazão máxima de 20L/min).



Figura 16 – Reator Aerado Submerso – RAS. LABOSAN - UFC, 2010.

Tabela 13- Resumo das principais características do RAS

| <b>Parâmetros</b>             | <b>Reator</b>  |
|-------------------------------|----------------|
| Geometria                     | Anular         |
| Material                      | Fibra de vidro |
| Sentido do fluxo              | Ascendente     |
| Volume útil (m <sup>3</sup> ) | 0,019          |
| Vazão (m <sup>3</sup> /dia)   | 0,015          |
| Diâmetro interno (mm)         | 200            |
| TDH (horas)                   | 30,5           |

#### 4.3.2. Efluente industrial

As amostras de efluente industrial foram coletadas no Sistema Integrado do Distrito Industrial (SIDI). O SIDI era administrado pela Cagece e atualmente está sob administração da Marquise. Ele está localizado no município de Maracanaú, Região Metropolitana de Fortaleza – RMF.

O sistema integrado do distrito industrial (SIDI), em Maracanaú, atende a sete conjuntos habitacionais, com mais de 100.000 residentes (Timbó, Jereissati I, Jereissati II, Novo Maracanaú, Acaracuzinho, Novo Oriente e Industrial) e a mais de oitenta empresas implantadas no Distrito Industrial.

Como mostra a Figura 17 o SIDI é uma estação de tratamento de efluente composta por uma sequência de cinco lagoas em série, sendo uma anaeróbia (LA), uma facultativa (LF) e três de maturação (LM), cobrindo uma área de 82 hectares.

Sua capacidade de tratamento é de 523 litros por segundo de esgotos, estando processando atualmente cerca de 400 L/s (CEARÁ, 2010).



Figura 17 - Sistema de tratamento com lagoas de estabilização do SIDI.

A caracterização ecotoxicológica utilizada nessa pesquisa se deu pela coleta de amostras de esgoto bruto e na saída da última lagoa de maturação antes do descarte no corpo receptor (rio Maranguapinho) e realização de testes de toxicidade aguda e crônica.

#### 4.3.3. Efluente hospitalar

O efluente hospitalar analisado foi coletado no Hospital Geral Dr. Waldemar Alcântara – HGWA, localizado no bairro de Messejana, em Fortaleza. O tratamento do esgoto produzido no hospital se dava por tratamento preliminar (gradeamento manual e desarenação), um reator UASB seguido de um reator aeróbio (Lodos ativados) e desinfecção com uma solução de hipoclorito por meio de uma bomba dosadora (Figura 18).

O volume do reator UASB era de 35 m<sup>3</sup> sendo operado com um tempo de detenção hidráulica (TDH) médio de 5 h. O reator aeróbio (lodos ativados) possuía volume útil de 24 m<sup>3</sup> com TDH médio de 4,5 h. O lodo de excesso do reator aeróbio

era enviado para um poço de lodo, misturado com o esgoto bruto e encaminhado para o UASB para posterior digestão.



Figura 18– Vista da Estação do Hospital Geral Dr. Waldemar Alcântara – HGWA.

A caracterização ecotoxicológica utilizada nessa pesquisa se deu pela coleta do efluente hospitalar bruto (após o tratamento preliminar) e efluente final (após o processo de desinfecção).

#### 4.3.4. Efluente têxtil sintético

Os efluentes têxteis são conhecidos por sua elevada toxicidade. Várias pesquisas visam avaliar o uso de reatores anaeróbios no pré-tratamento de esgotos têxteis, principalmente na remoção de cor e DQO. Entretanto, a remoção anaeróbia de alguns corantes do tipo azo produz aminas aromáticas que são mais tóxicas do que os corantes que as originaram, as quais não são removidas sob condições anaeróbias.

Várias tecnologias de pós-tratamento vêm sendo utilizadas, tanto reatores biológicos aeróbios como os de lodos ativados quanto por processos de oxidação avançados (POA). Entretanto, poucos são os estudos que indiquem se a toxicidade foi efetivamente removida. Assim, buscou-se avaliar o processo de lodos ativados e o POA do tipo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> na redução da toxicidade de efluente têxtil sintético pré-tratado anaerobiamente (Figura 19). Para tanto, selecionou-se o corante Remazol

Black 5 - RB5 (Sigma-Aldrich, 55% de pureza) cuja estrutura molecular é mostrada na Figura 20.

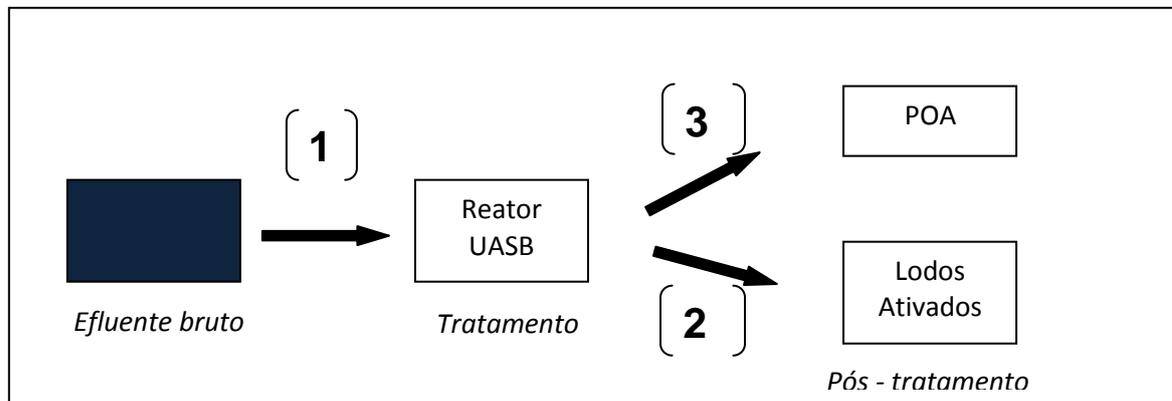


Figura 19 - Esquema de representação das etapas do tratamento do efluente têxtil sintético.

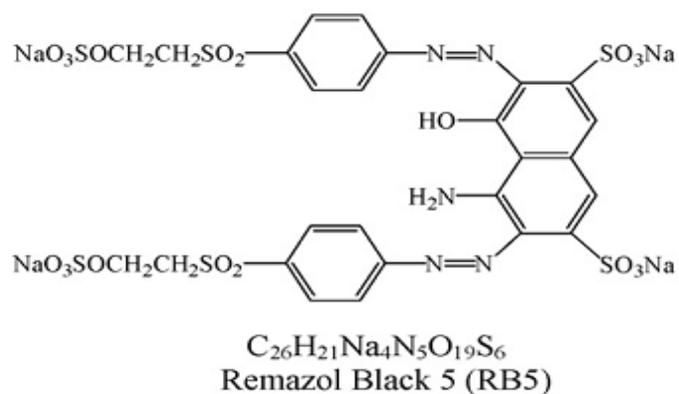


Figura 20 - Estrutura molecular do corante azo Reactive Black 5 (RB5).

O reator anaeróbio utilizado como pré-tratamento de efluente têxtil sintético (Etapa 1) foi do tipo UASB (Figura 21A) confeccionado a partir de tubos e conexões de PVC para esgoto. A alimentação dos reatores foi realizada por meio de bombas dosadoras (*ProMinent*, modelo *Concept Plus CNPA 1000 NPB2 00A01*) de vazão máxima nominal igual a 0,7 L/h, e os experimentos foram conduzidos à temperatura ambiente de aproximadamente 27°C.

Para o pós-tratamento aeróbio foi selecionado um sistema de lodos ativados, operado em batelada, confeccionado em acrílico, com formato cilíndrico de diâmetro interno ( $D = 16 \text{ cm}$ ) e volume total útil de  $3,5 \text{ L}$  (Figura 21B).

Para o pós-tratamento do tipo POA foi selecionado o tipo UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ . O fotoreator foi confeccionado a partir de um tubo de quartzo, sua geometria era anular com volume útil de  $500 \text{ mL}$ . Em torno desse tubo foram uniformemente distribuídas sete lâmpadas germicidas da marca Phillips, com comprimento de onda  $\lambda = 254 \text{ nm}$  e potência de  $15 \text{ W}$  cada (Figura 21C). O fotoreator foi operado em batelada sem recirculação. O experimento consistiu na adição de  $800 \text{ mg/L}$  de  $\text{H}_2\text{O}_2$  com um tempo de reação, no fotoreator, de  $1,0 \text{ h}$ .



Figura 21 – Foto dos reatores utilizados no tratamento do esgoto têxtil sintético.  
A: Reator UASB, B: Lodos ativados operado em batelada seqüencial e C: POA do tipo UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$

Todos os reatores foram instalados no Laboratório de Saneamento (Labosan) do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará. Maiores informações sobre as características operacionais dos reatores utilizados nos experimentos com o esgoto têxtil sintético podem ser obtidas em Silva (2009, dados não publicados).

#### 4.4. Locais de coleta, tipo de amostra e ensaios ecotoxicológicos realizados

As amostras de efluentes industriais (real e sintético), hospitalares e de aterro sanitário, foram coletadas para caracterização físico-química e realização dos testes de ecotoxicidade. A Tabela 14 resume os locais de coleta, tipo de amostra e ensaios ecotoxicológicos realizados.

Tabela 14 – Resumo dos locais de coleta, tipo de amostra e ensaios ecotoxicológicos realizados.

| Local de coleta                                    | Tipo da amostra  | Ensaio ecotoxicológico |
|--|--|------------------------|
| <b>Efluente de aterro sanitário (ASMOC)</b>        | Afluente ao tratamento reator RAS                                  | Teste agudo            |
|  | Efluente ao tratamento reator RAS                                  |                        |
| <b>Efluente industrial (SIDI)</b>                  | Esgoto bruto   | Teste agudo            |
|  | Efluente final   | Teste agudo/ crônico   |
| <b>Efluente hospitalar (HGWA)</b>                  | Esgoto bruto   | Teste agudo            |
|  | Efluente final   |                        |
| <b>Efluente industrial sintético (Corante RB5)</b> | Esgoto bruto   | Teste agudo            |
|  | Efluente ao UASB   |                        |
|  | Efluente ao pós tratamento POA (UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ) |                        |
|  | Efluente ao pós-tratamento Lodos ativados                          |                        |

Para cada amostra foi realizado apenas um teste definitivo de ecotoxicidade. Houve casos em que não foi possível calcular a CE<sub>50</sub> devido à imobilidade de todos os organismos, assim, o teste foi repetido com concentrações mais baixas da

amostra. Nos casos em que houve a necessidade de um novo teste de toxicidade foram feitas novas coletas.

#### **4.5. Armazenamento e preservação das amostras**

A coleta das amostras era realizada por meio de amostragem simples e o armazenamento era realizado em frascos de polietileno de 2 litros, limpos previamente. Os frascos eram devidamente condicionados em isopor com gelo até a chegada ao laboratório de saneamento – LABOSAN, onde eram realizadas as análises.

Para as amostras do efluente industrial, hospitalar e aterro sanitário, as análises de pH e OD foram realizadas *in loco*, enquanto que as demais análises físico-químicas foram realizadas no Labosan – UFC. As amostras em que não foi possível a execução das análises por um período de até 24 horas, foram resfriadas a temperatura inferior a 10°C por um período de no máximo 30 dias. Sendo que, as análises físico-químicas sempre foram realizadas num período de até 48 horas após a coleta.

Tratando-se do efluente dos sistemas RAS, UASB, Lodos ativados e POA do tipo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> como os reatores em questão estavam instalados no Labosan-UFC, todas as análises físico-químicas foram realizadas num período de até 12 horas após a coleta.

As amostras utilizadas para os ensaios ecotoxicológicos, em que não foi possível o início do teste em até 12 horas, foram resfriadas a 10°C sem congelamento até um período de 48 horas. Na impossibilidade da realização dos testes em 48 horas, a amostra foi congelada, após a coleta, e mantida a temperatura inferior a -18° por um período máximo de sete dias. No caso de descongelamento da amostra, o mesmo era feito até temperatura ambiente. Após descongelamento, os testes foram realizados em até 12 horas, não voltando novamente ao congelamento para futuros ensaios.

#### 4.6. Caracterização físico-química das amostras

Foram feitas as seguintes caracterizações físico-químicas das amostras coletadas: pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO), alcalinidade, dureza, turbidez, sólidos suspensos e totais, amônia, nitrato, nitrito, ortofosfato e sólidos, de acordo com a metodologia descrita no *Standard Methods* (APHA, 2005). As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento – LABOSAN. A Tabela 15 apresenta um resumo dos parâmetros físico-químicos analisados e metodologia empregada.

Tabela 15 - Parâmetros, métodos e referências utilizadas para a análise físico-química dos efluentes.

| Parâmetro               | Método analítico                        | Referência                            |
|-------------------------|---|---------------------------------------|
| pH                      | Eletrométrico                           | APHA - 4500- H <sup>+</sup> B         |
| OD                      | Método eletroquímico - Oxímetro digital | -                                     |
| DQO                     | Refluxação fechada - Colorimétrico      | APHA – 5220 D                         |
| Amônia                  | Destilação e Titulometria               | APHA - 4500-NH <sub>3</sub> B e C     |
| Nitrato                 | Salicilato por espectrofotometria       | AFNOR– NFT90-012                      |
| Nitrito                 | Colorimétrico                           | APHA – NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> B |
| Ortofosfato             | Ácido ascórbico                         | APHA – 4500-P E                       |
| Sólidos totais          | Gravimétrica                            | APHA – 2540 B                         |
| Sólidos totais fixos    | Gravimétrica                            | APHA – 2540 B                         |
| Sólidos totais voláteis | Gravimétrica                            | APHA – 2540 B                         |

#### 4.7. Análise estatística

Para obtenção do resultado dos ensaios de toxicidade aguda foi realizado inicialmente a contagem do número de organismos imóveis em cada diluição, após um período de 48 horas. A partir destes dados o valor de CE<sub>50</sub> foi calculado por meio do programa estatístico *Trimmed Sperman-Karber* que fornece o resultado com intervalo de 95% de confiança. Os resultados foram expressos, também, em Unidade Tóxica (UT), que corresponde ao valor de 100 dividido pelo CE<sub>50</sub>.

Os dados de  $CE_{50}$  para teste agudo foram classificados conforme a tabela 16.

Tabela 16- Classificação da ecotoxicidade da amostra a partir do valor de  $CE_{50}$ .

| <b>CE50 (% da amostra original)</b> | <b>Classificação da amostra IBAMA (1987)</b> |
|-------------------------------------|--|
| 25                                  | Muito tóxica                                 |
| 25 - 50                             | Tóxica                                       |
| 51 - 75                             | Moderadamente tóxica                         |
| 75                                  | Levemente tóxica                             |

Para os ensaios de toxicidade crônica os resultados foram expressos em Concentração de Efeito não Observado (CENO) que corresponde à maior concentração do teste em que não se observa efeito adverso estatisticamente significativo ao organismo-teste e Concentração de Efeito Observado (CEO) que corresponde à menor concentração do teste em que se observa efeito adverso estatisticamente significativo ao organismo-teste. Para verificar a equivalência estatística entre cada diluição e o controle, realizou-se análise estatística com Teste - "t" para duas amostras dependentes presumindo variâncias equivalentes (*MS-Excel*), com um nível de significância de 5%.

## 5. RESULTADOS

Em um primeiro momento as *Daphnias* foram submetidas à avaliação de sensibilidade utilizando dicromato de potássio como substância de referência. Estes ensaios permitiram verificar a qualidade do cultivo e saúde dos organismos e garantia da confiabilidade dos testes. Foram realizados ensaio de toxicidade aguda com efluente de aterro sanitário, hospitalar, industrial real e sintético para verificação do nível de toxicidade em que esses esgotos se encontravam, além da avaliação da eficiência de remoção de toxidade dos sistemas de tratamento em que estes esgotos são submetidos. Para tanto, foram selecionadas algumas ETEs a citar: Industrial Real (Sistema Integrado do Distrito Industrial – SIDI), Industrial Sintético (Reator anaeróbio seguido dos pós-tratamentos em Reator em Batelada Seqüencial – RBS e Processo de Oxidação Avançado – POA do tipo  $H_2O_2/UV$ , tratando um efluente contendo o corante azo Reactive Black 5 - RB5), Hospitalar (Hospital Geral Waldemar de Alcântara – HGWA) e Aterro Sanitário (Lixiviado coletado na saída do sistema de lagoas de estabilização do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia – ASMOC e submetido a um pós-tratamento por meio de um Reator Aerado Submerso – RAS).

### 5.1. Ensaio de sensibilidade

Periodicamente os organismos-teste eram submetidos a ensaios de sensibilidade. Ao final dos ensaios de sensibilidade, foi elaborada a carta-controle conforme a norma NBR 12713/2004. Segundo Brentano (2004) a ISO 6341/96 recomenda a realização de ensaios de sensibilidade com duração de 24 horas. Entretanto, neste presente trabalho, os ensaios de sensibilidade tiveram duração de 48 horas, já que os mesmos devem ser realizados nas mesmas condições e período de duração do teste agudo definitivo (NBR 12713/2004).

Foram calculados o valor-médio ( $\bar{x}$ ), desvio-padrão ( $\delta$ ) e coeficiente de variação (CV). São calculados posteriormente, dois valores de desvio padrão ( $2\delta$ ), superior e inferior a média obtida. Estes valores foram grafados na carta-controle

através de linhas perpendiculares ao eixo que apresenta dos valores de  $CE_{50}$  dos ensaios de toxicidade.

Segundo a NBR 12713/2004 os ensaios que apresentarem valores que ultrapassem os limites de controle ( $\pm 2\delta$ ) ao longo do tempo, não devem ser utilizados na carta-controle. Durante esta pesquisa os valores obtidos em teste de sensibilidade sempre obedeceram às recomendações de elaboração da carta controle.

Conforme se pode observar na Figura 22, os resultados de  $CE_{50}$  para os ensaios de sensibilidade realizados estão dentro dos limites superior (LS) e inferior (LI) da carta controle (linhas azuis), indicando que o cultivo foi realizado de maneira adequada e que os testes de toxicidade poderiam ser realizados e validados. Nesta carta controle foram inseridos todos os ensaios de sensibilidade realizados durante esta pesquisa.

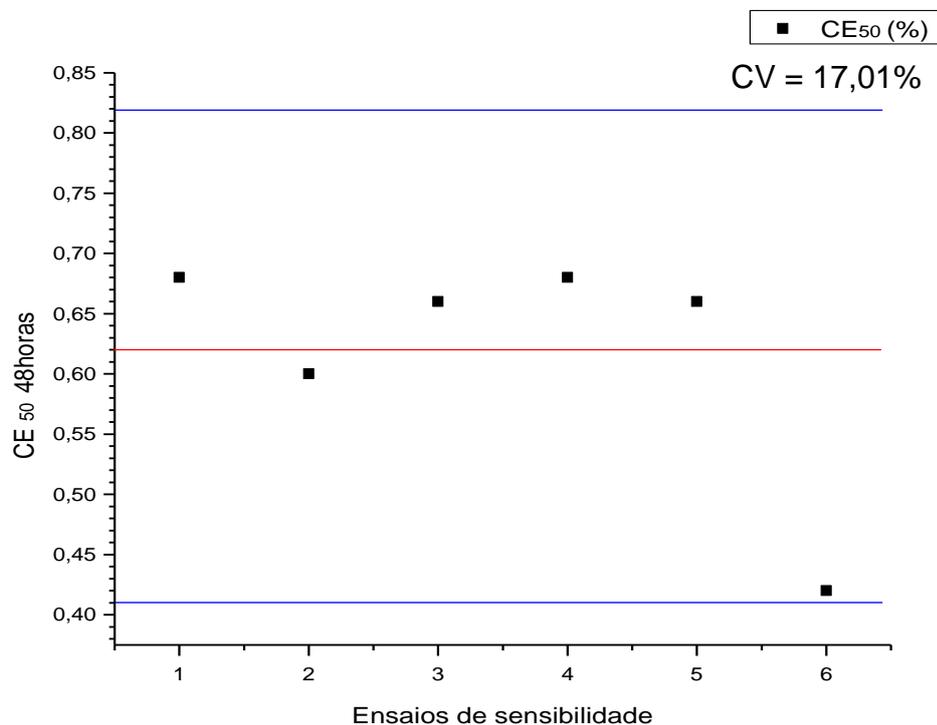


Figura 22- Carta-controle de sensibilidade mostrando valores de  $CE_{50}$ (48hs) de *Daphnia magna* exposta a dicromato de potássio.

## 5.2. Efluente de aterro sanitário

### 5.2.1. Caracterização físico-química

As amostras de lixiviado coletadas no aterro ASMOC eram submetidas ao pós-tratamento pelo reator RAS. Os parâmetros analisados na amostra afluente e efluente ao pós-tratamento pelo RAS encontram-se na Tabela 17.

Tabela 17- Resultado dos parâmetros físicos e químicos das amostras afluente e efluente ao pós-tratamento pelo RAS.

| <b>Parâmetros</b>   | <b>Bruto</b> | <b>Efluente</b> | <b>Limite da Portaria nº 154/02 da SEMACE</b> |
|---------------------|--------------|-----------------|---|
| pH                  | 8,9          | 6,8             | 5 a 9   |
| OD (mg/L)           | -            | 7               | > 3   |
| Alcalinidade (mg/L) | 590,4        | 159             | -   |
| DQO (mg/L)          | 533,99       | 259,2           | 200,0   |
| Amônia (mg/L)       | 35,8         | 2,32            | 5,0   |
| Nitrato (mg/L)      | 4,6          | 132,93          | -   |
| Nitrito (mg/L)      | 8,46         | 0,12            | -   |
| Ortofosfato (mg/L)  | 0,001        | 171,2           | -   |

Os valores mostrados para o esgoto bruto, ou seja, as concentrações atuais de alguns constituintes que estão sendo lançados no corpo receptor, como DQO e amônia, estão acima dos limites fixados na Portaria nº 154/02 da SEMACE.

O pós-tratamento aeróbio no RAS diminui a DQO à metade, mas ainda não atinge os 200,0 mg/L fixado na legislação. Gomes (2008) pesquisou o tratamento de lixiviado de um aterro municipal pelo Reator em Batelada Seqüencial (RBS). Ele encontrou valores bem maiores para o efluente RBS, alcalinidade 964 mg/L e DQO de 539 mg/L.

Verificou-se também que o pós-tratamento aeróbio no RAS fez com que o lixiviado passasse a atender o limite de 5 mg NH<sub>3</sub>/L fixado na portaria. Apesar de elevada capacidade de nitrificação, o nitrato formado ainda estava em elevadas concentrações no efluente, representando assim um risco potencial durante o

descarte desse efluente em um corpo de água, apesar deste não ter um limite fixado na legislação estadual, já que pode afetar a saúde de crianças através da Metaemoglobinemia infantil. O lixiviado afluente e efluente, respectivamente, apresentaram valores de 4,6 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L e 132,93 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, indicando um aumento de aproximadamente 30 vezes.

Para os compostos de Nitrito e Ortofosfato, também não existem limites padrão para lançamento de efluentes na Portaria nº 154/02 da SEMACE, porém podem contribuir para o processo de eutrofização e, no caso do nitrito, de demandar oxigênio do corpo receptor durante a sua conversão aeróbia a nitrato.

O valor de pH da amostra efluente atendeu ao limite estabelecido pela SEMACE.

#### 5.2.2. Toxicidade aguda

Inicialmente foi realizado um teste preliminar de toxicidade aguda para se obter o intervalo de concentração a ser utilizado no teste definitivo. As concentrações determinadas para o teste agudo definitivo foram: 50, 62, 74, 87, 96 e 100% de solução teste.

A partir dos ensaios de toxicidade aguda com amostra afluente e efluente ao RAS, a CE<sub>50</sub> foi calculada e os valores podem ser visualizados na Tabela 18:

Tabela 18 - Valores de CE<sub>50</sub> de ensaios de toxicidade aguda com o organismo *Daphnia magna*, limites de confiança e classificação do nível de toxicidade para o afluente e efluente ao RAS.

| Amostra      | 48 horas             |                     | Classificação quanto ao CE <sub>50</sub><br>(IBAMA, 1987) |
|--------------|----------------------|---------------------|---|
|              | CE <sub>50</sub> (%) | Limite de confiança |   |
| Afluente     | 68                   | 61,74 – 72,49       | Moderadamente tóxico                                      |
| RAS Efluente | 95,04                | 90,53 - 99,44       | Levemente tóxico  |

O lixiviado afluente ao tratamento biológico com o RAS, ou seja, o efluente do sistema de lagoas de estabilização presente no aterro sanitário ASMOC, apresentou CE<sub>50</sub> de 68% (Tabela 18), o qual pode ser classificado como

moderadamente tóxico. Assim, além de alguns parâmetros físico-químicos não estarem atendendo à Portaria nº 154/02 da SEMACE, os resultados ecotoxicológicos confirmaram o potencial poluidor do lixiviado em questão para ser descartado no Riacho Garoto, de baixa capacidade de diluição.

Cabe relacionar à toxicidade do efluente do sistema de lagoas ASMOC a presença de metais pesados, pois estes compostos, devido ao seu efeito biológico, podem apresentar-se como contaminantes biodisponíveis para os organismos do ecossistema aquático. Rocha (2010) menciona que dos metais presentes no lixiviado efluente ao sistema de lagoas ASMOC apenas o chumbo e selênio não atenderam aos limites da Portaria 154/02 da Semace. O selênio apresentou uma concentração dezoito vezes superior e o chumbo apresentou uma concentração de quatro vezes superior ao limite estabelecido na referida legislação.

O pós-tratamento aeróbio realizado no RAS contribuiu bastante na redução da toxicidade, tanto em termos físico-químicos quanto em termos ecotoxicológicos, aumentando o valor de  $CE_{50}$  para 95,04% (Tabela 18).

A diminuição da toxicidade observada no sistema de pós-tratamento por meio do RAS pode estar relacionada à remoção de vários constituintes. Assim, não se pode precisar qual composto, no efluente do sistema de lagoas localizadas no ASMOC, era o principal causador de toxicidade para o organismo teste *D. magna*. Entretanto, vale ressaltar que a concentração de amônia era alta e o pH do lixiviado era bastante elevado (Tabela 17), o que favorece o nitrogênio amoniacal ficar predominantemente na forma de amônia livre  $NH_3$ , a qual é conhecida por ser mais tóxica do que a forma do íon amônio  $NH_4^+$ . Para o efluente ao RAS, tanto a concentração de amônia quanto o pH eram menores (Tabela 16), contribuindo, portanto, para a diminuição da toxicidade do efluente no organismo teste.

Segundo Silva *et al.* (2002) a toxicidade do lixiviado tem sido pouco correlacionada com a concentração de amônia e a DQO, no entanto, a remoção conjunta destes dois parâmetros parece reduzir a toxicidade desse efluente. Na literatura há trabalhos que relacionam a presença de amônia com a toxicidade. Ostrenskya (1995) demonstra em sua pesquisa, através de ensaios de toxicidade aguda, a toxicidade da amônia a várias fases do ciclo de vida do crustáceo *Penaeus paulensis*. Inafuku (2006) observou imobilidade do microcrustáceo *Ceriodaphnia*

*silvestrii*, em 50% dos organismos-teste, quando exposto a concentração de 75 mg/L de amônia. Huddleston *et al.* (2000) realizaram ensaios de toxicidade com amostras de efluente de sistema de Wetlands. Eles observaram que a remoção de 95% de amônia, por este sistema, permitiu o aumento da longevidade de *Ceriodaphnia dubia* em 20%.

Os valores de toxicidade aguda também foram expressos em unidade tóxica U.T. Segundo Bina *et al.* (2005) a fórmula seguinte é utilizada no cálculo da Unidade Tóxica onde,  $UT = 100/CE_{50}$ .

Os resultados dos valores de U.T estão presentes na Tabela 19.

Tabela 19 - Valores de U.T de ensaios de toxicidade aguda com o organismo *Daphnia magna* para amostra afluente e efluente ao RAS e valor da eficiência de remoção de toxicidade.

| Amostra |          | U.T  | Eficiência de remoção de toxicidade |
|---------|----------|------|-------------------------------------|
| RAS     | Afluente | 1,47 | 29%                                 |
|         | Efluente | 1,05 |                                     |

A unidade tóxica vem facilitar a interpretação dos resultados de toxicidade aguda, visto que os resultados de  $CE_{50}$  são inversamente proporcionais aos níveis de toxicidade (quanto menor o valor da  $CE_{50}$ , maior a toxicidade da mesma).

A partir dos valores de U.T foi possível calcular a eficiência de remoção de toxicidade para o pós-tratamento RAS, apresentando 29% de eficiência remoção de toxicidade.

Devido ao potencial poluidor do efluente produzido em aterros sanitários, várias pesquisas vêm surgindo com o interesse de avaliar a capacidade tóxica deste tipo de descarte, bem como tratamentos que removam a toxicidade. Dessa forma, trabalhos apontam para a utilização de ensaios de toxicidade como forma de avaliar a eficiência de tratamentos de lixiviado.

Laiatano & Matias (2006) analisaram a toxicidade de um Lixiviado tratado em um reator UASB onde alcançaram uma redução de 80% de toxicidade para o organismo-teste *D. magna*, o que mostra a importância dos tratamentos biológicos, como alternativa de tratamento de lixiviado.

Rodrigues (2007) avaliou a eficiência de remoção de toxicidade do lixiviado efluente da lagoa facultativa do aterro de Curitiba pelo sistema de lodos ativados. Foram utilizados como bioindicador a alga *Scenedesmus subspicatus* e o microcrustáceo *Daphnia magna*. O sistema de lodos ativados apresentou uma remoção de toxicidade aguda de 94% para ensaios com o microcrustáceo e 87% para ensaios com alga.

Teixeira (2008) analisou a eficiência de um biotratamento anaeróbico de amostras de lixiviado, utilizando testes de toxicidade aguda com *Daphnia magna*, *Artemia sp.* e toxicidade subaguda em *Allium cepa* L, neste última determinando-se a redução do crescimento das raízes ( $RC_{50}$ ), definida como a concentração na qual ocorre 50% de inibição do crescimento das raízes. O resultado do ensaio de toxicidade para *D. magna* foi determinado na forma de fator de diluição, onde apresentou valor de FDd 48 antes e após o biotratamento, apresentando-se acima da legislação ambiental FATMA que estabelece FDd 8. Para o organismo-teste *Artemia sp.*, obteve-se um  $CL_{50}$  de 14,36% para lixiviado bruto e  $CL_{50}$  de 51,93% para lixiviado efluente ao tratamento anaeróbico, demonstrando haver uma diminuição considerável da toxicidade. Já a avaliação da toxicidade subaguda em *Allium cepa* L. indicou um  $RC_{50}$  de 1,17% para o lixiviado bruto e  $RC_{50}$  de 15,23% para o lixiviado efluente ao tratamento anaeróbico, indicando também ter havido remoção da toxicidade.

Mendonça *et al.* (2009) comentam que a utilização de ensaios de toxicidade adicionada aos parâmetros de avaliação do risco de despejos líquidos, apresenta-se como forte contribuição para a gestão ambiental de estações de tratamento.

Visto que o nível de complexidade do lixiviado o torna um efluente de elevado potencial poluidor, ressalta-se a importância de tratamentos que busquem a remoção de compostos tóxicos antes do seu descarte em corpos de água superficiais. Assim, os ensaios de toxicidade apresentam-se como uma ferramenta bastante atrativa para ser utilizada no biomonitoramento da qualidade deste efluente bem como de avaliação da eficiência de tratamentos empregados.

### 5.3. Efluente industrial

#### 5.3.1. Caracterização físico-química

Os valores da caracterização físico-química das amostras de esgoto bruto e efluente tratado coletado no Sistema de tratamento de lagoas, do Sistema Integrado Distrito Industrial de Maracanaú – SIDI estão presentes na Tabela 20.

Tabela 20- Resultado dos parâmetros físicos e químicos de esgoto bruto e tratado no SIDI.

| PARÂMETROS          | BRUTO          | EFLUENTE       | Limite da Portaria nº 154/02 da SEMACE |
|---------------------|----------------|----------------|--|
| pH                  | 8,37 ± 0,09    | 8,55 ± 0,24    | 5 a 9                                  |
| OD (mg/L)           | 2,10 ± 0,3     | 5,85 ± 0,52    | > 3                                    |
| Alcalinidade (mg/L) | 462,38 ± 40,96 | 736,17 ± 64,29 | -                                      |
| DQO (mg/L)          | 680,32 ± 65,34 | 270,26 ± 72,37 | 200,0                                  |
| Amônia (mg/L)       | 30,52 ± 8,37   | 10,4 ± 3,95    | 5,0                                    |
| Nitrato (mg/L)      | 0,72 ± 0,22    | 0,97 ± 0,05    | -                                      |
| Nitrito (mg/L)      | 0,72 ± 0,22    | 0,98 ± 0,05    | -                                      |
| Ortofosfato (mg/L)  | 0,18 ± 0,05    | 0,14 ± 0,04    | -                                      |
| ST (mg/L)           | 848 ± 132,4    | 698 ± 732,75   | -                                      |

O tratamento pelo sistema SIDI não demonstrou grande variação de pH entre a amostra bruta e tratada. Observa-se também que o pH efluente está dentro da faixa de valores definidos na Portaria nº 154/02 da Semace. A alcalinidade da amostra efluente ao sistema SIDI foi superior ao esgoto bruto, o que demonstra a capacidade tampão do sistema. Segundo Moura (2007) deve-se determinar o caráter ácido, básico ou neutro de uma solução, uma vez que os organismos aquáticos estão geralmente adaptados às condições de neutralidade e, em consequência, alterações bruscas do pH de uma água podem acarretar o desaparecimento dos seres vivos nela presentes.

A concentração de amônia afluente e efluente ao SIDI foi de 30,52 e 10,4 mg/L, respectivamente, ou seja, uma remoção de cerca de 65,92% (Tabela 20). Devido à baixa capacidade de nitrificação verificada em lagoas de estabilização, nesse trabalho se confirma pela baixa concentração de nitrito e nitrato,

provavelmente a remoção da amônia foi devido à assimilação pelas algas, além de perda por volatilização da amônia livre  $\text{NH}_3$ , forma de amônia predominante com o pH encontrado (Tabela 20). Observa-se que o nitrogênio amoniacal ainda não atende ao limite de 5 mg/L definido na Portaria nº 154/02 da Semace.

Conforme os dados da tabela 20, observa-se que amostra efluente apresentou DQO média de 270,26 mg/L. Assim, embora o sistema tenha apresentado uma eficiência de remoção de DQO de 60,2% o valor efluente ainda é superior ao fixado na Portaria nº 154/02 da Semace.

O sistema SIDI foi estudado também por Monteiro (2009), a partir da análise da eficiência e confiabilidade de 56 estações de tratamento de esgotos situadas na Região Metropolitana de Fortaleza (RMF). Ele observou que para o sistema SIDI, 99,48% das amostras atenderam ao padrão de 200 mg/L de DQO, considerando um nível de significância de 95%.

Na tabela 21 estão apresentados os valores médios dos parâmetros físico-químicos utilizados para o monitoramento do sistema SIDI. Estes dados foram obtidos junto a Companhia de água e esgoto do Ceará-CAGECE, o monitoramento foi realizado nos meses de janeiro a dezembro de 2009 e janeiro a agosto de 2010. É possível observar o aumento da concentração de DQO, SST e  $\text{N-NH}_3$  no ano de 2010. Para o monitoramento realizado no período de janeiro a agosto de 2010 a concentração de DQO efluente apresentou concentração média de 236,2 mg/L onde este valor é superior ao valor médio encontrado em 2009 que foi de 195,5 mg/L. O sistema SIDI apresentou eficiência equivalente entre os anos de 2009 e 2010, entretanto pode-se observar um aumento da concentração destes compostos no ano de 2010, o que nos leva a concluir que ao passar dos anos há um aumento de carga poluidora recebida por este sistema.

Tabela 21- Monitoramento Físico- químico do efluente SIDI, 2009 e 2010.

|                | pH   | Temp. (oC) | DQO (mg/L) | OD (mg/L) | SST (mg/L) | N-NH <sub>3</sub> (mg/L) | Sulfeto (mg/L) | Col. Total NMP/100mL | <i>E. coli</i> NMP/100 mL |
|----------------|------|------------|------------|-----------|------------|--------------------------|----------------|----------------------|---------------------------|
| 2009           | 8,11 | 32,67      | 195,5      | 3,50      | 67         | 7,22                     | 0,75           | 2,6E+06              | 2,51E+02                  |
| Eficiência (%) | -    | -          | 76,81      | -         | 79,17      | -                        | -              | 99,4316              | 99,9991                   |
| 2010           | 8,09 | 31,50      | 236,2      | 4,34      | 90         | 8,50                     | 0,99           | 1,8E+06              | 2,51E+02                  |
| Eficiência (%) | -    | -          | 76,42      | -         | 74,22      | -                        | -              | 99,7087              | 99,9997                   |

FONTE: Companhia de água e esgoto do Ceará-CAGECE

A Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) realizou o monitoramento dos despejos de algumas indústrias que direcionam seus esgotos ao sistema SIDI. O monitoramento realizado no período de 2009 e 2010 (tabela 22) mostrou que a empresa de indústria de couro (BERMAS) e beneficiamento de papel (COBAP), foram as indústrias, dentre as onze empresas monitorada, que mais contribuíram com aporte de nitrogênio amoniacal, pois apresentaram amostras com concentração acima do limite estabelecido pela Portaria 154/02 da Semace (art.2) para lançamento da rede coletora da CAGECE. Com relação à concentração de sulfato, as indústrias COBAP e OSASUNA, foram às únicas que apresentaram, neste período, amostras com concentrações que ultrapassaram o limite definido. Parâmetros como pH, temperatura e sulfeto são os que apresentaram menor índice de atendimento a legislação. O parâmetro DQO não é apresentado por não ser definido para o lançamento em rede coletora.

Tabela 22- Percentual de dados de amostras coletadas no período de 2009 e 2010 que atendem ao limite padrão estabelecido pela portaria da Semace 154/02 (art. 2).

| Parâmetro<br>(mg/L)<br>Limite Semace | pH     | Temp.  | Sulfeto | Sulfato | Amônia | Ferro<br>Total | Sol.<br>Sediment. | Óleos e<br>Graxas |
|--------------------------------------|--------|--------|---------|---------|--------|----------------|-------------------|-------------------|
|                                      | 10     | 40     | 1       | 1000    | 50     | 15             | 20                | 100               |
| <b>INDÚSTRIAS</b>                    |        |        |         |         |        |                |                   |                   |
| COTEFOR                              | 84,2%  | 57,9%  | 100,0%  | 100,0%  | 100,0% | 100,0%         | 100,0%            | 94,7%             |
| PEMALEX                              | 63,2%  | 5,6%   | 60,0%   | 100,0%  | 100,0% | 100,0%         | 100,0%            | 26,3%             |
| BERMAS                               | 100,0% | 100,0% | 40,0%   | 100,0%  | 66,7%  | 100,0%         | 100,0%            | 100,0%            |
| NORSA                                | 68,4%  | 100,0% | 53,3%   | 100,0%  | 100,0% | 100,0%         | 88,9%             | 100,0%            |
| FREVO                                | 100,0% | 100,0% | 75,0%   | 100,0%  | 100,0% | 92,3%          | 100,0%            | 100,0%            |
| COBAP                                | 100,0% | 73,7%  | 83,3%   | 26,3%   | 94,7%  | 100,0%         | 84,2%             | 100,0%            |
| VICUNHA                              | 47,4%  | 63,2%  | 7,1%    | 100,0%  | 100,0% | 100,0%         | 75,0%             | 100,0%            |
| ESMALTEC                             | 100,0% | 100,0% | 93,3%   | 100,0%  | 100,0% | 100,0%         | 73,3%             | 87,5%             |
| YOSHIDA                              | 100,0% | 100,0% | 77,8%   | 100,0%  | 100,0% | 100,0%         | 100,0%            | 100,0%            |
| OSASUNA                              | 90,9%  | 63,6%  | 16,7%   | 80,0%   | 100,0% | 100,0%         | 100,0%            | 70,0%             |
| JANGADEIRO                           | 77,8%  | 22,2%  | 83,3%   | 100,0%  | 100,0% | 100,0%         | 100,0%            | 100,0%            |

FONTE: Companhia de água e esgoto do Ceará-CAGECE

### 5.3.2. Toxicidade aguda

As concentrações determinadas para o teste agudo definitivo foram: 3,1; 6,2; 12,5; 25; 50 e 100% de solução teste.

A partir dos ensaios de toxicidade aguda com amostra afluente e efluente ao SIDI, a  $CE_{50}$  foi calculada e os valores podem ser visualizados na Tabela 23:

Tabela 23 - Valores de  $CE_{50}$  de ensaios de toxicidade aguda com o organismo *Daphnia magna*, limites de confiança e classificação do nível de toxicidade para esgoto bruto e efluente ao sistema de lagoas SIDI.

| Amostra | 48 horas      |                     | Classificação quanto ao $CE_{50}$ (IBAMA, 1987) |                      |
|---------|---------------|---------------------|---|----------------------|
|         | $CE_{50}$ (%) | Limite de confiança |   |                      |
| SIDI    | Bruto         | 18,05               | 13,17 – 24,73                                   | Muito tóxico         |
|         | Efluente      | 61,90               | 54,34 – 72,54                                   | Moderadamente tóxico |

Os resultados apresentados na Tabela 23 mostram que o esgoto bruto apresentou um  $CE_{50}$  de 18,05%. Segundo a classificação descrita pelo IBAMA (1987) este esgoto apresenta-se como muito tóxico. Tal natureza tóxica é devido ao fato de o SIDI receber esgotos industriais de várias indústrias, entre as quais indústrias de papel, refrigerante, eletrodomésticos, tecidos, latas, couro, tinturaria, entre outras, que são conhecidas pelo seu caráter poluidor.

O efluente tratado do sistema de lagoas SIDI forneceu um  $CE_{50}$  de 61,90%, ou seja, o sistema de lagoas de estabilização foi capaz de diminuir a toxicidade do esgoto para a classificação “moderadamente tóxico”. Entretanto, o estudo aponta que o esgoto tratado no SIDI, com estas características físico-químicas e de toxicidade mostradas nas Tabelas 20 e 23, associadas à elevada vazão de esgotos tratados, representam um sistema com uma carga poluidora que merece ser investigada no corpo receptor (Rio Maranguapinho).

Rio Maranguapinho é um dos principais afluentes do Rio Ceará. Trabalhos apontam que os contaminantes lançados pelo SIDI representam uma importante fonte secundária de poluição do rio Ceará. Nilin *et al.* (2007) realizaram ensaios de toxicidade embrio-larval do ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*, com amostras de água do rio Ceará. Os resultados dos ensaios ecotoxicológicos demonstraram toxicidade consistente para amostra de água do rio Ceará em região próxima ao seu afluente o rio Maranguapinho. O autor relaciona a toxicidade do efluente SIDI a presença de altas concentrações de fenóis, substâncias sulfito, óleos, graxas e

resíduos contendo metais como cádmio, chumbo, cobre, cromo, mercúrio, zinco, ferro, níquel e manganês.

A empresa de eletrodoméstico (ESMALTEC), indústria de couro (BERMAS) e indústria de câmara de pintura automotiva (YOSHIDA) utilizam de metais nos seus processos de produção bem como, liberação destes compostos nos processos de lavagem de materiais. Vale ressaltar a possibilidade de não remoção destes metais pelo sistema de lagoas SIDI.

A indústria Vicunha, localizada em Maracanaú, encaminha os seus esgotos da fabricação do jeans índigo blue para o SIDI, juntamente com as indústrias têxteis COTEFOR, FILATI e JANGADEIRO no qual despejam corantes e compostos tóxicos.

Devido ao grande número de substâncias químicas existentes num efluente industrial é praticamente impossível determinar com exatidão qual composto químico é responsável pela ação tóxica aos organismos aquáticos. Os compostos químicos, presentes em esgotos industriais, atuam de diferentes maneiras sobre os organismos vivos, algumas substâncias podem apresentar efeitos tóxicos mesmo quando em concentrações inferiores aos limites de detecção analítica.

Os valores de toxicidade aguda também foram expressos em unidade tóxica U.T. Os resultados dos valores de U.T estão presentes na Tabela 24.

Tabela 24 - Valores de U.T de ensaios de toxicidade aguda com o organismo *Daphnia magna*, para amostra de esgoto bruto e efluente ao sistema de lagoas SIDI e eficiência de remoção de toxicidade.

| Amostra |          | U.T  | Eficiência de remoção de toxicidade |
|---------|----------|------|-------------------------------------|
| SIDI    | Bruto    | 5,54 | 70,76%                              |
|         | Efluente | 1,62 |                                     |

Os resultados de toxicidade do efluente SIDI foram expressos, também, em U.T (Tabela 24), onde demonstra que o esgoto bruto possui U.T 5,54 e efluente ao sistema de lagoas SIDI apresentou U.T 1,62.

O sistema de lagoas SIDI apresentou uma eficiência de 70,76% na remoção de toxicidade. Entretanto, o efluente tratado ainda possui toxicidade moderada. A

partir dos resultados físico-químicos e ecotoxicológicos é possível esclarecer que o sistema SIDI, por receber despejos de diversas indústrias, e algumas destas empresas como já foi citado anteriormente não estarem destinando seu esgoto seguindo o devido enquadramento permitido na legislação, o sistema pode estar atuando acima da sua capacidade e não realizando o tratamento de forma efetiva.

O uso de ensaios de toxicidade aguda como parâmetro de avaliação da eficiência de tratamento de esgoto industrial vem se mostrando como uma análise rápida, econômica e objetiva. No trabalho de Villegas-Navarro (1997) foi analisada a toxicidade em *Daphnia magna* de 10 efluentes industriais, localizados no México. Das 10 indústrias analisadas 5 empresas apresentaram toxicidade nos efluentes tratados enquanto que as demais indústrias não apresentaram toxicidade em seus efluentes. O autor apresentou os resultados de toxicidade na forma de CL<sub>50</sub> (concentração média letal). Foi observado CL<sub>50</sub> de 0,2% para indústria têxtil, 51% para indústrias de produtos de higiene e 70,8% para empresa de material escolar, sendo que empresas de refrigerantes e máquinas pesadas não apresentaram toxicidade. O autor ressalta a importância da avaliação ecotoxicológica de efluentes industriais e bioensaios de toxicidade com *Daphnia magna*.

Romanelli (2004) fez um estudo da aplicação da radiação ionizante por feixe de elétrons na degradação de compostos largamente utilizados na indústria, surfactantes dodecilsulfato de sódio (DSS) e dododecil p- benzenosulfonato de sódio (LAS). Ele utilizou ensaios de toxicidade aguda com o microcrustáceo *Daphnia similis* e a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*. A radiação ionizante mostrou-se altamente eficiente na degradação e também na redução da toxicidade do DSS e do LAS. As reduções de toxicidade aguda obtidas foram de 72,49% a 90,98% para o DSS, 18,22% a 78,98% para o LAS ácido e 82,66% a 94,25% para o LAS sódico.

### 5.3.3. Toxicidade crônica

Foram realizados ensaios de toxicidade crônica com o efluente do SIDI, sendo selecionadas como diluição-teste as concentrações: 0,5%, 1%, 1,5%, 2% e 2,5%. Levando-se em consideração que o sistema SIDI recebe esgoto industrial e que este tipo de esgoto é conhecido por composição não definida e presença de

compostos carcinogênicos, resolveu-se realizar os ensaios crônicos com baixas concentrações do efluente.

Nos ensaios foram observados parâmetros como longevidade, fecundidade e modificações morfológicas. O teste foi acompanhado de um controle, que foi realizado nas mesmas condições do teste com o efluente SIDI, sendo que não havia a presença da amostra.

De acordo com a Tabela 25 pode-se observar para as concentrações 1,5; 2,0 e 2,5% que a primeira postura das *Daphnias* ocorreu três dias antes da verificada no controle. O resultado mostra que as *Daphnias* expostas ao controle estão dentro do período esperado para o ciclo de vida de *Daphnia magna*. Knie e Lopes (2004) mencionam que as *Daphnias* têm o amadurecimento sexual a partir do 7º dia de vida.

Tabela 25 - Período do teste em que se observou a primeira postura.

| <b>Solução-teste (%)</b> | <b>Primeira postura</b> |
|--------------------------|-------------------------|
| Controle                 | 10º dia                 |
| 0,5                      | 8º dia                  |
| 1                        | 9º dia                  |
| 1,5                      | 7º dia                  |
| 2                        | 7º dia                  |
| 2,5                      | 7º dia                  |

#### 5.3.4. Longevidade

Longevidade é o tempo de vida de um organismo sob determinado conjunto de condições de desenvolvimento (Fonseca, 1991). Nos experimentos, este parâmetro foi obtido pelo acompanhamento da sobrevivência dos organismos até o final do teste, expressando o parâmetro em número de *Daphnias* sobreviventes após 21 dias.

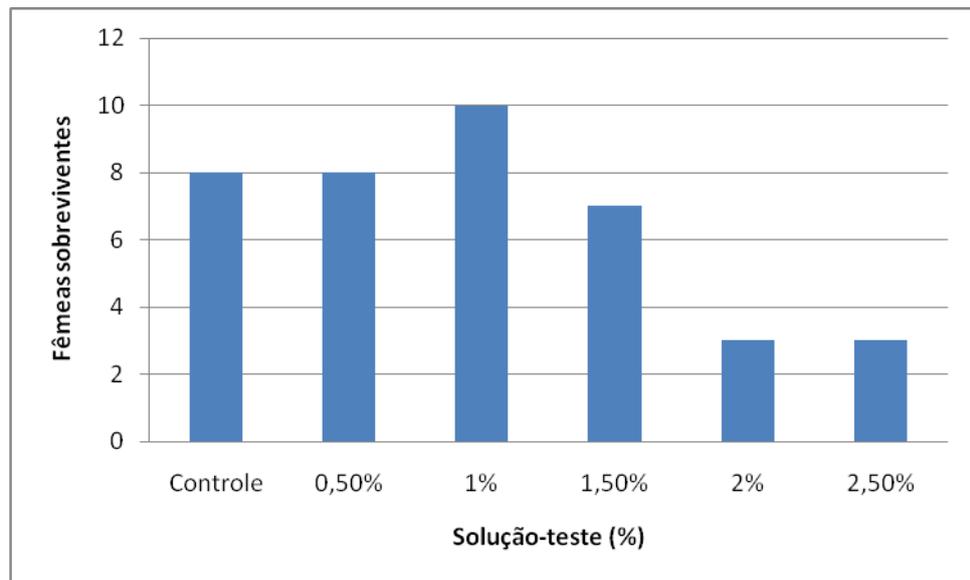


Figura 23 - Número de *Daphnias* adultas sobreviventes ao final dos 21 dias de teste crônico.

De acordo com a Figura 23 a amostra controle apresentou uma porcentagem de 80% de sobrevivência, duas *Daphnias* apareceram mortas no penúltimo dia de teste, sendo que para os cálculos de fecundidade foi desconsiderado este número de mortes do controle. No ensaio crônico a amostra referente à concentração 0,5% apresentou duas mortes antes mesmo do 18º dia de teste e não houve presença de macho. A concentração de 1% apresentou 100% de sobrevivência pelas fêmeas adultas. A concentração de 1,5% apresentou duas mortes antes do 18º dia e o surgimento de um macho. A concentração de 2% e 2,5% foram as amostras em que se observou um maior número de mortes apresentando uma mortalidade de 7 fêmeas adultas.

A concentração 1,5% foi à única concentração em que se observou o surgimento de macho.

Como alternativa de selecionar um intervalo de concentrações não letais para o teste crônico, fez-se necessário a realização de um teste agudo como teste preliminar ao teste crônico.

### 5.3.5. Fecundidade

Segundo Brentano (2006) para a validação do teste crônico, passados os 21 dias do teste, deve-se haver 80% de sobrevivência das fêmeas adultas e deve-se também, ter uma média de 20 neonatos. O autor ressalta que no cálculo da média de neonatos por fêmea, deve-se levar em consideração que num período de 21 dias as fêmeas produzem quatro posturas. Assim, o parâmetro fecundidade avalia o número de neonatos gerados pelas fêmeas em cada ninhada durante os 21 dias. Calcula-se a média de neonatos gerados em cada ninhada a partir da seguinte equação:

$$\text{média} = \frac{\text{n}^{\circ} \text{ total de nenonatosx}}{\text{n}^{\circ} \text{ adultas x n}^{\circ} \text{ de posturas}}$$

No caso de morte de fêmeas adultas antes do 18<sup>o</sup> dia, são excluídos dos cálculos o número de fêmeas e seus neonatos gerados. Para Brentano (2006) esta subtração só é feita quando a fêmea morre antes do 18<sup>o</sup> dia de teste, pois, após este período, a reprodução é muito flutuante e a ausência de filhotes neste período não irá interferir nos dados levantados.

Quando houve presença de macho este dado, também, não entrou nos cálculos.

No controle, a morte das duas fêmeas adultas ocorreu no 20<sup>o</sup> dia de teste, sendo que este dado não entrou nos cálculos de fecundidade.

Para o número de postura foi considerado o valor 4. Terra e Feiden (2003 *apud* Brentano 2006) descreve que o número médio de filhotes por fêmea em cada ninhada deverá ser  $\geq 20$ .

A Figura 24 apresenta as médias de neonatos gerados por fêmea adulta em cada ninhada durante os 21 dias de teste.

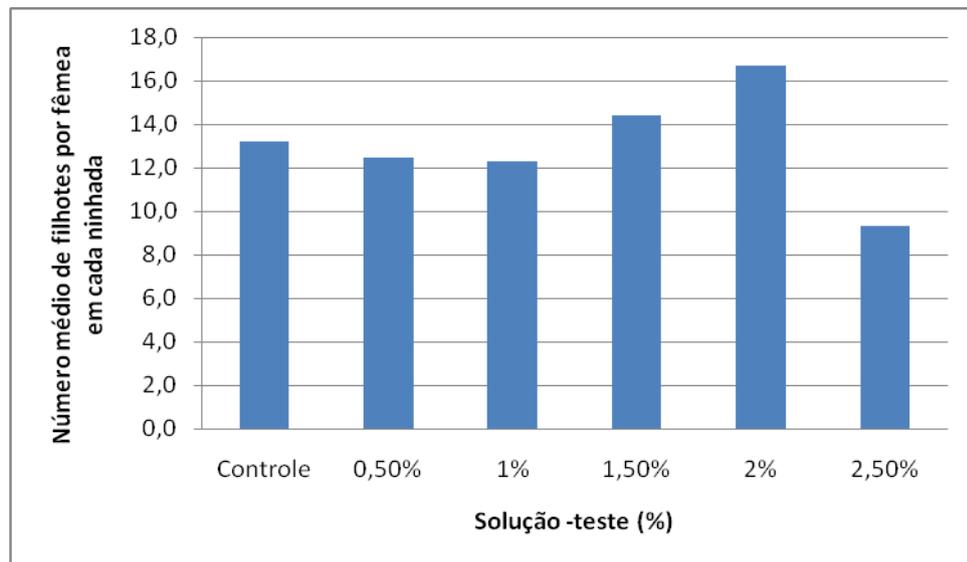


Figura 24 - Número médio de filhotes gerados por fêmea em cada ninhada, no controle e nas concentrações da amostra SIDI, após 21 dias de teste.

A média encontrada no controle foi de 13,2 de neonatos por fêmea em cada ninhada. De acordo com o critério de determinação da média de filhotes mencionado, o ensaio crônico apresentado neste trabalho não pode ser validado, uma vez que a média obtida no controle é inferior a 20 filhotes por fêmea. A alga utilizada como alimento das *Daphnias* no trabalho de Brentano (2006) é a alga verde *Scenedesmus subspicatus*. Como esta alga não é a mesma utilizada nesta presente pesquisa, pode ter tornado as respostas de sensibilidade entre os dados gerados nesta pesquisa e a literatura mencionada, diferentes. Assim, a metodologia utilizada no ensaio de toxicidade crônica com o organismo *Daphnia magna* precisa ser aprimorada, já que foi o primeiro ensaio realizado no Labosan.

Harmel (2004) realizou ensaios crônicos com amostras de água superficial utilizando *Daphnia magna* como bioindicador. Para o cálculo do número médio de filhotes por fêmea ele não levou em consideração o número de ninhadas, como foi observado no trabalho de Terra e Feiden(2003 *apud* Brentano 2006). Ele apenas aplicou a razão entre o número total de filhotes após os 21 dias de teste pelo número total de fêmeas sobreviventes. O autor menciona que não houve morte de fêmeas, visto que o teste foi realizado com a finalidade de observar o impacto na fecundidade das *Daphnias* após exposição à solução-teste. Para o controle ele encontrou uma média de 67,7 neonatos gerados por fêmea.

Aplicando o cálculo de Harmel (2004), para determinar o número de neonatos gerados por fêmea, ou seja, não levando em consideração o número de ninhada tem-se um valor médio de 52,8 neonatos (Tabela 26) gerados por fêmea após os 21 dias de teste. O número de neonatos gerados por fêmea no controle é 22% menor do que o número de neonatos encontrados no controle do trabalho acima citado.

Os valores de número total de neonatos e as médias do número de neonatos por fêmea, para o ensaio crônico de toxicidade com o efluente SIDI, estão apresentados na Tabela 26.

Tabela 26 – Número total de filhotes nascidos e a média de neonatos por fêmea no período de 21 dias para cada diluição do efluente SIDI.

| Número total de neonatos       | Controle | Solução-teste % |      |       |      |       |
|--------------------------------|----------|-----------------|------|-------|------|-------|
|                                |          | 0,5 %           | 1 %  | 1,5 % | 2 %  | 2,5 % |
|                                | 528      | 399             | 492  | 403   | 200  | 112   |
| <b><i>Daphia adulta</i></b>    | 10       | 8               | 10   | 7     | 3    | 3     |
| <b>Neonatos/<i>Daphnia</i></b> | 52,8     | 49,9            | 49,2 | 57,6  | 66,7 | 37,3  |
| <b>Desv. Pad.</b>              | 6,8      | 26,9            | 14,9 | 12,2  | 5,86 | 7,5   |

Como mostra à Figura 25 a média de filhotes na concentração 0,5; 1 e 2,5% apresentaram um número médio de filhotes inferior ao controle, esta informação pode nos levar a concluir que a exposição provocou a diminuição na fecundidade das *Daphnias*.

Meyer (2008) analisou o efeito do perclorato de amônio na reprodução das *Daphnias*, e observou que a concentração de 200 mg/L  $\text{NH}_4\text{ClO}_4$  reduz em aproximadamente 40% o número de neonatos gerados em relação ao controle, após exposição de 21 dias, enquanto que a concentração de 180 mg/L  $\text{NH}_4\text{ClO}_4$  apresentou um número de neonatos por fêmea 20% maior em relação a concentração de 200 mg/L.

A concentração de 2% curiosamente apresentou uma média de neonatos por fêmea superior à média de neonatos determinada no controle, entretanto nesta concentração restaram apenas 3 fêmeas adultas ao final do teste. Esta situação foi observada no trabalho de Brentano (2006) em que ocorreu um aumento reprodutivo, para uma determinada amostra, bem como um número expressivo de mortes. Este fenômeno, também é citado por Finkler (2002), que observou num teste crônico com

*Daphnia magna*, um incremento na reprodução e conseqüente redução da longevidade. Segundo os autores citados uma menor longevidade pode ser recompensada por um incremento reprodutivo, como uma estratégia de manutenção da população. A exposição a substâncias tóxicas provocaria um aumento da produção de filhotes para compensar a diminuição populacional provocada pela perturbação ambiental.

#### 5.3.6. Modificações morfológicas

No último dia de teste foram feitas as observações morfológicas das *Daphnias* sobreviventes com o auxílio de um microscópio óptico.

Apenas nas concentrações 2 e 2,5% foi possível observar modificações na morfologia das *Daphnias*. Para os organismos exposto as duas concentrações citadas, foram observadas pequenas rupturas na carapaça (Figura 25 A1) e encurtamento do espinho apical (Figura 25 B2). Nas demais concentrações não foram observadas modificações morfológicas. No trabalho citado por Brentano (2006) devido às concentrações utilizadas serem bem maiores que as concentrações apresentadas neste trabalho, para os organismos analisados o autor descreve casos em que ocorreu o desaparecimento do espinho apical e rupturas na carapaça bem maiores do que as mostradas neste trabalho.

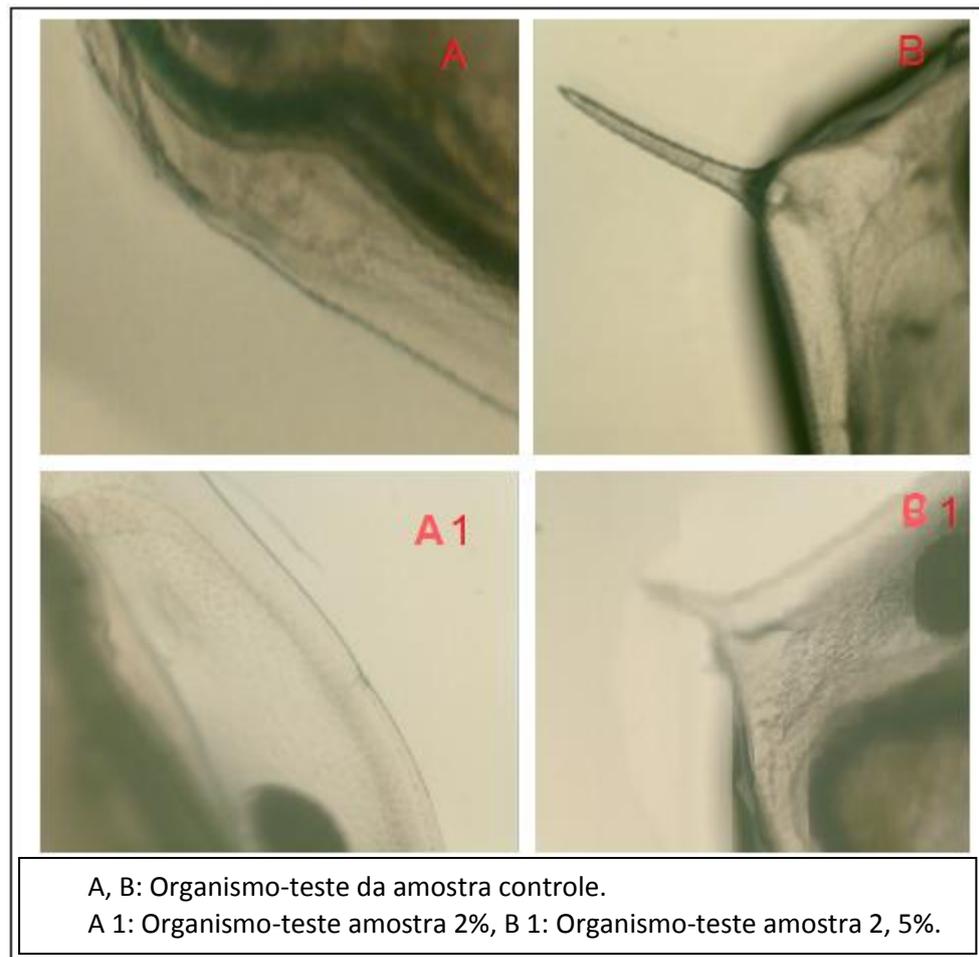


Figura 25 - Foto das modificações morfológicas observada nas *Daphnias* expostas a concentração 2 e 2,5% de efluente do SIDI.

Flaherty (2005) avaliou o efeito de fármacos na morfologia de *Daphnia magna*, a partir deste ensaio com a mistura de 36 µg/L fluoxetina com 10 µg/L de Ácido clofibríco. A exposição aos fármacos provocou anomalias em 19% das *Daphnias*, dentre as anormalidades morfológicas incluiu-se rupturas nas carapaças, má formação das antenas, problemas de mobilidade e morte prematura.

Barbosa *et al.* (2000) realizaram estudo de toxicidade aguda e crônica de Lodos de duas Estações de Tratamento de Água (ETA), que utilizavam cloreto férrico ETA-Paiol-ETA-1, localizada em Araraquara, SP e sulfato de alumínio ETA-SAAE-ETA-2, localizada em São Carlos, SP. O ensaio agudo não demonstrou toxicidade para organismo-teste *Daphnia similis*, entretanto provocou diminuição do número de neonatos gerados em até 50% em relação ao número de neonatos gerados no controle.

### 5.3.7. Análise estatística do teste crônico

O presente estudo buscou correlacionar se há diferença estatística entre o número de neonatos gerados por fêmea em cada concentração-teste e o controle. Para isto, aplicou-se o teste de hipóteses “T” para duas amostras independentes, presumindo variâncias equivalentes (*MS-Excel*).

A concentração de 2,5% foi à única concentração analisada em que se observou um número de neonatos gerados bem inferior ao controle e as demais concentrações analisadas. O efeito deletério à fecundidade das *Daphnia* é confirmado pelo valor- p, para a concentração de 2,5% o valor-p encontrado foi de 0,00603 que por ser inferior a 0,05 demonstra ser estatisticamente diferente ao controle. Dessa forma, foi possível determinar que as amostras de efluente SIDI apresentaram (CENO=2%) e (CEO=2,5%), ou seja, para o efluente SIDI observou-se efeito crônico a partir da concentração de 2,5%.

O estudo da toxicidade de efluentes industriais pode ser complementado pelo estudo da toxicidade dos corpos hídricos que recebem esses descartes. Grosso *et al.* (2008) realizaram ensaios crônicos com amostras do rio Tietê utilizando como organismo-teste o peixe *Danio rerio*. Eles coletaram amostras de água de trechos do rio que ficavam próximos de indústrias, sendo observados tremores pelos peixes, em todas as amostras, reflexo das alterações promovidas por agentes tóxicos no sistema nervoso central, dificuldade respiratória apresentada pelos animais após exposição às amostras-teste, mudanças significativas no metabolismo de carboidratos em tecidos de fígado, cérebro e guelras destes animais. Portanto, estudos de toxicidade comportamental como este do último trabalho, são também, ferramentas úteis para avaliar efeitos de toxicidade de poluentes no sistema aquático.

## 5.4. Efluente hospitalar

### 5.4.1. Caracterização físico-química

Os valores de caracterização físico-química das amostras de esgoto hospitalar bruto e tratado coletado na estação de tratamento do Hospital Geral Dr. Waldemar Alcântara - HGWA são apresentados na Tabela 27.

Tabela 27- Resultado da caracterização físico-química do esgoto hospitalar bruto e tratado.

| Parâmetros                            | Bruto   | Efluente | Limite da portaria nº 154/02 da Semace |
|---------------------------------------|---------|----------|--|
| pH                                    | 6,21    | 7,05     | 5 a 9                                  |
| OD (mg/L)                             | 1,81    | 1,27     | > 3                                    |
| Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> /L) | 47,4    | 85,32    | -                                      |
| DQO (mg/L)                            | 2085,28 | 888,78   | 200,0                                  |
| Amônia (mg/L)                         | 490     | 82,6     | 5,0                                    |
| Nitrato (mg/L)                        | 0,576   | 0,357    | -                                      |
| Nitrito (mg/L)                        | 0,375   | 0,576    | -                                      |
| Ortofosfato (mg/L)                    | 3,40    | 5,52     | -                                      |
| ST (mg/L)                             | 848     | 698      | -                                      |

Observa-se que o pH do sistema estava próximo da neutralidade, valor considerado ideal para os processos biológicos de tratamento de esgotos. Já para o parâmetro alcalinidade observa-se um aumento nas concentrações, comparando-se o afluente e efluente ao sistema biológico de tratamento, o que também é benéfico, pois a alcalinidade combate os ácidos formados durante a degradação da matéria orgânica e evita a diminuição do pH.

Para o parâmetro DQO, foi verificada uma eficiência de remoção de 57,38%, entretanto a DQO efluente ao sistema de tratamento ainda era bastante elevada, com concentrações médias de 888,78 mg/L, valor este bem superior aos 200,0 mg/L estabelecido pela portaria da nº 154/02 da SEMACE.

Foi determinada para este sistema uma eficiência de remoção de amônia de 83%. Entretanto observa-se que o nitrogênio amoniacal na amostra efluente ainda não atende ao limite de 5 mg/L definido na Portaria nº 154/02 da Semace.

Para os compostos de Nitrito e Ortofosfato não existem limites padrão para lançamento de efluentes na Portaria nº 154/02 da SEMACE, porém podem contribuir para o processo de eutrofização.

#### 5.4.2. Toxicidade aguda

As concentrações determinadas para o teste agudo definitivo foram: 5; 10; 20; 40; 50 e 100% de solução teste.

A partir dos ensaios de toxicidade aguda com amostra bruta e efluente a estação de tratamento de esgotos do HGWA, a  $CE_{50}$  foi calculada e os valores podem ser visualizados na Tabela 28:

Tabela 28 - Valores de  $CE_{50}$  de ensaios de toxicidade aguda com o organismo *Daphnia magna*, limites de confiança e classificação do nível de toxicidade para esgoto hospitalar bruto e tratado.

| Amostra | 48 horas      |                     | Classificação quanto ao $CE_{50}$<br>(IBAMA, 1987) |              |
|---------|---------------|---------------------|--|--------------|
|         | $CE_{50}$ (%) | Limite de confiança |  |              |
| HGWA    | Bruto         | 7,27                | 6,62 – 7,98  | Muito tóxico |
|         | Efluente      | 30,83               | 25,32 – 36,47                                      | Tóxico       |

Com relação à amostra hospitalar (Tabela 28), observou-se que o esgoto bruto apresentou  $CE_{50}$  7,27% (muito tóxico) enquanto que o efluente tratado pela seqüência de reator UASB e lodo ativado apresentou  $CE_{50}$  30,83% (tóxico). Através dos ensaios agudos foi possível observar uma alta toxicidade presente no esgoto bruto.

Pode-se relacionar à alta toxicidade a presença de microcontaminantes oriundos de excretas dos pacientes, água de lavagem de materiais contaminados, despejos de limpeza de pisos misturados a soluções desinfetantes, água da

lavanderia, resíduos de procedimentos do centro cirúrgico, ambulatórios e laboratório de análises clínicas, dentre outros.

O efluente tratado apresentou  $CE_{50}$  superior ao encontrado no esgoto bruto, ou seja, uma diminuição de toxicidade devido ao tratamento. Entretanto, tal diminuição de toxicidade ainda não foi efetiva, pois a classificação passou de “muito tóxico” para “tóxico” comparando-se o esgoto bruto e tratado, respectivamente. Tal observação pode estar relacionada ao mau funcionamento do reator de lodos ativados, onde, o esgoto hospitalar além do tratamento preliminar estava sendo, no período da coleta de amostras, tratado apenas pelo reator UASB seguido de desinfecção, o que não era suficiente para a remoção efetiva da toxicidade.

Esgotos hospitalares apresentam em sua composição uma diversidade de fármacos, substâncias antimicrobianas e bactérias resistentes que são lançadas na ETE. Na ineficiência do tratamento empregado, este efluente que representa uma fonte poluidora, pode alcançar os corpos receptores. Antibióticos são compostos de caráter seletivo aos organismos vivos sendo capaz de modificar o ecossistema aquático.

Berto (2009) ressalta que são encontrados em esgotos hospitalares uma concentração média de 2,7 mg/L antibióticos. Ele realizou um ensaio agudo com amostra de esgoto bruto hospitalar e observou que a concentração de 4% já causa efeitos adversos sobre organismos aquáticos.

A partir dos dados da Tabela 27 e 28 é possível compreender a ineficiência do tratamento que está sendo realizado na ETE. Portanto, os ensaios ecotoxicológicos apontaram para o caráter tóxico do efluente em termos agudos, e podemos inferir a toxicidade crônica que tal efluente pode causar no corpo hídrico, já que o mesmo pode conter elevadas concentrações de fármacos, hormônios e outros micro-poluentes. Segundo Gil e Matias (2005) entre os impactos ambientais mais gritantes associados à presença de fármacos em despejos está a genotoxicidade.

Os resultados desta pesquisa quando expressos em U.T (Tabela 29) apresentaram para esgoto bruto e efluente tratado valores de 13,75 e 3,24 respectivamente.

Tabela 29 - Valores de U.T de ensaios de toxicidade aguda com o organismo *Daphnia magna*, para amostra de esgoto hospitalar bruto e tratado e eficiência de remoção de toxicidade.

| Amostra |          | UT    | Eficiência de remoção de toxicidade |
|---------|----------|-------|-------------------------------------|
| HGWA    | Bruto    | 13,75 | 76,44%                              |
|         | Efluente | 3,24  |                                     |

O sistema obteve 76,44% de remoção de toxicidade, mas esta porcentagem de remoção não foi suficiente para obter um efluente final livre de toxicidade ou toxicidade moderada.

O efluente HGWA utilizado nesta pesquisa foi coletado após o processo de desinfecção. Silveira (2004) analisou o efeito tóxico do esgoto hospitalar tratado em filtros biológicos percoladores, seguidos de desinfecção por cloro e ozônio. Ele observou que a toxicidade aguda, verificada em *Daphnia similis*, aumentou após adição de cloro, mas foi reduzida quando houve descloração com tiosulfato de sódio. Com adição de ozônio, houve aumento da toxicidade após aplicação de elevadas dosagens as quais foram necessárias para desinfecção.

Vários trabalhos mostram a utilização de ensaios de toxicidade como parâmetro de avaliação da qualidade de efluentes hospitalares. Villegas-Navarro (1997) analisou, no estado do México, três estações de tratamento de efluente hospitalar. O autor descreve que apenas uma amostra de efluente não apresentou toxicidade e as duas amostras restantes apresentaram  $CL_{50}$  de 0,4 e 33,2%.

Flaherty (2005) analisou a toxicidade de fármacos e concluiu que a mistura de produtos farmacêuticos pode provocar efeitos adversos, como por exemplo, uma mistura de ácido clofibríco e fluoxetina. O autor comprovou em testes crônicos que esta mistura causou aos organismos-teste *D. magna* mortalidade prematura e rupturas na carapaça, enquanto que utilizando os compostos individualmente nas mesmas concentrações da mistura, não foi observado efeito crônico.

Portanto, pesquisas que buscam quantificar a presença destes fármacos em efluentes devem sempre ser acompanhadas da análise ecotoxicológica aguda e crônica, assim como a inclusão dos mesmos na Legislação ambiental do Estado do Ceará.

## 5.5. Efluente têxtil sintético

### 5.5.1. Caracterização físico-química

Os efluentes têxteis são conhecidos por sua elevada toxicidade. Várias pesquisas visam avaliar o uso de reatores anaeróbios no pré-tratamento de esgotos têxteis, principalmente na remoção de cor e DQO. Entretanto, a remoção anaeróbia de alguns corantes do tipo azo produz aminas aromáticas que são mais tóxicas do que os corantes que as originaram, as quais não são removidas sob condições anaeróbias.

Várias tecnologias de pós-tratamento vêm sendo utilizadas, tanto reatores biológicos aeróbios como os de lodos ativados quanto por processos de oxidação avançados (POA). Entretanto, poucos são os estudos que indiquem se a toxicidade foi efetivamente removida. Assim, buscou-se avaliar o processo de Lodos Ativados em Batelada Seqüencial (RBS) e o POA do tipo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> na redução da toxicidade de efluente têxtil sintético pré-tratado anaerobiamente. Para tanto, selecionou-se o corante Remazol Black 5 - RB5 (Sigma-Aldrich, 55% de pureza) na concentração de 200 mg/L como efluente têxtil sintético.

Os valores de caracterização físico-química das amostras de efluente sintético pré-tratadas em reator UASB e submetidas ao pós-tratamento no RBS e POA do tipo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> são mostrados na Tabela 30.

Tabela 30 - Resultado de análise de pH e DQO do esgoto sintético bruto, tratado pelo reator UASB e pós-tratado pelo sistema de Lodos ativados e POA.

| Parâmetros | AMOSTRAS     |            |                |       |
|------------|--------------|------------|----------------|-------|
|            |              | Tratamento | Pós-tratamento |       |
|            | Esgoto bruto | UASB       | Lodos ativados | POA   |
| pH         | 7,9          | 7,9        | 7,9            | 7,0   |
| DQO (mg/L) | 1187         | 587        | 126            | 123,3 |

Para o efluente têxtil sintético foram observados os parâmetros pH e DQO. Em todos os efluentes analisados o pH manteve-se na faixa de 7 a 8.

O tratamento do efluente têxtil sendo realizado apenas pelo reator UASB promoveu uma remoção de 50% de DQO, mas, essa eficiência não enquadra o efluente dentro da Portaria 154/02 da Semace que determina 200 mg/L. Tal fato indica a necessidade de uma etapa de pós-tratamento para adequação do efluente aos padrões de lançamento estipulados na referida legislação.

Para os pós-tratamentos realizados, verificou-se que o processo de Lodos Ativados em Batelada Seqüencial e o Processo de oxidação avançada pela associação do tipo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> mostraram-se eficiente em relação à remoção de DQO, pode se relacionar o fato a mineralização dos subprodutos gerados. A remoção de DQO para o reator anaeróbio seguido de lodos ativados foi de 89,35%. O processo de POA do tipo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> aplicado ao efluente UASB, realizado nesta pesquisa, possibilitou remoção de 78,99% de DQO, após 1 hora de reação. Momenti (2006) realizou o monitoramento de um sistema POA do tipo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no pós-tratamento de um efluente industrial de branqueamento da polpa celulósica, ele encontrou uma remoção de DQO de 35% após o período de irradiação de 1 hora.

### 5.5.2. Toxicidade aguda

As concentrações determinadas para o teste agudo definitivo foram: efluente bruto (3,1; 6,2; 12,5; 25; 50 e 100%), efluente do reator UASB (3,1; 6,2; 12,5; 25; 50 e 100%), efluente do RBS (3,1; 6,2; 12,5; 25; 50 e 100%) e efluente do POA do tipo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (12,5; 25; 50; 75 e 100%) de solução-teste.

Tabela 31 - Valores de CE<sub>50</sub> de ensaios de toxicidade aguda com o organismo *Daphnia magna*, limites de confiança e classificação do nível de toxicidade para esgoto têxtil sintético.

| Amostra                 | 48 horas             |                        | Classificação<br>(IBAMA, 1987) |              |
|-------------------------|----------------------|------------------------|--------------------------------|--------------|
|                         | CE <sub>50</sub> (%) | Limite de<br>confiança |                                |              |
| <b>Bruto</b>            | 23,02                | 19,69 – 26,92          | Muito tóxico                   |              |
| <b>Esgoto sintético</b> | <b>UASB</b>          | 40,34                  | 30,11 – 54,04                  | Tóxico       |
|                         | <b>RBS</b>           | N.A                    | -                              | N. A         |
|                         | <b>POA</b>           | 20,17                  | 17,91 – 22,72                  | Muito tóxico |

N.A.: Não apresentou toxicidade (não houve morte ou imobilidade de neonatos).

De acordo com os dados da Tabela 31 o efluente sintético bruto apresentou  $CE_{50}$  de 23,02%, sendo classificado como efluente muito tóxico. Após o tratamento no reator UASB, o valor de  $CE_{50}$  caiu para 40,34%, ou seja, houve uma diminuição da toxicidade no tratamento anaeróbio.

Monteiro (2009) também utilizou um efluente têxtil sintético e tratado nos mesmos sistemas descritos anteriormente. Entretanto, foi utilizado o corante azo Congo Red (CR) na concentração de 0,6 mM ou 420 mg/L de CR. Não foi possível calcular o  $CE_{50}$  para o esgoto bruto, já que no teste agudo realizado o número de neonatos mortos não possibilitou o cálculo. Entretanto, o efluente do reator UASB apresentou  $CE_{50}$  de 2,12%, sendo tal comportamento atribuído à elevada concentração das aminas aromáticas formadas durante a remoção anaeróbia e os seus conhecidos efeitos tóxicos, muitas vezes superiores ao composto que as originou. Durante a redução do corante azo CR, a amina aromática esperada de ser formada é a benzidina, de elevada toxicidade e de natureza carcinogênica. Assim, os testes de ecotoxicidade responderam bem ao que se esperava em termos de efeito de toxicidade, podendo assim serem considerados para se entender mais sobre os processos de tratamento de esgotos recalcitrantes.

O efluente do reator UASB foi submetido ao pós-tratamento aeróbio no RBS e POA do tipo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. No pós-tratamento pelo RBS ocorreu uma diminuição significativa de toxicidade, ou seja, o efluente não causou morte ou imobilidade dos neonatos, sendo classificado como não tóxico (Tabela 31). Entretanto, o POA do tipo do tipo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> provocou aumento da toxicidade, com o efluente apresentando  $CE_{50}$  de 20,17%, ou seja, 20,17% do efluente ocasionaram morte ou imobilidade de 50% dos organismos-teste, recebendo classificação conforme IBAMA (1987) muito tóxico.

A Tabela 32 apresenta os valores de U.T para os efluentes analisados. Estes valores foram utilizados para calcular a eficiência de remoção de toxicidade em cada tratamento e pós-tratamento.

Tabela 32 - Valores de U.T de ensaios de toxicidade aguda com o organismo *Daphnia magna*, para amostra de esgoto têxtil sintético e eficiência de remoção de toxicidade.

| Amostra          |              | U.T  | Eficiência de remoção de toxicidade |
|------------------|--------------|------|-------------------------------------|
| Esgoto Sintético | <b>Bruto</b> | 4,34 |                                     |
|                  | <b>UASB</b>  | 2,48 | 42,85%                              |
|                  | <b>*RBS</b>  | NT   | 100%                                |
|                  | <b>*POA</b>  | 4,96 | -                                   |

N.T: Não Tóxico

\* Pós-tratamento

A partir dos dados da tabela 32 é possível determinar que o tratamento apenas pelo reator UASB provocou uma diminuição de 42,85% de toxicidade quando comparado ao efluente bruto. O pós-tratamento com o sistema de lodos ativados proporcionou 100% da remoção da toxicidade do RB5. Contrariamente, Monteiro (2009) observou o corante Congo Red (CR) pré-tratado anaerobiamente e encaminhado ao pós-tratamento em sistema de lodos ativados do tipo RBS apresentou  $CE_{50}$  de 6,87%, ou seja, provavelmente não foi possível de haver a mineralização das aminas aromáticas neste tratamento, o que causou elevada toxicidade. Assim, comparando-se o nosso trabalho com o do referido autor, as aminas aromáticas do CR eram mais recalcitrantes do que as aminas geradas na redução do RB5, o que era de certa forma esperado baseado em relatos da literatura, mas que não utilizaram os testes de ecotoxicidade como ferramenta de entendimento dos processos de tratamento de esgotos contendo corantes.

Já o pós-tratamento do RB5 pelo uso de um Processo de Oxidação Avançado (POA) do tipo  $H_2O_2/UV$  provocou o aumento da toxicidade em relação ao efluente UASB, ou seja, a toxicidade duplicou (Tabela 32). Uma das hipóteses era o peróxido residual do processo, sendo encontradas nas amostras uma concentração de  $H_2O_2$  de 36,7 mg/L.

Assim, foi realizada uma investigação ecotoxicológica em *D. magna* para avaliar o efeito da concentração de  $H_2O_2$ . Foram realizados ensaios de toxicidade aguda nas concentrações de 25, 50, 100 e 200 mg/L de  $H_2O_2$ . Em todas as diluições testadas houve morte de 100% dos organismos expostos. Assim, pode-se concluir preliminarmente que um dos motivos do aumento da toxicidade após o tratamento POA do tipo  $H_2O_2/UV$ , foi à presença de peróxido residual.

Monteiro (2009) observou durante o pós-tratamento com o POA do tipo  $H_2O_2/UV$  diminuição da toxicidade do corante Congo Red (CR) pré-tratado anaerobiamente, ou seja, o  $CE_{50}$  obtido com o efluente do reator UASB era de 2,12% e se elevou para 53,77% após o pós-tratamento com o POA. Entretanto, o autor não encontrou presença de  $H_2O_2$  residual na amostra, o que pode ter contribuído para a não observação de um efeito de toxicidade como o que encontramos na nossa investigação.

Portanto, os estudos revelam que muito embora o processo de oxidação avançado (POA) do tipo  $H_2O_2/UV$  tenha uma boa perspectiva de aplicação no tratamento de esgotos recalcitrantes, o peróxido residual tem que ser cuidadosamente monitorado, não só por elevar a DQO do efluente como também por aumentar a toxicidade deste.

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente dissertação buscou avaliar o uso de testes de ecotoxicidade com o organismo-teste *Daphnia magna* no biomonitoramento de efluentes de ETEs industriais (real e sintético), hospitalares e de aterro sanitário localizadas no Estado do Ceará. Para tanto, foram selecionadas algumas ETEs a citar: Industrial Real (Sistema Integrado do Distrito Industrial – SIDI), Industrial Sintético (Reator anaeróbio seguido dos pós-tratamentos em Reator em Batelada Seqüencial – RBS e Processo de Oxidação Avançado – POA do tipo H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, tratando um efluente contendo o corante azo Reactive Black 5 - RB5), Hospitalar (Hospital Geral Waldemar de Alcântara – HGWA) e Aterro Sanitário (Lixiviado coletado na saída do sistema de lagoas de estabilização do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia – ASMOC e submetido a um pós-tratamento por meio de um Reator Aerado Submerso – RAS).

Os testes de toxicidade aguda realizados com o lixiviado indicaram que o efluente ao sistema ASMOC apresentou CE<sub>50</sub> de 68%, o qual podia ser classificado como moderadamente tóxico. Assim, além de alguns parâmetros físico-químicos não estarem atendendo à Portaria nº 154/02 da SEMACE, os resultados ecotoxicológicos confirmaram o potencial poluidor do lixiviado em questão para ser descartado no Riacho Garoto, de baixa capacidade de diluição. O pós-tratamento aeróbio realizado no RAS contribuiu bastante na redução da toxicidade, tanto em termos físico-químicos quanto em termos ecotoxicológicos, aumentando o valor de CE<sub>50</sub> para 95,04%, se configurando como uma boa opção de pós-tratamento.

Os resultados obtidos com o esgoto afluente e efluente ao SIDI revelaram que o esgoto bruto apresentou um CE<sub>50</sub> de 18,05%, sendo classificado como muito tóxico. O efluente tratado do sistema de lagoas SIDI forneceu um CE<sub>50</sub> de 61,90%, ou seja, o sistema de lagoas de estabilização foi capaz de diminuir a toxicidade do esgoto para a classificação “moderadamente tóxico”. Entretanto, o estudo aponta que o esgoto tratado no SIDI, com as características físico-químicas e de toxicidade

encontradas, associadas à elevada vazão de esgotos tratados, representam um sistema com uma carga poluidora que merece ser investigada no corpo receptor.

Em relação ao esgoto hospitalar, observou-se que o esgoto bruto apresentou alta toxicidade e um  $CE_{50}$  de 7,27% (muito tóxico) enquanto que o efluente tratado pela seqüência de reator UASB e lodo ativado apresentou  $CE_{50}$  de 30,83% (tóxico). Portanto, os ensaios ecotoxicológicos apontaram para o caráter tóxico do efluente em termos agudos, e podemos inferir a toxicidade crônica que tal efluente pode causar no corpo hídrico, já que o mesmo pode conter elevadas concentrações de fármacos, hormônios e outros micro-poluentes.

O efluente sintético bruto contendo o corante Reactive Black 5 (RB5) apresentou  $CE_{50}$  de 23,02%, sendo classificado como efluente muito tóxico. Após o tratamento no reator UASB, o valor de  $CE_{50}$  caiu para 40,34%, ou seja, houve uma diminuição da toxicidade no tratamento anaeróbio. No pós-tratamento pelo RBS ocorreu uma diminuição significativa de toxicidade, em que o mesmo pode ser classificado como não tóxico. Entretanto, o POA do tipo do tipo UV/ $H_2O_2$  provocou aumento da toxicidade, com o efluente apresentando  $CE_{50}$  de 20,17%, recebendo classificação de muito tóxico.

A investigação ecotoxicológica em *D. magna* para avaliar o efeito da concentração de  $H_2O_2$  revelou elevada toxicidade do residual de peróxido, sendo que em todas as diluições testadas houve morte de 100% dos organismos expostos. Portanto, os estudos indicaram que muito embora o processo de oxidação avançado (POA) do tipo  $H_2O_2$ /UV tenha uma boa perspectiva de aplicação no tratamento de esgotos recalcitrantes, o peróxido residual tem que ser cuidadosamente monitorado, não só por elevar a DQO do efluente como também por aumentar a toxicidade deste.

## 7. CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos neste estudo, pôde-se concluir que os tratamentos aplicados nas ETEs industriais, hospitalares e de aterro sanitário localizadas na Região Metropolitana de Fortaleza apresentam-se ainda ineficientes na redução de toxicidade aguda frente ao organismo-teste *Daphnia magna*. Vale ressaltar a importância de tecnologias de pós-tratamentos aplicados ao efluente tratado, para melhorar a qualidade do efluente que é descartado no corpo receptor. Foi possível concluir, ainda, que os testes ecotoxicológicos agudos e crônicos utilizando o microcrustáceo *Daphnia magna* são importantes ferramentas de biomonitoramento de cargas poluidoras que são destinadas aos corpos de água do Ceará, assim como, para um melhor entendimento dos processos biológicos e não biológicos de tratamento de esgotos.

## 8. RECOMENDAÇÕES

- Como a maioria dos trabalhos avalia apenas a toxicidade do efluente, é importante que se faça uma avaliação ecotoxicológica do esgoto bruto e efluente para que se possa observar a eficiência de remoção de toxicidade dos tratamentos, e não apenas em relação aos valores físico-químicos.
- Realizar mais ensaios de toxicidade agudo e crônico com as amostras de efluente industrial, hospitalar e de aterro sanitário aqui estudados, para que se possa fazer um estudo temporal da toxicidade.
- Em relação aos testes crônicos, devem ser observados outros parâmetros como o número de ninhada por fêmea, aprimorar as observações de modificações morfológicas e os neonatos gerados, etc. Ademais, sugere-se repetir o teste com o efluente do SIDI e estender o teste para os demais efluente analisados, ou seja, hospitalar, aterro sanitário e efluente sintético.
- Utilização de organismos de nível trófico diferente de *Daphnia magna*, como por exemplo, organismo produtor (algas), ou mesmo em peixes, para uma avaliação ecotoxicológica mais ampla em relação ao impacto dos efluentes no corpo receptor.
- Utilização dos testes de ecotoxicidade na avaliação de rios poluídos localizados em Fortaleza e em sua região metropolitana.
- Proposição de uma legislação para o Estado do Ceará, baseado nas legislações existentes, que contemple os testes ecotoxicológicos agudos e crônicos.

**ANEXO A - Água de cultivo e de diluição para *Daphnia magna***

ABNT NBR 12713:2004

**Soluções para preparo da água de cultivo e de diluição**

| <b>Solução</b> | <b>Reagente</b>                                      | <b>Quantidade (mg)</b> | <b>Preparo</b>  |
|----------------|--|------------------------|---|
| 1              | CaCl <sub>2</sub> . 2H <sub>2</sub> O                | 73500                  | Dissolver e diluir a 1000 mL com água destilada   |
| 2              | MgSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O                | 123300                 | Dissolver e diluir a 1000 mL com água destilada   |
| 3              | KCl  | 5800                   | Dissolver e diluir a 1000 mL com água destilada   |
| 4              | NaHCO <sub>3</sub>                                   | 64800                  | Dissolver e diluir a 1000 mL com água destilada   |
| 5              | MnCl <sub>2</sub> . 4H <sub>2</sub> O                | 7210                   | Dissolver e diluir a 1000 mL com água destilada   |
|                | LiCl   | 6120                   |   |
|                | RbCl   | 1420                   |   |
|                | SrCl. H <sub>2</sub> O                               | 3040                   |   |
|                | CuCl. 2H <sub>2</sub> O <sup>1)</sup>                | 335                    |   |
|                | ZnCl <sub>2</sub> <sup>1)</sup>                      | 260                    |   |
|                | CoCl <sub>2</sub> . 6H <sub>2</sub> O <sup>1)</sup>  | 200                    |   |
| 6              | NaNO <sub>3</sub>                                    | 548                    | Dissolver e diluir a 1000 mL com água destilada   |
|                | H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>                       | 5719                   |   |
|                | NaBr   | 32                     |   |
|                | Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> . 2H <sub>2</sub> O | 126                    |   |
|                | NH <sub>4</sub> VO <sub>3</sub>                      | 1,15                   |   |
|                | KI   | 6,5                    |   |
|                | Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>                     | 4,38                   |   |
| 7              | Na <sub>2</sub> SiO <sub>3</sub>                     | 21465                  | Dissolver e diluir a 1000 mL com água destilada, deixando em agitação até o clareamento da solução. |

|  |   |       |   |
|--|---|-------|---|
| 8  | Na <sub>2</sub> EDTA. 7H <sub>2</sub> O <sup>2)</sup> | 500   | Dissolver e diluir a 1000 mL com água destilada. Preparar as soluções separadamente, cada uma em 500 mL de água destilada. Misturar as duas soluções e autoclavar imediatamente a 121 C por 15 min. |
|  | FeSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O                 | 199,1 |   |
| 9  | KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>                       | 286   | Dissolver e diluir a 1000 mL com água destilada   |
|  | K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>                       | 368   |   |
| 10   | Hidrocloreto de tiamina                               | 750   | Dissolver e diluir a 1000 mL com água destilada. Congelar em volume adequado para uso.  |
|  | Cianocobalamina (vitamina B12)                        | 10    |   |
|  | D (+) Biotina   | 7,5   |   |
| <sup>1)</sup> Pesar em vidro ou filme plástico. Não usar papel alumínio.<br><sup>2)</sup> O EDTA é fotodegradável. |   |       |   |

Volume das soluções para o preparo de 1L da água de cultivo

| Solução                                  | 1   | 2   | 3   | 4   | 5   | 6   | 7   | 8   | 9   | 10   |
|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|
| Volume (mL)                              | 3,2 | 0,8 | 0,8 | 0,8 | 0,1 | 0,5 | 0,2 | 5,0 | 0,5 | 0,1* |
| *Descongelada e adicionada imediatamente |     |     |     |     |     |     |     |     |     |      |

Volume das soluções para o preparo de 1L da água de diluição

| Solução     | 1   | 2   | 3   | 4   |
|-------------|-----|-----|-----|-----|
| Volume (mL) | 3,2 | 0,8 | 0,8 | 0,8 |

## ANEXO B - Preparo do meio L.C. Oligo

NBR 12648:2005

### Soluções para preparo do meio LC Oligo

| Solução | Reagente  | Quantidade (mg) | Preparo   |
|---------|---|-----------------|---|
| 1       | Ca(NO <sub>3</sub> ). 4H <sub>2</sub> O   | 4000            | Dissolver e completar para 100 mL com água destilada  |
| 2       | KNO <sub>3</sub>  | 10000           | Dissolver e completar para 100 mL com água destilada  |
| 3       | MgSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O   | 3000            | Dissolver e completar para 100 mL com água destilada  |
| 4       | K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>   | 4000            | Dissolver e completar para 100 mL com água destilada  |
| 5       | CuSO <sub>4</sub> . 5H <sub>2</sub> O   | 30              | Dissolver e completar para 1000 mL com água destilada |
|         | (NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> . 4H <sub>2</sub> O | 60              |   |
|         | ZnSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O   | 60              |   |
|         | CoCl <sub>2</sub> . 6H <sub>2</sub> O   | 60              |   |
|         | Mn(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> . 4H <sub>2</sub> O                               | 60              |   |
|         | H <sub>3</sub> C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub>                         | 60              |   |
|         | H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>  | 60              |   |
| 6       | C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> FeO <sub>7</sub> . 5H <sub>2</sub> O                  | 1625            | Dissolver e completar para 1000 mL com água destilada |
|         | FeSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O   | 625             |   |
|         | FeCl <sub>3</sub> . 6H <sub>2</sub> O   | 625             |   |
| 7       | NaHCO <sub>3</sub>  | 15000           | Dissolver e completar para 1000 mL com água destilada |

Volume das soluções para o preparo de 1L de meio de cultura

| Solução     | 1   | 2   | 3   | 4   | 5   | 6   | 7   |
|-------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Volume (mL) | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 0,5 | 0,5 | 1,0 |

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). 2004. Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia spp* (Crustacea, Cladocera). ABNT NBR 12713. 21p.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). 2005. Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda – Método de ensaio com *algas* (Chlorophyceae). ABNT NBR 12648. 24p.

ALMEIDA, T. L. **Implicações ambientais dos processos de atenuação de lixiviado em locais de disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2009. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

ALVARENGA, R. N. **Tratamento de efluente têxtil através de processos redox e separação com membranas combinadas**. 2009. 141f. Dissertação (Mestrado em Engenharia química) Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

American Public Health Association, American water works Association, water Environment Federation; **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20th ed., American Public Health Association: Washington, 1998.

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

AZEVEDO, F. A. de; CHASIN, A. A. da M. **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: Editora Rima. 2004. 340 p. ISBN 85-86552-64-x.

BARBOSA, R. M.; POVINELLI. J.; ROCHA, O.; ESPINDOLA, E. G. A toxicidade de despejos (lodos) de estações de tratamento de água à *Daphnia similis* (cladocera, crustacea). **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2000.

BERTO, J.; ROCHENBACH, G. C.; BARREIROS, M. A. B.; CORREA, A. X. R.; SILVA, S. P.; RADETSKI, C. M. Physico-chemical, microbiological and ecotoxicological evaluation of a septic tank/Fenton reaction combination for the treatment of hospital wastewater. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. n. 72, p 1076–108, 2009.

BESMA HAJEM, H. HAMZAOU, ADEL M'NIF. Chemical interaction between industrial acid effluents and the hydrous médium. **Desalination**. v. 206, p 154–162, 2007.

BINA, H. M. B.; ASGHARI, G. H. Toxicity Evaluation of Wastewater Treatment Plant Effluents Using *Daphnia magna*. **Iranian J Env Health Sci Eng**. v. 2, n. 2, p 1-4, 2005.

BORRELY, S. I. **Redução da toxicidade aguda de efluentes industriais e domésticos tratados por irradiação por feixes de elétrons avaliada com as espécies *V. fischeri*, *D. similis* e *P. reticulata***. 2001. 113f. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear-Aplicações). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2001.

BRASIL. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), ABNT Normas técnicas catálogo. Disponível em: <http://www.abntcatalogo.com.br/normagrid.aspx>. Acessado em 15 de outubro de 2010.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Resolução Nº 357 de 17/03/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, 2005.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente – IBAMA. Avaliação da toxicidade de agentes químicos para microrganismos, microcrustáceos, peixes, algas, organismos do solo, aves animais silvestres e plantas. **Manual do Ibama - parte D**. 1987.

BREIA, G. C. **Aplicação dos processos de coagulação/floculação e adsorção em carvão ativo no tratamento primário dos efluentes de indústrias de**

**defensivos agrícolas.** 2006. 174f. Dissertação (Mestrado em química). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ, 2006.

BRENTANO, M. D. **Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com *Daphnia magna*: avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário.** 2006. 145f. Dissertação (Mestrado em engenharia ambiental) Universidade de Santa Catarina, SC, 2006.

CAMARGO, M. M. P. MARTINEZ, C. B. R. Biochemical and physiological biomarkers in *Prochilodus lineatus* submitted to in situ tests in an urban stream in southern Brazil. **Environmental Toxicology and Pharmacology.** v. 21, p 61–69, 2006.

CARVALHO, K. T. G.; SILVA, A. D.; OLIVEIRA, L. C. A.; GONÇALVES, M.; MAGRIOTIS, Z. M. Nióbia sintética modificada como catalisador na oxidação de corante orgânico: utilização de  $H_2O_2$  e  $O_2$  atmosférico como oxidantes. **Quim. Nova,** v. 32, n. 6, p 1373-1377, 2009.

CEARÁ, Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará (CAGECE), Histórico do Sistema de Esgotamento Sanitário de Fortaleza. Disponível em: <http://www.cagece.com.br/categoria2/meio-ambiente/historico-do-sistema-de-esgotamento-sanitario-de/?searchterm=sidi>. Acessado em 10 de agosto de 2010.

CEARÁ. Superintendência Estadual do Meio Ambiente – SEMACE. Portaria N° 154 de 22 de Julho de 2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, 2002.

CHAPMAN, P. M. Integrating toxicology and ecology: putting the “eco” into ecotoxicology. **Marine Pollution Bulletin.** v. 44, p 7–15, 2002.

CONNELL, D.; LAM P.; RICHARDSON B.; WU. R. **Introduction to ecotoxicology.** Oxford. 1999. 170 p. ISBN 0-632-03852-7.

CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada seqüencial.** 2008. 189f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, SP, 2008.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPÍNDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação, **Quim. Nova**, v. 31, n. 7, p 1820-1830, 2008.

DANNENBERG, R. O Uso de Testes de Toxicidade na Avaliação de Efluentes. Relatório de Aplicação UW-003. Secretaria do Meio Ambiente da Cidade de Hamburgo. **Wasser – Abwasser**. v. 135, n. 8, p 475-480, 1994.

DOS SANTOS A. B. Aplicação conjunta de tratamento anaeróbio termofílico por lodo granular e de mediadores redox na remoção de cor de águas residuárias têxteis. **Eng. Sanitária e Ambiental**. 10. 253-259. 2005.

DOS SANTOS A. B.; CERVANTES. F. J.; VAN LIER, J. B. Impacto dos mediadores redox na remoção de cor de corantes azo e antraquinônico por lodo granular Anaeróbio sob condições mesofílicas e termofílicas. **Eng. Sanit. Ambient.** v.12, n. 1,p 102-108, 2007.

EMMANUEL, E.; PERRODINA, Y.; KECKC, G.; BLANCHARD, J. M.; VERMANDE, P. Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging in to urban sewer network. **Journal of Hazardous Materials**. A 117. p 1–11, 2005.

FALONE, S. F. **Desenvolvimento de métodos para a determinação do hormônio 17 metiltestosterona em amostras de água e de sedimentos de piscicultura: ensaios ecotoxicológicos com cladóceros**. 2007. 179 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2007.

FERNANDES, E. M. A. **Avaliação da Toxicidade de Cianobactérias para *Brachydanio rerio* Utilizando Ensaio a Diferentes Níveis de Organização Biológica**. 2001. 72f. Dissertação (Mestrado Ecologia Aplicada) – Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, 2001.

FILSER, J. Ecotoxicology and ecosystems: Relevance, restrictions, research needs. **Basic and Applied Ecology**. V. 9, p333–336, 2008.

FINKLER, R. **Avaliação do efeito tóxico de líquidos percolados sobre o sistema reprodutivo de *Daphnia magna***. 2002. 105p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade federal de Santa Catarina, 2002.

FLAHERTY, C. M.; DODSON, S. Effects of pharmaceuticals on *Daphnia* survival, growth, and reproduction. **Chemosphere**. v. 61, p 200–207, 2005.

FONSECA, A. L. **A biologia das espécies *Daphnia leavis*, *Ceriodaphnia dubia silvestri* (Crustacea, Cladocera) e *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae) e o comportameto destes em testes de toxicidade aquática com efluentes industriais**. 1991. 210p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). UFSCAR, São Paulo. 1991.

GIL, E. S.; MATHIAS, R. O. Classificação e riscos associado ao resíduo químico farmacêutico. **Revista Eletrônica de Farmácia**. v. 2, n.2, p 87-93, 2005.

GOMES, L. A. **Desempenho de um reator anaeróbio em bateladas seqüenciais no tratamento de lixiviado proveniente da degradação de resíduos sólidos urbanos**. 104f. 2008. Dissertação (Mestrado em tecnologia ambiental e recursos hídricos)-Universidade de Brasília, 2008.

GROSSO, F. G.; MOURA, R. P.; RAYMUNDO, W. D.; BERNARDI, M. M. Toxicidade das águas do Rio Tietê coletadas na Grande São Paulo. **Rev Inst Ciênc Saúde**. n. 26, v. 4, p 387-91, 2008.

GURTUBAYA, L.; DANOBEITIAB, I.; BARONAA, A.; PRADOB, J.; ELÍAS, A. Viability study on two treatments for an industrial effluent containing sulphide and fluoride. **Chemical Engineering Journal**, v. 162, p 91–96, 2010.

HAMADA, N. **Ensaio de toxicidade empregados na avaliação de efeitos no sistema de tratamento de esgotos e efluentes, ETE Suzano, e seu entorno, utilizando organismos aquáticos**. 2008, 75f. Dissertação (Mestrado em m Ciências na Área de Tecnologia Nuclear) - Instituto de pesquisas energéticas e nucleares - Autarquia associada à Universidade de São Paulo, 2008.

HARMEL, V. C. **Padronização de um teste de toxicidade crônica com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* para análise de qualidade de águas superficiais.** 2004. 100f. Dissertação (Mestrado em engenharia ambiental) Universidade Regional de Blumenau, 2004.

HUDDLESTON, G. M.; GILLESPIE, W. B.; RODGERS, J. H. using constructed wetlands to treat biochemical oxygen demand and ammonia associated with a refinery effluent. **Ecotoxicological and Environmental Safety**. n. 45, v. 2, p 188 – 193, 2000.

INAFUKU, M. M.; CONEGLIAN, C. M. R. **Avaliação da toxicidade aguda da amônia mediante à utilização da *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii*.** XIV Congresso de Iniciação científica Unicamp, 2006.

ISOMAA, B.; LILIUS, H. The urgent need for in vitro tests in ecotoxicology. **Toxic. in vitro**. V. 9, n. 6, p 821-825, 1995.

KNIE, J. L. Proteção ambiental com testes ecotoxicológicos. Experiências com a análise das águas e dos efluentes no Brasil. **Projeto gerenciamento de recursos hídricos em santa catarina.** Fundação do Meio Ambiente (FATMA), 1998

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. **Testes Ecotoxicológicos: Métodos, técnicas e aplicações.** Florianópolis: FATMA/ GTZ, 2004. 289 p. ISBN 85-87391-05-4.

KOIVISTO, S. Is *Daphnia magna* an ecologically representat zooplankton species in toxicity tests? **Environmental Pollution**, v. 90, n. 2, p 263-267, 1995.

KUNZ, A.; PERALTA-ZAMORA, P.; MORAES, S. G. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. **Química Nova**, v. 25, p. 78-82, 2002.

LAITANO, K. S.; MATIAS, W. G. Teste de toxicidade com *Daphnia magna*: Uma ferramenta para avaliação de um reator experimental UASB. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**. v. 1, n.1, p. 43-47, 2006.

LEMA, J. M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. **Water Air Soil Pollut.** p 223–250, 1988.

LIMA, A. F. F. **Utilização de reatores aeróbios como pós-tratamento de lixiviado tratado por lagoas de estabilização.** 2010. 85f. Dissertação (Mestrado em Saneamento ambiental). Universidade federal do Ceará, Ceará, 2010.

MAGALHÃES, D. P.; FILHO, A. S. F. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de sistemas aquáticos. **Oecol Bras.** V. 12, n. 3, p 355-381, 2008.

MENDONÇA, E.; PICADO, A. A.; PAIXÃO, A. S. M.; SILVA, L.; CUNHA, B. M. A.; LEITÃO, S.; MOURA, I.;CORTEZ, C.; BRITO, F. Ecotoxicity tests in the environmental analysis of wastewater treatment plants: Case study in Portugal. **Journal of Hazardous Materials.** n. 163, p 665–670, 2009.

MEYER, T.L. **Avaliação da toxicidade de percloratos em *Daphnia magna*.** 2008. 65f. Dissertação (Mestrado em Toxicologia e Ecotoxicologia). Universidade de Aveiro, 2008.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas gerais – CERH-MG. Deliberação Normativa Conjunta N. 01 de 05/05/ 2008. Estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências, 2008.

MOMENTI, T. J. **Processos anaeróbios conjugados com processo oxidativo avançado (POA) no tratamento de efluentes do processo industrial de branqueamento da polpa da celulose.** 140f. 2006. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, 2006.

MONTEIRO, C. R. L. **Análise da eficiência e confiabilidade em 56 estações de tratamento de esgotos localizadas na região Metropolitana de fortaleza.** 2009. 76f. Dissertação (Mestrado em Saneamento ambiental) – Universidade Federal do Ceará, 2009.

MONTEIRO, S. P. P. B. **Desenvolvimento e aplicação de teste de toxicidade aguda utilizando como organismo-teste *Daphnia magna*.** 2009. 81f. Dissertação (Mestrado em Saneamento ambiental) – Universidade Federal do Ceará, 2009.

MOURA, E, M. **Mapeamento do halo de dispersão formado por Efluentes industriais lançados na Baía do Guajará no trecho compreendido entre o bairro de Val-de-Cães e o Distrito de Icoaraci** 2007. 73f. Dissertação (Mestrado em Geologia e Geoquímica) – Universidade Federal do Pará, 2007.

NEGREIRO, B. T. B.; EGLER, S. **Avaliação ecotoxicológica da qualidade das águas do Rio Piabanha (RJ)**. XVII Jornada de Iniciação Científica – CETEM, RJ, 2009.

NILIN, J.; CASTRO, C. B.; PIMENTEL, M. F.; FRANKLIN JUNIOR, W.; MATOS, R. F. G.; LOTUFO. T. M. C.; COSTA-LOTUFO, L. V. Water Toxicity Assessment of the Ceará River Estuary (Brazil). **J. Braz. Soc. Ecotoxicology** v. 2, n. 2, p107-113, 2007.

PIVATO, A.; GASPARI, L. Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria. **Waste Management**. v. 26, p 1148-1155, 2006.

PROSAB. **Estudos de caracterização de tratabilidade de lixiviados de aterro sanitário para as condições brasileiras/** Luciana Paulo Gomes (coordenadora). Rio de Janeiro: ABES, 2009.

RAND, G. M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment**. 2<sup>o</sup> ed. 1125p. Washington, 1995.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**. n. 150, p 468–493, 2008.

ROBERT. T. A.; CRINGAN, M. S. CHAMBERLAIN, D. L.; STAHL, A. J.; HASLOUER, S. G.; GOODRICH, C. A. Residual effects of lead and zinc mining on freshwater mussels in the Spring River Basin (Kansas, Missouri, and Oklahoma, USA). **Science of the Total Environment** . v. 384, p 467–496, 2007.

ROCHA, E. M. R. **Avaliação de sistemas de pós-tratamento de lixiviados por processos biológicos e oxidativos avançados e o desenvolvimento analítico**

**para detecção e quantificação de compostos recalcitrantes.** 245f. 2010. Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Ceará, 2010.

ROCHA, E. M. R.; DOS SANTOS, A. B.; MOTA, F. S. B.; RIBEIRO, J. P.; SOUZA, N. C.; NASCIMENTO, R. F. Avaliação do processo oxidativo avançado do tipo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Como opção de pós-tratamento de lixiviado. **Revista DAE.** n. 182, p 3-11, 2010.

RODRIGUES, D. O.; SILVA, S. L. R.; SILVA, M. S. R. Avaliação Ecotoxicológica Preliminar das Águas das Bacias Hidrográficas dos rios Tarumã, São Raimundo e Educandos. **Acta Amazônica.** v. 39, n. 4, p 935–942, 2009.

RODRIGUES, M. R. M. **Tratabilidade do lixiviado efluente da lagoa facultativa do aterro de Curitiba por lodos ativados.** 142f. 2007. Dissertação (Mestrado de Engenharia em Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, 2007.

ROMANELLI, M. F. **Avaliação da toxicidade aguda e crônica dos surfactantes DSS e LAS submetidos à irradiação com feixes de elétrons.** 156f. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, 2004.

RUBINGER, C. F. **Seleção de métodos biológicos para avaliação toxicológica de efluentes industriais.** 2009. 90f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2009.

RUPPERT, E. E.; BARNES, R. D. **Zoologia dos Invertebrados.** São Paulo: Rocca, 6ª ed., 1996. 1029p.

SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R.; ALLIA, K. **Evaluation of landfill leachate pollution and treatment.** Desalination 220. 108-114p, 2008.

SANTA CATARINA. Fundação do Meio Ambiente – FATMA. Portaria Nº 017 de 18/04/2002. Estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências, 2002.

SÃO PAULO, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), Biblioteca CETESB Disponível em: [http://biblioteca.cetesb.sp.gov.br/cgi-bin/modal\\_cetesb.exe?qtd=1&chavea=0&pesq=B&cmp=%24&exec=S&dirl=&dirs=cgi-bin&chave=toxicidade&ano=&base=normas&opr=\\*&qde=10&submit=Pesquisa!](http://biblioteca.cetesb.sp.gov.br/cgi-bin/modal_cetesb.exe?qtd=1&chavea=0&pesq=B&cmp=%24&exec=S&dirl=&dirs=cgi-bin&chave=toxicidade&ano=&base=normas&opr=*&qde=10&submit=Pesquisa!). Acessado em 15 de outubro de 2010.

SÃO PAULO. Secretaria Do Meio Ambiente - SMA. Resolução N. 3 de 22/2/2000. Aprova a necessidade de implementar o controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no Estado de São Paulo, 2000.

SCHMITT-JANSENA, M.; VEIT, U.; DUDEL, G.; An ecological perspective in aquatic ecotoxicology: Approaches and challenges. **Basic and Applied Ecology**. v. 9, p 337–345, 2008.

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. 2002. 111f. Dissertação (Mestrado em engenharia civil)- Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002a.

SILVA, F. J. A.; SILVA, S. A. Lagoas de estabilização no ceará: prospecto e tendências. **20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 1999.

SILVA, J. C. C.; GOMES, R. B.; PIMENTEL, F. C. R.; BRITTO, A. O. S.; MORALES-TORRES, I. M. Estudo complementar de caso brasileiro conjunto renascer Fortaleza - estado do Ceará. **Projeto Regional**. Convênio IDRC–OPS/HEP/CEPIS (2000 – 2002), 2002b.

SILVEIRA, I, C. **Cloro ozônio aplicados à desinfecção de efluente hospitalar tratado em contadores biológicos rotatórios, com avaliação de efeitos tóxicos em *Daphnia similis***. 173f. 2004. Tese (Doutorado em Recursos hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004.

SOTERO-SANTOS, R. B.; SILVA, C. R. S.; VERANI, N. F.; NONAKAC, K. O.; ROCHA, O. Toxicity of a cyanobacteria bloom in Barra Bonita Reservoir (Middle

Tiete River, SaoPaulo, Brazil). **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 64, p 163–170, 2005.

SPONZA, D. T. Toxicity studies in a chemical dye production industry in Turkey. **Journal of Hazardous Materials**, p 438–447, 2006.

STAHL, R. G. The genetic toxicology of organic compounds in natural water on wasterwater. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 22, p 94-125, 1991.

STRENSKYA. A.; WASIELESKY, W. J. Acute toxicity of ammonia to various life stages of the São Paulo shrimp, *Penaeus paulensis* Pkrez-Farfante, 1967. **Aquaculture**. v. 132, p 339-347, 1995.

SVENSSON, B. M.; MATHIASSEN, L.; MARTENSSON, L.; BERGSTROM, S. *Artemia salina* as test organism for assessment of acute toxicity of leachatewater from landfills. **Environmental Monitoring and Assessment**. n. 102, p 309 – 321, 2005.

TATARAZAKO, N.; ODA, S. The water flea *Daphnia magna* (Crustacea, Cladocera) as a test species for screening and evaluation of chemicals with endocrine disrupting effects on crustaceans. **Ecotoxicology**. v. 16, p 197–203, 2007.

TEIXEIRA, G. A. **Avaliação físico-química e biológica do biotratamento anaeróbio em percolados (chorume) de aterro sanitário da SANTEC/SC**. 88f. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) -Universidade do Extremo Sul Catarinense. 2008.

TERRA, N. R.; FEIDEN, I. R. Reproduction and survival of *Daphnia magna* Straus, 1820 (Crustacea: Cladocera) under different hardness conditions. **Acta Limnologica Brasiliis**, v.15, n.2, p. 51-55. 2003.

TRUHAUT, R. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 1, p 151-173, 1977.

TYAGI, V. K.; CHOPRA, A. K.; DURGAPAL, N. C.; KUMAR, A. Evaluation of *Daphnia magna* as an indicator of Toxicity and Treatment efficacy of Municipal Sewage Treatment Plant. **J. Appl. Sci. Environ. Mgt.**, 11, n. 1, p 61 – 67, 2007

USEPA. **Procedures for conducting *Daphnia magna* toxicity bioassays**. Las Vegas, N.V. (EPA 600/8-87/011), 57p, 1987.

VAN LEEUWEN, C. J.; KRUIJF, H. A. M.; ZWART, D. D.; VISWANATHAN, P. N.; RAY, P. K. Long-term toxicity teste and GLP. **Manual on aquatic Ecotoxicology**. 332f, 1988.

VECCHIA, A. D.; THEWES, M. R.; HARB NAIME, R.; SPILKI, F. R. Diagnóstico sobre a situação do tratamento do esgoto hospitalar no Brasil. **Revista Saúde e Ambiente / Health and Environment Journal**, v. 10, n. 2, p 65 –70, 2009.

VERLICCHI, P.; GALLETTI, A.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An over view of micropollutants and sustainable treatment options. **Journal of Hydrology**. p 1 -12, 2010.

VILLEGAS-NAVARRO, A.; SANTIAGO, M. R.; PEREZ, F. R.; TORRES, R.; DIECK ABULARACH, T.; REYES, J. L. Determination of LC<sub>50</sub> from *Daphnia magna* in treated industrial waste waters and non-treated hospital effluents. **Environment International**, v. 23, n. 4, p 535-540, 1997.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**. 2ª edição. São Carlos. Editora Rima. 2008.472 p. ISBN 978-85-7656-136-1.

ZIYANG, L.; YOUCAI, Z.; TAO, Y.; YU, S.; HUILI, C.; NANWEN, Z.; RENHUA, H. Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages. **Science of the Total Environment**. n. 407, p 3385–3391, 2009.