

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO**  
**GUSTAVO AVEIRO LINS**

**IMPACTOS AMBIENTAIS EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS**  
**(ETEs)**

**RIO DE JANEIRO**

**2010**

**Gustavo Aveiro Lins**

**IMPACTOS AMBIENTAIS EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS  
(ETEs)**

Dissertação de Mestrado profissional apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental

Orientadores:

Prof. Josimar Ribeiro de Almeida D.Sc.

Prof. Eduardo Pacheco Jordão D.Ing.

Rio de Janeiro

2010

Gustavo Aveiro Lins

**IMPACTOS AMBIENTAIS EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS  
(ETE)**

Dissertação de Mestrado profissional apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental

Aprovada em 30 de Novembro de 2010

---

Prof. Josimar Ribeiro de Almeida D.Sc. – CT/UFRJ

---

Iene Christie Figueiredo. D.Sc. – CT/UFRJ

---

Paulo Sergio Moreira Soares. D.Sc. – CETEM/MCT

---

Laís Alencar de Aguiar. D.Sc. – CNEN/MCT

## **DEDICATORIA**

Dedico esta dissertação a minha mãe Mariza, que apesar de todas as dificuldades sempre me ensinou o valor da educação e nunca mediu esforços em favor dos meus estudos, e a memória do meu pai Paulo que me incentivou durante todo o curso, mas infelizmente não pode estar presente para ver o resultado final.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a minha esposa Paula pelo amor, dedicação e paciência ao longo desse tempo, pelos momentos em que tive que estar ausente, especialmente nestes últimos anos, em que a necessidade de trabalho privou-nos de muitas horas de convívio familiar.

Agradeço ao professor e amigo, Oscar Rocha Barbosa pelas primeiras, e talvez as mais importantes, orientações. Saiba que seus ensinamentos sempre foram importantes para a minha vida profissional e pessoal.

Ao professor e amigo Josimar Ribeiro de Almeida, pela orientação em vários trabalhos, pelos ensinamentos ao longo de tantos anos, por acreditar no meu potencial, por proporcionar oportunidades que poucos me proporcionaram e principalmente pela sua amizade.

Ao professor Eduardo Pacheco Jordão pela orientação, revisão e contribuição para a melhoria deste trabalho.

Ao professor Paulo Sergio Moreira Soares e as professoras Iene Christie Figueiredo e Laís Alencar de Aguiar por terem participado da minha banca de avaliação, aos colegas do PEA, pela amizade e pelo convívio, especialmente ao amigo Marco Aurélio Gomes Veiga pela parceria nos trabalhos e pela amizade.

Agradeço também a toda equipe do PEA, especialmente a secretária Valéria Vieira.

*“If you cannot measure it, you cannot improve it.”* Lord Kelvin, Mathematical Physicist

## RESUMO

Lins, Gustavo Aveiro. **Avaliação de Impactos Ambientais em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE)**. Rio de Janeiro, 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

Apesar da grande importância do tratamento dos esgotos, as ETEs podem ser grandes geradoras de poluição. Elas consomem grandes quantidades de água e de energia, produzem despejos líquidos, liberam diversos gases nocivos para a atmosfera e produzem resíduos sólidos de difícil tratamento e disposição. Assim sendo, faz-se necessária a integração da variável ambiental no planejamento, na concepção, e, acima de tudo, na operação das ETEs. Como ferramentas para a avaliação dos impactos ambientais, foi utilizada uma metodologia baseada na matriz de Leopold. Já os impactos ambientais provenientes de desvios operacionais serão tratados com a metodologia de avaliação de riscos ambientais, a técnica escolhida foi a Análise Preliminar de Perigos (APP - Preliminary Hazard Analysis – PHA). A significância dos impactos ambientais e o grau de deterioração real médio total mostram que o processo de tratamento de esgotos é um processo com grande potencial impactante e demonstram a necessidade de medidas de mitigação e que a geração de sólidos atinge todos os fatores ambientais (água, solo, atmosfera e biota), sendo o solo o mais atingido (43%). A água é o fator afetado pelo maior número de aspectos ambientais, e a biota é atingida pelo menor número de aspectos ambientais, além de apresentar o menor grau de deterioração. A APP nos mostrou que os impactos ambientais causados pelos desvios operacionais são relevantes tendo em vista que todos ficaram acima/inclusive na categoria média e que o grau de deterioração real médio total do impacto ambiental foi maior do que o encontrado nos impactos ambientais causado pelos processos rotineiros. No entanto 92% das ações preventivas propostas, podem ser evitados com medidas relativamente simples como a manutenção preventiva e treinamento dos operadores. Caso ocorram estes eventos indesejáveis, o estudo da APP nos mostra que as medidas de proteção, tal qual as medidas preventivas, não apresentam grande complexidade tendo em vista que 81% das medidas são relativamente de simples adoção, e que somente 19% causariam a total paralisação da unidade.

## ABSTRACT

Lins, Gustavo Aveiro. **Avaliação de Impactos Ambientais em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE)**. Rio de Janeiro, 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

Despite the importance of wastewater treatment, the ETE can be large generators of pollution. They consume large amounts of water and energy, produce waste waters, release of various harmful gases to the atmosphere and require solid waste treatment. Therefore, it is necessary to integrate environmental factors into planning, design, and, above all, the operation of ETEs. As tools for assessing environmental impacts, we used a methodology based on the Leopold matrix. Environmental impacts from operational deviations will be dealt with the methodology of environmental risk assessment, the technique chosen was the Preliminary Hazard Analysis (PPA - Preliminary Hazard Analysis - PHA). The significance of environmental impacts and the degree of deterioration in real average total show that the process of sewage treatment is a process with great potential impact on and demonstrate the need for mitigation measures and the generation of solid hits all environmental factors (water, soil, atmosphere and biota), being the most affected soil (43%). Water is the factor affected by the greater number of environmental aspects, and biota is affected by fewer environmental aspects, and presents the lowest degree of deterioration. The JPA has shown us that the environmental impacts caused by operational deviations are relevant considering that all were above / including the category average and the average real rate of deterioration of the total environmental impact was greater than that found in the environmental impacts caused by the processes routine. However 92% of the proposed preventive actions can be avoided by relatively simple measures such as preventive maintenance and operator training. If these undesirable events occur, the study of APP shows that the protective measures, such preventive measures which do not present great complexity in order that 81% of the measures are relatively simple adoption, and that only 19% would cause the total shutdown of the unit.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

|  |     |
|--|-----|
| <b>Figura 5.1.</b> Possíveis rotas de fármacos do meio ambiente.   | 102 |
| <b>Figura. 5.2.</b> Modelo conceitual de emissão de gases do efeito estufa oriundos do processo de tratamento de esgoto nas ETEs.                        | 110 |
| <b>Figura 5.3</b> Tolerância do ser humano ao ozônio.  | 157 |
| <b>Figura 6.1.</b> Etapas da gestão de riscos ambientais.  | 180 |
| <b>Figura 7.1.</b> Fluxograma de um sistema de lodos ativados convencional.  | 188 |
| <b>Gráfico 8.1.</b> Proporção da importância do impactos ambiental na liberação dos gases do efeito estufa nos diferentes fatores ambientais em uma ETE. | 204 |
| <b>Gráfico 8.2.</b> Proporção da importância do impacto ambiental na liberação de micropoluentes nos diferentes fatores ambientais em uma ETE.           | 205 |
| <b>Gráfico 8.3.</b> Proporção da importância do impacto ambiental na liberação de sólidos nos diferentes fatores ambientais em uma ETE.                  | 205 |
| <b>Gráfico 8.4.</b> Proporção da importância do impacto ambiental na liberação de agentes patogênicos nos diferentes fatores ambientais em uma ETE.      | 206 |
| <b>Gráfico 8.5.</b> Proporção da importância do impacto ambiental na liberação de gás sulfídrico nos diferentes fatores ambientais em uma ETE.           | 206 |
| <b>Gráfico 8.6.</b> Proporção da importância do impacto ambiental na liberação de aerossóis nos diferentes fatores ambientais em uma ETE.                | 207 |
| <b>Gráfico 8.7.</b> Proporção da importância do impacto ambiental na liberação de nutrientes nos diferentes fatores ambientais em uma ETE.               | 207 |
| <b>Gráfico 8.8.</b> Proporção da importância do impacto ambiental na água causado pelos aspectos ambientais selecionados em uma ETE.                     | 208 |
| <b>Gráfico 8.9.</b> Proporção da importância do impacto ambiental no solo causado pelos aspectos ambientais selecionados em uma ETE.                     | 208 |

|  |     |
|--|-----|
| <b>Gráfico 8.10.</b> Proporção da importância do impacto ambiental na atmosfera causado pelos aspectos ambientais selecionados em uma ETE. | 209 |
| <b>Gráfico 8.11.</b> Proporção da importância do impacto ambiental na biota causado pelos aspectos ambientais selecionados em uma ETE.     | 209 |
| <b>Gráfico 8.12</b> – Proporção dos riscos encontrados na APP de ETE.  | 221 |
| <b>Gráfico 8.13</b> – Proporção das medidas de prevenção encontradas na APP de ETE.  | 221 |
| <b>Gráfico 8.14</b> – Proporção das medidas de proteção encontradas na APP de ETE.   | 222 |

## LISTA DE TABELAS

|   |     |
|---|-----|
| <b>Tabela 3.1</b> – Estimativa da eficiência esperada nos diversos níveis de tratamento                                 | 40  |
| <b>Tabela 3.2:</b> Avaliação relativa das unidades de processo biológico  | 51  |
| <b>Tabela 3.3:</b> Análise comparativa das unidades descritas   | 51  |
| <b>Tabela 4.1:</b> Composição do material retido nas grades   | 77  |
| <b>Tabela 4.2:</b> Características dos resíduos sólidos retidos na grade fina e na grade grossa.                        | 77  |
| <b>Tabela 4.3.</b> Quantidade média de espuma em algumas ETEs.  | 79  |
| <b>Tabela 4.4.</b> Quantidade de areia, em 22 ETEs dos EUA. Com sistema do tipo separador absoluto.                     | 80  |
| <b>Tabela 4.5.</b> Concentração média de microrganismos patogênicos encontrados no lodo de esgoto doméstico             | 84  |
| <b>Tabela 4.6.</b> Valores médios da emissão de resíduos gasosos em ETE.  | 86  |
| <b>Tabela 4.7.</b> Taxas de emissão de N <sub>2</sub> O em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE)                      | 91  |
| <b>Tabela 5.1.</b> Qualidade média do efluente nas unidades descritas   | 96  |
| <b>Tabela 5.2.</b> Eficiência de remoção das unidades descritas   | 97  |
| <b>Tabela 5.4.</b> Principais vias de exposição ao ser humano associado à utilização do lodo de esgoto na agricultura.  | 116 |
| <b>Tabela 5.5.</b> Síntese dos efeitos sobre a saúde humana de alguns metais mais frequentes no meio ambiente.          | 118 |
| <b>Tabela 5.6.</b> Parasitas, cujos ovos (helmintos) e cistos (protozoários) podem ser encontrados nos lodos de esgoto. | 119 |
| <b>Tabela 5.7.</b> Bactérias presentes em lodo de esgoto de decantação primária.  | 120 |
| <b>Tabela 5.8.</b> Principais vírus entéricos encontrados em lodo de origem doméstica que podem afetar a saúde humana.  | 121 |

|   |     |
|---|-----|
| <b>Tabela 5.9.</b> Características gerais de alguns grupos de compostos orgânicos e seus efeitos tóxicos.   | 123 |
| <b>Tabela 5.10.</b> Características dos principais componentes odorantes em ETE.  | 126 |
| <b>Tabela 5.11.</b> Concentrações típicas de alguns poluentes atmosféricos em unidades da ETE. (mg poluente/Nm <sup>3</sup> de gás).  | 129 |
| <b>Tabela 5.12.</b> Principais características do Cloro relacionadas ao meio ambiente.  | 149 |
| <b>Tabela 5.13.</b> Principais características do Sulfato de Alumínio relacionadas ao meio ambiente.  | 151 |
| <b>Tabela 5.14.</b> Principais características do Sulfato ferroso relacionadas ao meio ambiente   | 152 |
| <b>Tabela 5.15.</b> Principais características do Cloreto férrico relacionadas ao meio ambiente   | 152 |
| <b>Tabela 5.16.</b> Principais características do Peróxido de hidrogênio relacionadas ao meio ambiente.   | 155 |
| <b>Tabela 5.18.</b> Impactos ambientais relacionados as diferentes alternativas de disposição de lodo de esgoto.  | 163 |
| <b>Tabela 6.1.</b> Principais métodos de Avaliação de Impactos Ambientais e suas características.   | 170 |
| <b>Tabela 6.2.</b> Categorias de probabilidade de ocorrência de um determinado evento.  | 184 |
| <b>Tabela 6.3.</b> Categorias de severidade quando da ocorrência de um determinado evento.  | 185 |
| <b>Tabela 6.4.</b> Matriz de classificação de risco.  | 186 |
| <b>Tabela 7.2.</b> Intensidade dos aspectos ambientais em diferentes tipos de processo de tratamento de esgotos.  | 190 |
| <b>Tabela 7.3.</b> Comparação entre os valores para magnitude e importância.  | 190 |
| <b>Tabela 7.4.</b> Comparação entre aspectos e impactos ambientais disponíveis na matriz de Leopold e com os aspectos e impactos propostos pela matriz utilizada no trabalho. | 192 |
| <b>Tabela 8.1.</b> Relação entre os fatores ambientais e a emissão de gases do efeito estufa.   | 196 |

|   |     |
|---|-----|
| <b>Tabela 8.2.</b> Relação entre os fatores ambientais e a liberação de micropoluentes.   | 197 |
| <b>Tabela 8.3.</b> Relação entre os fatores ambientais e a emissão de gás sulfídrico.   | 198 |
| <b>Tabela 8.4.</b> Relação entre os fatores ambientais e a liberação de sólidos.  | 199 |
| <b>Tabela 8.5.:</b> Relação entre os fatores ambientais e a liberação de agentes patogênicos.   | 200 |
| <b>Tabela 8.6.</b> Relação entre os fatores ambientais e a geração de aerossóis.  | 201 |
| <b>Tabela 8.7.</b> Relação entre os fatores ambientais e a liberação de nutrientes  | 202 |
| <b>Tabela 8.8.</b> Valores oriundos dos 32 cruzamentos da Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) referentes aos fatores ambientais. | 203 |
| <b>Tabela 8.9.</b> Resultados finais dos cruzamentos.   | 214 |
| <b>Tabela 8.10.</b> Avaliação Preliminar de Risco (APP).  | 216 |
| <b>Tabela 8.11.</b> Relação entre os fatores ambientais e vazamento.  | 223 |
| <b>Tabela 8.12.</b> Relação entre os fatores ambientais e a saída de esgoto pelo extravasor.  | 224 |
| <b>Tabela 8.13.</b> Relação entre os fatores ambientais e a permanência de resíduos sólidos por tempo excessivo.  | 225 |
| <b>Tabela 8.14.</b> Relação entre os fatores ambientais e a geração de resíduos com alto teor de umidade.   | 226 |
| <b>Tabela 8.15.</b> Relação entre os fatores ambientais e a passagem de sólidos para o efluente.  | 227 |
| <b>Tabela 8.16.</b> Relação entre os fatores ambientais e a liberação excessiva de metano.  | 228 |
| <b>Tabela 8.17.</b> Valores oriundos dos 16 cruzamentos dos Impactos Ambientais (AIA) identificados na APP em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs).                         | 229 |
| <b>Tabela 8.18.</b> Resultados finais dos cruzamentos.  | 233 |

## LISTAS DE SIGLAS E ABREVIATURAS

**DRSAI** – Doenças relacionadas com o Saneamento

**SUS** – Sistema Único de Saúde

**ETE** – Estação de Tratamento de Efluentes

**AIA** – Avaliação de Impactos Ambientais

**SGA** – Sistema de gestão Ambiental

**CONAMA** – Conselho Nacional de Meio Ambiente

**APP** – Análise Preliminar de Perigo

**NTK** – Nitrogênio total Kjeldahl

**NT** – Nitrogênio total

**OD** – Oxigênio dissolvido

**SS** – Sólidos em suspensão

**SD** – sólidos dissolvidos

**DBO** – Demanda Bioquímica de Oxigênio

**DQO** - Demanda Química de Oxigênio

**CT** – Coliformes totais

**CF** – *Coliformes fecais*

**CETESB** - Companhia Ambiental do estado de São Paulo

**POA** – Processo Oxidativo Avançado

**SAO** – Separador água e óleo

**UV** – Ultra Violeta

**UASB** - *Upflow anaerobic sludge blanket*

**TDH** – Tempo de detenção hidráulica

**IPCC** – *Intergovernmental panel climate changes*

**SES** – Sistema de Esgotamento Sanitário

**POP** – Poluentes orgânicos Persistentes

**IE** – Interferentes Endócrinos

**CSTEE** – *Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and Environment*

**FPHP** – Fármacos e Produtos de Higiene Pessoal

**LAS** - Alquilbenzenos Sulfonados de Cadeia Linear

**IVA** – índice de proteção a vida aquática

**APEO** - alquilfenóis polietoxilados

**RALF** – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente

**SANEPAR** – Companhia de saneamento do Paraná

**ACGIH** - *American Conference of Governmental Industrial Hygienists*

**NIOSH** – *National Institute for Occupational Safety and Health*

**CAESB** – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal

## SUMÁRIO

|  |           |
|--|-----------|
| <b>CAPITULO 1. INTRODUÇÃO</b>  | <b>18</b> |
| <b>1.2. Justificativa</b>  | <b>23</b> |
| <b>1.3. Objetivo geral</b>   | <b>24</b> |
| 1.3.1. Objetivos específicos   | 24        |
| <b>CAPITULO 2. PARÂMETROS DE QUALIDADES DOS ESGOTOS</b>                          | <b>25</b> |
| 2.1. Parâmetros físicos  | 25        |
| 2.2. Parâmetros químicos   | 28        |
| 2.3. Parâmetros biológicos   | 32        |
| <b>CAPITULO 3. ETAPAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS</b>                               | <b>35</b> |
| <b>3.1. Histórico da implantação das estações de tratamento de esgotos (ETE)</b> | <b>35</b> |
| <b>3.2. Processos de tratamento dos esgotos</b>                                  | <b>37</b> |
| <b>3.3. Etapas de tratamento de esgoto</b>                                       | <b>41</b> |
| 3.3.1. Tratamento preliminar   | 41        |
| 3.3.2. Tratamento primário   | 42        |
| 3.3.3. Tratamento secundário   | 45        |
| 3.3.3.1. Comparativo entre os processos biológicos no Brasil                     | 50        |
| 3.3.4. Tratamento terciário  | 53        |
| 3.3.5. Opções tecnológicas   | 56        |
| 3.3.6. Unidades acessórias   | 59        |
| 3.3.7. Produtos químicos usados em ETE   | 60        |
| <b>3.4. Tratamento do lodo e da espuma</b>                                       | <b>65</b> |

|  |     |
|--|-----|
| <b>CAPÍTULO 4. RESÍDUOS GERADOS NAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS</b>          | 76  |
| <b>4.1. Resíduos sólidos</b>   | 76  |
| 4.1.1. Lixo fino   | 76  |
| 4.1.2. Escuma  | 78  |
| 4.1.3. Areia   | 79  |
| 4.1.4. Lodo  | 82  |
| <b>4.2. Resíduos gasosos</b>   | 85  |
| 4.2.1. Gás carbônico (CO <sub>2</sub> ) e o Metano (CH <sub>4</sub> ) – Biogás     | 86  |
| 4.2.2. Gás sulfídrico (H <sub>2</sub> S)   | 89  |
| 4.2.3. Óxido nitroso (N <sub>2</sub> O)  | 91  |
| <b>CAPÍTULO. 5 - IMPACTOS AMBIENTAIS EM ETEs</b>                                   | 93  |
| <b>5.1. Poluição hídrica</b>   | 94  |
| 5.1.2. Impacto ambiental causado por micropoluentes no sistema de esgoto doméstico | 97  |
| 5.1.2.1. Produtos de limpeza ou cosméticos   | 98  |
| 5.1.2.2. Fármacos  | 101 |
| 5.1.2.3. Interferentes endócrinos (IE)   | 103 |
| 5.1.3. Assoreamento  | 107 |
| 5.1.4. Eutrofização  | 109 |
| <b>5.2. Poluição do solo</b>   | 113 |
| 5.2.1. Lodo  | 114 |
| 5.2.1.1. Metais pesados  | 117 |
| 5.2.1.2. Microrganismos patogênicos  | 118 |

|   |            |
|---|------------|
| 5.2.1.3. Poluentes orgânicos  | 121        |
| <b>5.3. Poluição atmosférica</b>  | <b>123</b> |
| 5.3.1. Geração de odor  | 124        |
| 5.3.2. Emissão de gases do efeito estufa (GEE)                              | 135        |
| 5.3.2.1. Metano   | 137        |
| 5.3.2. Óxido nitroso  | 139        |
| 5.4. Impacto ambiental por aerossóis  | 140        |
| 5.5. Impactos ambientais associados aos produtos químicos utilizados em ETE | 146        |
| 5.6. Impactos ambientais relacionados aos setores da ETE                    | 158        |
| <b>CAPÍTULO 6. AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS</b>                        | <b>164</b> |
| <b>6.1. Histórico da avaliação de impacto ambiental</b>                     | <b>167</b> |
| <b>6.2. Métodos de avaliação dos impactos ambientais (AIA)</b>              | <b>169</b> |
| 6.2.1. Matriz Leopold   | 173        |
| <b>6.3. Análise de riscos</b>   | <b>176</b> |
| 6.3.1. Análise preliminar de perigos (APP)                                  | 183        |
| <b>CAPÍTULO 7. METODOLOGIA</b>  | <b>187</b> |
| 7.1. Determinação dos valores de magnitude e importância                    | 189        |
| 7.2 - Determinação dos valores da média total dos impactos ambientais       | 192        |
| 7.3 - Determinação dos valores de totais reais e a significância do impacto | 193        |
| 7.4 - Calculo do grau de deterioração real                                  | 193        |
| <b>CAPÍTULO 8. RESULTADOS</b>   | <b>195</b> |
| <b>CAPÍTULO 9. CONCLUSÃO</b>  | <b>234</b> |
| <b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>   | <b>236</b> |

## 1 Introdução

O saneamento é um dos meios mais importantes de prevenção de doenças. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) saneamento é “o controle de todos os fatores do meio físico do homem que exercem ou podem exercer efeito deletério sobre o seu bem-estar físico, mental ou social” (MOTTA, 1993). Neste sentido, fica clara a relação direta entre a falta de saneamento e, por exemplo, a mortalidade infantil. O abastecimento de água, juntamente com a destinação correta de dejetos, é capaz de influir contra doenças como diarreias, esquistossomose, amebíase, febre tifóide e paratifóide, disenterias etc. A água poluída gerada pela falta de higiene pessoal e ambiental, e também por ausência de educação em saúde, está levando a altos índices de mortalidade infantil causados por diarreia (ROCHA *et al.*, 2004). Não há dúvida de que, melhorando o saneamento, haverá melhoria da saúde pública, (MIGUEL *et al.*, 2004).

Atualmente, a cada 14 segundos morre uma criança vítima de doença hídrica (MORAES; JORDÃO, 2002). Segundo dados elaborados pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA, para o período de 1985 a 1990, a taxa de mortalidade infantil nos domicílios com condições adequadas de saneamento foi de 21,9%, enquanto nos domicílios, onde as condições de saneamento eram inadequadas, foi de 59,1% (MIGUEL *et al.*, 2004). Esses fatos, em sua maioria, são atribuídos, principalmente, à falta de prioridade nos investimentos em saneamento básico, em especial à coleta e ao tratamento de esgoto (OGERA; PHILIPPI JR., 2004).

Segundo estudos feitos, no Brasil, por Costa *et al.* (2007), para analisar os impactos das Doenças Relacionadas com o Saneamento Ambiental Inadequado (DRSAI) na saúde, no período entre 1996 a 1999, constatou-se que do total de óbitos ocorridos no país motivados por DRSAI, se somados, representam 7,61%, com taxas variantes e declinantes – passou-se de 2,10% dos casos em 1996 para 1,65%, em 1999. A doença de Chagas e a diarreia são responsáveis por quase 90% dos óbitos, sendo, que a primeira tem maior incidência entre pessoas com idade a partir de 39 anos, enquanto a diarreia possui prevalência nas crianças de até 5 anos e em idosos que estão acima dos 65 anos, conforme os autores. Para o Sistema Único de Saúde (SUS), os gastos com as internações resultantes das DRSAI em números absolutos tiveram aumento de 35% no mesmo período, passando de R\$ 82.378.751,36, em 1996, para R\$ 111.340.444,52, em 2000, correspondendo a 3,2% e 2,3%, respectivamente,

dos gastos hospitalares com doenças. Claramente, observa-se que, caso houvesse investimentos nas áreas de saneamento ambiental, os custos para o SUS ficariam menores, além de que haveria uma diminuição na ocupação dos leitos hospitalares.

A implantação de sistemas de Saneamento Ambiental acarreta a redução considerável dos gastos financeiros, bem como recursos humanos, dado que as demandas pelos serviços de enfermidades resultante da ausência de saneamento são reduzidas a níveis “muito baixos”. Martins *et al.* (2001) demonstram em seus estudos que, para cada dólar investido em serviços de saneamento, obtém-se uma redução de 16% (dezesseis por cento) no orçamento da União (Governo Federal do Brasil) e, considerando ainda benefícios indiretos, como conforto, bem-estar e desenvolvimento econômico, esta relação atinge US\$ 3,50, por cada dólar investido. Já no trabalho realizado por Moraes e Jordão (2002), há estimativas que apontam que investimentos entre R\$ 1,00 e R\$ 4,00 em saneamento básico podem representar uma economia entre R\$ 5,00 e R\$ 10,00 em saúde, respectivamente.

A importância da implantação dos serviços de saneamento básico deve ser tratada como prioridade, sob quaisquer aspectos, na infra-estrutura pública das comunidades. O bom funcionamento desses serviços implica numa existência com mais dignidade para a população, pois melhora as condições de higiene, saúde, segurança e conforto (FERNANDES, 1997).

Para se obter um saneamento adequado é necessário contemplar uma ampla variedade de atividades básicas, tais como: abastecimento de água, destino das águas servidas e dos dejetos, destino do lixo, controle de animais vetores (mosquitos, caramujos, entre outros) de doenças e saneamento de alimentos, habitação, local de trabalho, escolas, locais de banho e etc. (VIEL, 1994).

Deve-se chamar atenção para questão do destino das águas servidas e dos dejetos, que são formados pela água consumida e, conseqüentemente contaminada sob a forma de esgotos sanitários que, em muitos casos, retornam aos corpos d'água levando com isso uma condição insalubre para a população. Esses corpos d'água até poderiam incorporar essas águas poluídas, servindo de meio para a degradação de seus poluentes, sem perder seus padrões de qualidade. Porém, sua capacidade de depuração é limitada e incompatível com as elevadas quantidades de poluentes geradas por grandes aglomerações de população. Trata-se também de uma capacidade natural, cuja natureza não previu em seu ‘escopo original’ a presença de

determinadas substâncias sintéticas, fruto do desenvolvimento tecnológico da humanidade, para as quais não possui mecanismos de degradação.

Assim sendo, essas águas poluídas são tratadas para a retirada das substâncias poluentes antes de serem dispostas nos corpos receptores, procurando-se, assim, prejudicar o menos possível a qualidade de suas águas e conseqüentemente a qualidade da vida ali existente.

O tratamento desta água servida é feito em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs). As ETEs são peças de suma importância para o sucesso de um plano de saneamento, sem elas, certamente haveria um número muito maior de vítimas de doenças hídricas.

Os esgotos costumam ser classificados em dois grupos principais: os esgotos sanitários e os industriais. Os esgotos sanitários são formados principalmente por efluentes domésticos ou domiciliares provenientes principalmente de residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, ou qualquer dispositivo de utilização da água para fins domésticos. Compõem-se essencialmente da água de banho, urina, fezes, papel, restos de comida, sabão, detergentes, águas de lavagem e uma parcela de águas pluviais, águas de infiltração, e eventualmente uma parcela não significativa de despejos industriais.

Os esgotos industriais, extremamente diversos, provêm de qualquer utilização da água para fins industriais, e adquirem características próprias em função do processo industrial empregado. Assim sendo, cada indústria deverá ser considerada separadamente, uma vez que seus efluentes diferem até mesmo em processos industriais similares (JORDÃO, 1995).

Do ponto de vista do tratamento dos esgotos industriais ou domésticos, podemos destacar que os esgotos industriais, de maneira geral, são tratados por estações de tratamento de efluentes na própria indústria geradora, ou em alguns casos, são levados para serem tratados por empresas especializadas. Só depois de alcançados padrões aceitáveis pela legislação, podem ser descartados. No caso do tratamento dos esgotos domésticos, estes são feitos por empresas (privadas, públicas ou estatais) conveniadas pelas prefeituras.

Independentemente de tratar esgotos domésticos ou industriais, podemos definir uma ETE como: uma unidade ou estrutura projetada com o objetivo de tratar esgotos, no qual o homem, através de processos físicos e/ou biológicos, simula ou intensifica as condições de autodepuração que ocorrem na natureza, mas dentro de uma área delimitada, onde

supervisiona e exerce algum controle sobre os processos de depuração, antes de devolver o esgoto tratado ao meio ambiente (LA ROVERE *et. al.*,2002).

O setor de tratamento de efluentes vem sofrendo grandes transformações, as companhias de saneamento estão ampliando-se e já possuem características que as igualam a outros setores da economia. Desta maneira, as Estações de Tratamento começam a se preocupar com a higiene e segurança no trabalho, de forma a atender a legislação, diminuir afastamentos por acidentes e até mortes, que podem trazer prejuízos financeiros e sociais (BUDA, 2004).

Interpretar as Estações de Tratamento de Esgoto como plantas industriais que prestam serviços à comunidade, possuindo um sistema produtivo e de transformação, reflete que estas enfrentam problemas, como qualquer outra indústria, nas questões de segurança do trabalho (BUDA, 2004). Sperling (1996) afirma: “Deve-se entender a estação de tratamento de esgoto como uma indústria, transformando uma matéria-prima (esgoto bruto) em um produto final (esgoto tratado). Os mesmos cuidados, como a otimização e a qualidade dos serviços das indústrias modernas devem estar presentes nesta indústria de tratamento de esgotos.”

O principal produto de uma ETE é o efluente tratado, que além de cumprir o seu papel mais óbvio de sanear o ambiente, pode servir como insumo, quer para uso industrial, quanto para seu reuso na irrigação de culturas, de recarga de aquífero, ou restauração de vazão de rios. Desta forma, o conceito de gestão ambiental aplicado a indústrias se torna aplicável também a uma empresa de saneamento como um todo, assim como as ETEs industriais. (LA ROVERE *et. al.*,2002),

Apesar da grande importância do tratamento dos esgotos, sanitários ou industriais, dentro de toda a cadeia de saneamento, as ETEs podem ser grandes geradoras de poluição. Elas consomem grandes quantidades de água e de energia, produzem despejos líquidos, liberam diversos gases nocivos para a atmosfera e produzem resíduos sólidos de difícil tratamento e disposição. Em decorrência de tais fatos as ETEs podem ser, e muitas vezes são, um grande problema para o meio ambiente, pois tem potencial para afetá-lo em todos os níveis: ar, água e solo.

Assim sendo, faz-se necessária a integração da variável ambiental no planejamento, na concepção, e, acima de tudo, na operação das ETEs. A questão da poluição, não apenas

aquela provocada pelas ETEs, mas a produzida pela indústria de um modo geral constitui não apenas um problema, mas também em um desafio para a gerência das empresas.

## 1.2 Justificativa

Com o advento da valorização das questões relacionadas ao meio ambiente bem como o do desenvolvimento de uma legislação ambiental mais rígida, as indústrias tendem a aumentar a implementação de medidas de desenvolvimento sustentável. Para isso deverão adotar a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) em suas empresas ou em seus departamentos, seja em novos projetos, na ampliação de empreendimentos já existentes ou ainda na implementação de Sistemas de Gestão Ambiental (SGA) em empreendimentos em operação.

Apesar da legislação americana sobre Avaliação de Impacto Ambiental ter sido aprovada em 1970, a lei correlata brasileira (CONAMA 01/86) entrou em vigor apenas em 1986, portanto a área de gerenciamento e Avaliação de Impacto Ambiental pode ser considerada nova. Se for considerado o número de empreendimentos de determinadas áreas que foram licenciados, e os métodos utilizados nestes estudos, certamente a Avaliação de Impacto Ambiental tem muito ainda a desenvolver não só no seu aspecto estratégico ou gerencial, mas também no seu direcionamento para todos os campos de atuação. Por estar em desenvolvimento, ainda existem aspectos a serem descobertos, discutidos ou propostos nesta área.

O desenvolvimento, a utilização e a melhoria de métodos específicos para Avaliação de Impacto Ambiental em projetos de grande porte, mais precisamente voltados para o tratamento de efluentes, tornam-se importante, não só pela carência destes métodos, como também pelo número de projetos que deverão aumentar no curto e médio prazo. Quanto maior o conhecimento e quanto melhor forem as técnicas e métodos para Avaliação de Impacto Ambiental destes projetos, mais efetivas e rápidas serão as análises dos responsáveis pela tomada de decisão e mais facilitadas a compreensão e a capacidade de intervenção do público.

### **1.3 Objetivo geral**

Este trabalho tem por objetivo avaliar os impactos ambientais negativos das atividades de tratamento de efluentes sanitários, dando ênfase ao problema da poluição causada pelas operações que constituem as mesmas.

#### **1.3.1 Objetivos específicos**

Os objetivos específicos do trabalho são:

- avaliar os impactos ambientais causados por ETEs;
- relacionar os impactos ambientais presentes na atividade de tratamento de esgotos com os diferentes fatores ambientais (solo, água, atmosfera e biota);
- analisar os riscos ambientais presentes nos processos de tratamento de efluentes,
- propor uma nova metodologia de avaliação de impactos ambientais para ETEs.

## 2. - Parâmetros de Qualidade dos Esgotos

O conhecimento dos parâmetros presentes nos esgotos nos fornece um diagnóstico do potencial impacto ambiental que poderia ser causado pela sua liberação no meio ambiente, por isso, a legislação ambiental impõe limites para a presença e/ou quantidade destes parâmetros. Todas as operações presentes em uma Estação de Tratamento de Esgotos, são feitas para que estes parâmetros possam estar dentro do que a legislação permite.

Esgoto sanitário que chega a uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) é gerado através da água que, após a utilização humana, apresentam as suas características naturais alteradas sendo chamadas genericamente de esgoto, ou águas servidas.

O esgoto sanitário é composto basicamente de:

- **esgoto doméstico ou esgoto sanitário:** são esgotos provenientes das residências, instalações comerciais, públicas e similares;
- **infiltração e ligações clandestinas:** água que entra sem controle na rede, procedente de subsolo por várias formas e água pluvial que descarrega na rede a partir de fontes como vazantes de edifícios, drenos cimentados e galeria pluvial;
- **água pluvial:** água resultante de escoamento superficial (MONTSORIU, 1985, p.12-13).

Para definir a qualidade dos efluentes gerados, devem ser obtidas informações passíveis de mensuração com o intuito de se definir os parâmetros físicos, químicos e biológicos. A qualidade dos esgotos é representada por características intrínsecas, geralmente mensuráveis, de natureza física, química e biológica. Estas características, quando mantidas dentro de certos limites, viabilizam determinado uso ou possibilitam o seu descarte. (VITERBO, 1998, p. 59)

### 2.1 - Parâmetros físicos

Caracterizam-se principalmente por substâncias fisicamente separáveis dos líquidos, ou que não se encontram dissolvidas. Segundo Alegre (2004), para a determinação dos parâmetros físicos, é necessária a determinação das seguintes características: cor, turbidez, e temperatura e sólidos.

## **Cor e Turbidez**

A cor é causada por matéria orgânica em solução na água, enquanto que a turbidez é causada pela presença de matéria em suspensão. A cor é indicativa da condição de chegada dos esgotos à ETE; será uma tonalidade marrom ou cinza no esgoto fresco, e negro no esgoto em estado séptico. (PESSOA e JORDÃO, 2009).

## **Temperatura**

A temperatura é um parâmetro físico que afeta a saturação de oxigênio dissolvido, as taxas de reações biológicas e das reações químicas. Enquanto a concentração de saturação de O.D. diminui com o aumento da temperatura, a atividade biológica cresce com o seu aumento.

Segundo Pessoa e Jordão (2009), uma faixa ótima está entre 25 a 35°C, a temperatura dos esgotos é em geral, pouco superior à das águas de abastecimento (pela contribuição de despejos domésticos que tiveram as águas aquecidas). Abaixo de 15°C a digestão anaeróbia praticamente não se processa.

São influencias da temperatura no tratamento de esgoto:

- Nas operações de natureza biológica (a velocidade da decomposição do esgoto aumenta com a temperatura)
- A solubilidade do oxigênio é menor nos temperaturas mais elevadas
- O aumento da temperatura faz diminuir a viscosidade, melhorando as condições de sedimentação.

## **Sólidos**

Embora a presença de sólidos no esgoto constitua uma parcela ínfima, (0,08% de sólidos e 99,92% de água) uma vez separados na estação de tratamento, poderão representar uma quantidade muito elevada, de difícil destinação final e com possíveis implicações ambientais (PESSOA e JORDÃO, 2009).

**Sólidos totais** – É o conteúdo total de sólidos em uma amostra de esgotos, denominado sólidos totais, é definido como: o resíduo remanescente após evaporação a 103°C de um volume conhecido da amostra. Geralmente é expresso em mg/L.

Os sólidos totais podem ser subdivididos em: sólidos em suspensão e dissolvidos ou sólidos fixos e voláteis.

**Sólidos em suspensão (ou particulados – SS)** – são os sólidos que ficam retidos no meio filtrante, escolhido de forma que o diâmetro mínimo da partícula seja de 0,1 micron, geralmente o meio filtrante é uma membrana de fibra de vidro.

**Sólidos dissolvidos (ou solúveis – SD)** – são obtidos pela diferença entre os valores de sólidos totais e em suspensão. Possuem além das substâncias dissolvidas presentes em solução de esgoto, e uma certa parcela de matéria coloidal (diâmetro de partículas entre  $10^{-6}$  e  $10^{-3}$  mm).

**Sólidos voláteis** – matéria orgânica que é volatilizada a partir dos sólidos totais a uma temperatura de 600°C.

**Sólidos não voláteis ou fixos** – matéria mineral que permanece na forma de cinzas após os sólidos totais o aquecimento dos sólidos totais a 600°C por 30 minutos.

Os sólidos, para efeito de controle da operação de sedimentação, costumam ser classificado em:

**Sedimentável** – aquele que sedimenta num período de decantação de 1 hora no Cone Imhoff, e encontra-se tipicamente cerca de 5 a 20 ml/l no esgoto doméstico. A quantidade de matéria sedimentável é uma indicação da quantidade de lodo que poderá ser removida por sedimentação nos decantadores. É um importante parâmetro, pois está relacionado ao assoreamento do corpo receptor, caso a sua remoção não seja eficiente.

**Não sedimentável** – não sedimenta no tempo arbitrado de 1 hora, em termos práticos, a matéria não sedimentável só será removida por processos de oxidação biológica ou de coagulação seguida de sedimentação.

## 2.2 - Parâmetros químicos

Parâmetros químicos geralmente são analisados em conjunto com os parâmetros físicos e/ou biológicos. O tratamento químico é utilizado quando o emprego de processos físicos ou biológicos não atende ou não atuam eficientemente nas características que se deseja reduzir ou remover (VITERBO, 1998).

### **pH**

A medida do pH é a concentração hidrogênica da água. É um parâmetro importante no controle operacional das estações de tratamento.

Segundo Pessoa e Jordão (2009), o pH do esgoto, em geral, varia entre 6,5 e 7,5. Esgotos velhos ou sépticos têm pH inferior a 6,0. A vida aquática requer um faixa de pH de 6 a 9.

O pH baixo potencializa a possibilidade de corrosividade, e o pH elevado, facilita a incrustação nas tubulações e peças (SPERLING, 2005).

### **Cloreto**

Podem ser originados pela dissolução de minerais e do solo, por intrusão de águas salinas, por despejos industriais ou lixiviação de áreas agrícolas. Os cloretos sempre estão presentes no esgoto, pela contribuição das excretas humanas. A remoção de cloretos é quase insignificante nos tratamentos convencionais (PESSOA e JORDÃO, 2009).

### **Nitrogênio e fósforo**

As fontes naturais de nitrogênio são decomposição de proteínas células, e como fonte antropogênica podemos citar: esgotos domésticos e industriais, fezes de animais e fertilizantes (SPERLING, 2005). Em relação às fontes de fósforo naturais, os principais são os de intemperismo das rochas e decomposição da matéria orgânica. Já as artificiais consistem de efluentes industriais, esgotos sanitários e fertilizantes. É importante ressaltar ainda que os

sabões e detergentes são os maiores responsáveis pela introdução de fosfatos nas águas (PESSOA e JORDÃO, 2009).

A liberação excessiva de nitrogênio e fósforo pode provocar um aumento na população de organismos aquáticos. O crescimento exagerado da população de algas em águas doces decorrente da elevada concentração de nutrientes, é um fenômeno bastante comum, tendo como consequência a depleção de oxigênio em corpos aquáticos resultante da oxidação da biomassa formada por algas mortas, levando a uma situação de anaerobiose, fatal para muitos organismos (PESSOA e JORDÃO, 2009). Este processo é conhecido como eutrofização.

O nitrogênio está presente nos esgotos sob a forma de nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato ou gás nitrogênio.

Já o nitrato, quando ingerido, é reduzido a nitrito no trato intestinal e ao entrar na corrente reage com a hemoglobina, convertendo-a em meta-hemoglobina, molécula que não possui a capacidade de transportar oxigênio. Além disso, o nitrato ingerido pode ser convertido a nitrosaminas, composto cancerígeno. Já na forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes, concentrações de amônia acima de 0,25 mg/L afetam o crescimento de peixes e na ordem de 0,50 mg/L são letais.

O nitrogênio orgânico e amoniacal são determinados juntos em laboratório sob a denominação de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). Por Nitrogênio Total (NT) entende-se a soma do nitrito e do nitrato ao NTK.

O fósforo está presente nos esgotos sob a forma de ortofosfato, polifosfato, e fósforo orgânico.

O fósforo apresenta-se na água sob duas formas principais: total e solúvel. É essencial para o crescimento de microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, e também para o crescimento de algas, podendo levar a eutrofização dos corpos d'água.

### **Oxigênio dissolvido (OD)**

A atmosfera, que contém 21% de oxigênio, é a principal fonte de reoxigenação de corpos d'água, por meio de difusão do gás na interface com água/ar. O oxigênio também pode

ser introduzido pela ação fotossintética das algas. No entanto, a maior parte do gás oriundo dessa última fonte é consumido durante o processo de respiração, além da própria degradação de sua biomassa (PESSOA e JORDÃO, 2009).

O OD é sem dúvida o parâmetro de melhor caracterização da qualidade de um corpo d'água. Ele é fundamental para a respiração dos microorganismos aeróbios que realizam a degradação da matéria orgânica. Em quantidades muito baixas a vida no corpo hídrico se torna inviável.

### **Óleo e graxas**

Óleos e graxas estão sempre presentes nos esgotos domésticos, provenientes da preparação e do uso de alimentos (óleos, vegetais, manteigas, carne e etc.). Podem estar presentes também sob a forma de óleos minerais derivados do petróleo (querosene, óleo lubrificantes). Nos esgotos domésticos, são encontrados em faixas médias de 50 a 150 mg/l (PESSOA e JORDÃO, 2009).

### **Metais**

Os principais elementos químicos enquadrados neste conceito são: Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se e Zn. A maioria destes elementos são encontrados naturalmente no ambiente, no entanto, o aumento da sua concentração pode trazer sérios riscos ao meio ambiente.

A maioria dos organismos vivos precisa apenas de alguns poucos metais, e em doses muito pequenas, como é o caso do zinco, do magnésio, do cobalto e do ferro. Já o chumbo, o mercúrio e o cádmio são metais que não existem na natureza, e tampouco desempenham função nutricional em qualquer ser vivo. Ou seja, a presença destes metais em organismos vivos é prejudicial em qualquer concentração (SPERLING, 2005).

Os metais não podem ser metabolizados e, portanto, permanecem no organismo e exercem seus efeitos tóxicos, este fenômeno é conhecido como biomagnificação.

### **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

A DBO indica a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente em uma amostra, após um tempo dado (normalmente cinco dias) e uma temperatura padrão (normalmente 20°C).

Basicamente, a informação mais importante que esse teste fornece é sobre a fração dos compostos biodegradáveis presentes no efluente. Muito importante, inclusive, para trabalhos de tratabilidade de águas residuais. O teste de DBO é muito usado para avaliar o potencial de poluição de esgotos domésticos e industriais em termos do consumo de oxigênio. É uma estimativa do grau de depleção de oxigênio em um corpo aquático receptor natural e em condições aeróbias. O teste também é utilizado para a avaliação e controle de poluição, além de ser utilizado para propor normas e estudos de avaliação da capacidade de purificação de corpos receptores de água (PESSOA e JORDÃO, 2009).

A DBO dos esgotos domésticos varia entre 100 e 400 mg/l, ou seja, 1 litro de esgotos consome de 100 a 400mg de oxigênio do corpo receptor em cinco dias, no processo de estabilização da matéria orgânica carbonácea.

### **Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

A DQO corresponde à quantidade de oxigênio necessária para oxidar a fração orgânica de uma amostra que seja oxidável pelo permanganato ou dicromato de potássio em solução ácida. O valor obtido indica o quanto de oxigênio um determinado efluente líquido consumiria de um corpo d'água receptor após o seu lançamento, se fosse possível mineralizar toda a matéria orgânica presente, de modo que altos valores de DQO podem indicar um alto potencial poluidor.

Esse teste tem sido utilizado para a caracterização de efluentes industriais e no monitoramento de estações de tratamento de efluentes em geral. Normalmente a DQO dos esgotos varia entre 200 e 800 mg/l.

A relação DQO/DBO nos esgotos varia entre 1,7 e 2,5. A relação DQO/DBO é uma indicação da possível presença de efluentes industriais. A tendência para a relação DQO/DBO é aumentar à medida que o esgoto passa pelas diversas unidades de tratamento, devido à

redução paulatina da fração biodegradável, ao passo que a fração inerte permanece aproximadamente inalterada.

Uma das grandes vantagens da DQO sobre a DBO é que permite respostas em tempo menor (2 horas com dicromato ou minutos em aparelhos específicos). Além disso, o teste de DQO não engloba somente a demanda de oxigênio satisfeita biologicamente (como na DBO), mas tudo o que é susceptível a demandas de oxigênio, em particular os sais minerais oxidáveis (PESSOA e JORDÃO, 2009).

### **Matéria orgânica carbonácea**

A matéria orgânica pode ser classificada quanto à forma e tamanho, em suspensão e dissolvida, e quanto à biodegradabilidade, em inerte (ou biorecalcitrante ou biorefratária) e biodegradável. Para sua determinação há métodos diretos de medição do carbono orgânico, como Carbono Orgânico Total (COT), e indiretos através de medição do consumo de oxigênio, como Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Última de Oxigênio (DBOu), e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO),

As substâncias orgânicas presentes nos esgotos são constituídas principalmente por compostos de proteínas (40% a 60%), carboidratos (25% a 50%), gorduras e óleos (8% a 12%) e uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas, metais e outros (em menor escala). Em termos práticos, usualmente não há necessidade de se caracterizar a matéria orgânica em termos de proteínas, gorduras, carboidratos e etc. Neste sentido, adotamos métodos que determinam a matéria orgânica de uma maneira geral (SPERLING, 2005).

Os métodos mais utilizados para a determinação da matéria orgânica são a DBO e a DQO.

### **2.3 - Parâmetros biológicos**

Os parâmetros biológicos são compostos por microorganismos vivos. Os processos biológicos dependem da ação dos microorganismos presentes nos esgotos, buscando transformar componentes complexos em compostos simples, como os sais minerais, o gás carbônico, entre outros.

## **Microorganismos**

A identificação e a contagem de microorganismos nos corpos d'água é de particular interesse em relação aos aspectos de proteção da saúde pública. A indicação mais usual da contaminação nos esgotos é feita através da presença dos Coliformes Fecais.

Os organismos patogênicos, tais como bactérias, vírus, vermes e protozoários, são os principais causadores de doenças de veiculação hídrica e aparecem na água, normalmente, em baixa concentração e de forma intermitente. Por estes motivos, o isolamento e a detecção de patógenos tem um custo elevado e requer um longo período para obtenção do resultado, o que inviabiliza a tomada de qualquer decisão.

Este obstáculo é superado através do estudo dos chamados organismos indicadores de contaminação fecal. Tais organismos são predominantemente não patógenos, mostram-se mais resistentes que as patogênicas, em relação aos processos naturais de depuração e à ação de desinfetantes. Portanto, se em uma amostra não forem encontrados coliformes, certamente os patógenos também não estarão presentes, pelo menos em quantidade significativa. Por outro lado, se for encontrado bactérias do grupo coliformes há um risco de se encontrar os tais organismos infectantes ou causadores de doenças. Outra característica é que estes organismos indicadores são encontrados em grandes quantidades nas fezes humanas.

Os organismos mais comumente utilizados para tal finalidade são as bactérias do grupo coliformes.

O grupo coliforme é dividido em bactérias fecais (ou intestinais) e não fecais. As primeiras vivem e se multiplicam no trato digestivo de animais de sangue quente (mamíferos e aves) e são eliminadas junto com as fezes. As não fecais são encontradas normalmente no solo.

Os principais indicadores microbiológicos são:

### **Coliformes totais (CT)**

Constitui um grande número de organismos, sua presença não significa necessariamente contribuição de fezes humana ou animal, pois estes organismos podem se desenvolver no solo ou na vegetação, e serem carreados com a água de lavagem. O esgoto

bruto contem cerca de  $10^6$  a  $10^9$  NMP/100 ml de *colis totais*, ou cerca de  $10^9$  a  $10^{12}$  org/hab/dia.

### **Coliformes termotolerantes**

Constituem um subgrupo dos coliformes totais, diferenciando-se por serem tolerantes a temperaturas mais elevadas, sendo praticamente de origem fecal. As espécies mais conhecidas são: *Escherichia coli* e em menor grau a *Klebsiella*, *enterobacter* e *Citrobacter*. A *Escherichia coli* é a principal bactéria do grupo CF, sendo abundantes nas fezes humanas e de animais, portanto, esta é a única que dá a garantia de contaminação exclusivamente fecal.

O esgoto bruto contem cerca de  $10^5$  a  $10^8$  NMP/100 ml de *colis fecais*, ou cerca de  $10^8$  a  $10^{11}$  org/hab/dia.

Além das bactérias existem outros parasitos de grande importância para o processo de tratamento de esgotos:

**Helmintos** – Seus ovos podem ser detectados no esgoto, principalmente no lodo, destacando os nematóides (*Ascaris lumbricoides* e *Trichuris trichiura*) popularmente chamado de lombrigas. As larvas passam através do aparelho circulatório e pulmões, e se fixam no intestino, de onde os ovos são eliminados nas fezes. As recomendações da Organização Mundial da Saúde para reuso agrícola de esgotos dão maior importância para helmintos e estabelecem um limite rígido para nematóides, menos de um ovo por litro para irrigação irrestrita.

**Protozoários** – As principais espécies típicas de fezes humanas são: *Giardia lamblia*, (giardíase), *Entamoeba histolytica* (amebíase) e *Cryptosporidia spp* (criptosporidíase). Geralmente provocam cólicas, diarreia, enfraquecimento e perda de peso.

A *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum* estão entre os protozoários capazes de causar diarreias graves. Mais de cem surtos de gastroenterite por *Giardia* e *Cryptosporidium* foram relatados nos Estados Unidos, Canadá e países da Europa nos últimos 25 anos. Como os coliformes termotolerantes não são bons indicadores da presença destes protozoários e o cloro não os elimina, a sua avaliação em águas é de extrema necessidade (CETESB, 2003).

**Cianobactérias** – São bactérias que geram toxinas capazes de afetar o fígado e o intestino, causar irritação na pele, alergias, odor e gosto na água. São conhecidas como algas por conterem clorofila “a”. Os principais gêneros são: *Microcystis* e *Anabaena* são encontradas principalmente em represas e reservatórios.

### **3. Etapas de Tratamento de Esgotos**

#### **3.1 – Histórico da implantação das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE)**

Com o início da Revolução Industrial, aumentaram os relatos de doenças associadas ao ambiente, na época, elas eram responsáveis por um grande número de mortes (MENDES, 1995), um grande exemplo desta associação pode ser comprovado através do estudo clássico de John Snow, em Londres que associou a mortalidade por cólera a qualidade da água consumida (CÂMARA, 2003). Além da qualidade da água consumida, outro fator não menos importante também era motivo de preocupação, a coleta das águas servidas.

A coleta das águas servidas já era preocupação das civilizações antigas. Em 3.750 a.C., foram construídas galerias de esgoto em Nipur (Índia) e na Babilônia. Em 3.100 a.C. foram empregadas manilhas de cerâmica para a canalização dos esgotos (AZEVEDO NETTO, 1984). Na Roma imperial foram feitas ligações diretas das casas até os canais. Estas iniciativas, no entanto ainda não representavam conceitualmente, o estabelecimento de uma rede de saneamento, pois grande parte destas atitudes eram iniciativas particulares de cada morador, e nem todas as casas apresentavam essas benfeitorias (METCALF e EDDY, 1977).

Na Idade Média não se tem notícia de grandes realizações no tocante à coleta de esgotos. Essa despreocupação com os efluentes domiciliares, aliada ao desconhecimento da microbiologia até meados do século XIX, certamente foram as causas das grandes epidemias ocorridas na Europa no período entre os séculos XVI e XIX, coincidindo com o crescimento das populações e o início da aglomeração urbana (SAWYER e MCCARTY, 1978).

Nesta época, os escravos eram encarregados de transportar água dos chafarizes públicos até as residências. Construídas de acordo com os costumes europeus da época, mesmo as casas mais sofisticadas eram construídas sem sanitários. Escravos carregavam potes

cheios de excrementos humanos até os rios, onde eram lavados para serem utilizados novamente.

Em Londres, somente em 1815 os esgotos começaram a ser lançados em redes coletoras, em Hamburgo iniciou-se em 1842, e em Paris, em 1890. Em 1860, surgiu o dispositivo de Mouras para tratar lodos de esgotos por processo anaeróbio e, em 1865, fizeram-se os primeiros experimentos sobre microbiologia de degradação de lodos. Os fundamentos biológicos, que acabariam dando origem ao processo de tratamento de esgotos, através de lodos ativados, começaram a ser investigados, na Inglaterra, em 1882, tendo culminado com o desenvolvimento do processo de tratamento por lodos ativados em 1914, por Arden e Lockett (METCALF e EDDY, 1977).

No ano de 1872, na França, Jean Luis Mouras descobre as vantagens de se acumular o lodo dos esgotos em um tanque, antes de lançá-lo numa fossa absorvente; dando origem ao tanque séptico (AZEVEDO NETTO, 1973). Esta descoberta abriu precedente para que entre o final do século XIX e início do século XX, outros países comesçassem a se preocupar com o tratamento de seus esgotos, em 1887 nos EUA, foi construída a Estação Experimental Lawrence em Massachusetts (METCALF e EDDY, 1977).

Pode-se afirmar que, a partir daí, os países desenvolvidos, em especial a Inglaterra, a maioria dos outros países europeus, os EUA, o Canadá, a extinta União Soviética e o Japão começaram a tratar os esgotos de suas cidades.

Outro passo importante, não no tratamento do esgoto, mas sim na coleta deste, foi o desenvolvimento do sistema separador absoluto, caracterizado pela construção de canalizações exclusivas para os esgotos (antes esgotos e água pluvial dividiam as redes de coleta), concebido no ano de 1879 e implantado pela primeira vez na cidade de Memphis no Tennessee, EUA (AZEVEDO NETTO, 1973).

As primeiras Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) são datadas de 1914 em Salford, Inglaterra, com uma vazão média de 303 m<sup>3</sup>/dia. No ano de 1915 foi também construída a Estação de Tratamento de Esgotos de Davyhulme com vazão média de 378 m<sup>3</sup>/dia.

No Brasil a chegada da família real, em 1808, proporciona um importante avanço nos serviços de saneamento. O Brasil foi um dos primeiros países no mundo a implantar redes de coleta para escoamento das águas de chuva, mas esta implantação ocorre somente no Rio de

janeiro, atendendo a área onde estava instalada a aristocracia. Entre 1830 e 1840, surgiram no Brasil as epidemias de febre tifóide e cólera. Realizavam-se, então, obras de saneamento básico para a eliminação destas epidemias (MARICATO, 2001).

Após o fim da escravidão, em 1888, não haviam mais pessoas que executassem os serviços de transporte de água e dejetos. Era, então, necessário encontrar novas soluções, o que impôs o desenvolvimento da tecnologia de saneamento básico no Brasil.

Com a rápida expansão industrial e das áreas urbanas, teve início o processo de poluição das águas, que se agravou no decorrer do tempo. A implantação de obras de saneamento para servir água potável à população, coletar e tratar o esgoto e a correta disposição dos resíduos sólidos, nunca acompanhou o ritmo de crescimento das áreas urbanas.

No caso das ETEs para tratamento de efluentes industriais, o grande *boom* ocorreu com o grande aumento na geração de efluentes líquidos industriais em meados do século XX, mais precisamente após a segunda guerra mundial. Quando os Estados Unidos da América (EUA), que não tiveram o seu parque industrial afetado pela guerra, suprimiram os aliados durante a guerra de boa parte dos insumos e equipamentos bélicos, o que provocou um desenvolvimento fantástico do seu parque industrial, porém sem a preocupação com o meio ambiente. Após a guerra, este crescimento não desacelerou, pois havia a necessidade da reconstrução da Europa, que fora literalmente destruída durante a guerra. Foi apenas na década de 60 que as primeiras preocupações com o meio ambiente começaram a surgir.

No Brasil, apenas no começo da década de 80 que as pequenas e médias empresas começaram a ter acesso às tecnologias de tratamento de efluentes industriais. Impulsionadas pelo aumento da atuação dos órgãos ambientais, e posteriormente pelo surgimento de uma consciência ecológica e pela necessidade de adequação às normas ISO, as empresas começaram a instalar as suas ETEs, de forma que atualmente todas as empresas estão cientes da necessidade de produzir sem agredir o meio ambiente.

### **3.2 – Processos de Tratamento dos esgotos**

Uma ETE pode ser definida como: unidade ou estrutura projetada com o objetivo de tratar esgotos, no qual o homem, através de processos físicos, químicos e/ou biológicos, simula ou intensifica as condições de autodepuração que ocorrem na natureza, mas dentro de

uma área delimitada, onde supervisiona e exerce algum controle sobre o processo de depuração, antes de devolver o esgoto tratado ao meio ambiente. (LA ROVERE, 2002).

As Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) pode tratar esgotos sanitários ou industriais. As ETEs que tratam esgotos sanitários, geralmente são mantidas pelo governo, ou por empresas privadas através de concessões.

Os sistemas de tratamento de efluentes são baseados na transformação dos poluentes dissolvidos e em suspensão em gases inertes e ou sólidos sedimentáveis para a posterior separação das fases sólida/líquida. A Lei de Lavoisier, sobre a conservação da matéria é perfeitamente aplicável, observando-se apenas que ao remover as substâncias ou materiais dissolvidos e em suspensão na água estes sejam transformados em materiais estáveis ambientalmente. A poluição não deve ser transferida de forma e lugar. É necessário conhecer o princípio de funcionamento de cada operação unitária utilizada bem como a ordem de associação dessas operações que definem os processos de tratamento.

Todos os contaminantes presentes nas águas residuárias podem ser eliminados por meios físicos, químicos e biológicos, ou pela combinação destes. Estes métodos de tratamento de esgoto, apesar de serem individuais, são classificados normalmente em operações físicas, químicas e biológicas unitárias, porém, em um processo de tratamento, usam-se todos em conjunto (MONTSORIU, 1985, p. 133).

Os processos químicos e físico-químicos podem ser utilizados para remover, cor e turbidez, odor, ácidos, álcalis, metais pesados, óleos e matéria orgânica.

Os processos químicos são os que utilizam produtos químicos, e são raramente adotados isoladamente. A necessidade de se utilizar produtos químicos tem sido a principal causa da menor aplicação deste tipo de processo. Via de regra é utilizado quando processos físicos e biológicos não atendem ou não atuam eficientemente nas características que se pretende reduzir ou remover, ou podem ter sua eficiência melhorada.

O tratamento do esgoto pode incluir várias técnicas e tende a ser realizado, de maneira a garantir um grau de tratamento compatível com as condições desejadas pelo corpo receptor.

Além do atendimento a legislação ambiental, a escolha da técnica de tratamento deve levar em conta, o espaço disponível, a disposição de investimento e o custo de energia que será necessário.

O consumo de energia, por exemplo, depende muito do sistema de tratamento utilizado. Vai do uso de energia solar (natural e não contabilizados) nas lagoas facultativas e sistemas de “terras alagadas”, passando por um pequeno gasto em reatores anaeróbios até o alto consumo de energia nos sistemas de lodos ativados. (LA ROVERE, 2002).

Resumidamente podemos descrever o processo de tratamento de esgotos da seguinte forma: após a passagem nas unidades de tratamento preliminar, onde os resíduos grosseiros são retidos, os esgotos chegam ao decantador primário contendo os sólidos em suspensão não grosseiros, na sua grande maioria matéria orgânica, os quais podem ser parcialmente removidos por sedimentação, o que significa redução da carga de DBO. Em seguida os esgotos escoam lentamente pelo decantador primário, de modo que os sólidos sedimentem gradualmente no fundo. Essa massa de sólidos, denominada lodo primário bruto, é retirada por tubulação, ou raspadores mecânicos e bombas, e encaminhado para tratamento específico. Materiais flutuantes, como óleos e graxas, também são removidos para posterior tratamento.

O efluente decantado segue para o tratamento secundário, pelo qual a matéria orgânica não capturada nas unidades anteriores, dissolvida e em suspensão, é removida através de reações promovidas por microrganismos. Estas reações podem ocorrer na presença de oxigênio (tratamento aeróbio) ou na ausência de oxigênio (tratamento anaeróbio).

A estratificação das etapas de tratamento dos esgotos pode ser feita através de níveis de tratamento de acordo com o grau de remoção de poluentes que se deseja atingir (OLIVEIRA, 2006). Estes níveis são: preliminar, primário, secundário e terciário.

**Tratamento Preliminar** - Destina-se à preparação das águas de esgoto para uma disposição ou tratamento subsequente. Tem como principal função a retirada de resíduos sólidos grosseiros e areia (MOTA, 2000). Suas principais unidades são:

- Grades ou peneiras;
- Caixas de areia ou desarenadores;

**Tratamento Primário** – Destina-se a remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis. É formado principalmente pelos decantadores primários ou processo físico-químico.

**Tratamento Secundário:** Tem como principal função a remoção de matéria orgânica dissolvida que não foi removida nos processos físicos (SPERLING, 2005). Basicamente apresentam tratamento biológico:

- Filtração biológica aeróbia;
- Filtração biológica anaeróbia;
- Lodos ativados;
- Reatores anaeróbios.

**Tratamento Terciário:** remoção de nutrientes, organismos patogênicos, compostos não biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos em suspensão remanescentes. A remoção de nutrientes por processos biológicos e a remoção de patogênicos pode ser considerada como integrante do tratamento secundário, dependendo da concepção de tratamento local. O tratamento terciário é bastante raro no Brasil (VON SPERLING, 1996). Os tratamentos terciários são mais caros que os demais por utilizarem produtos químicos e técnicas mais arrojadas.

Os processos de tratamento terciário mais utilizados são: desinfecção, adsorção por carvão ativado, processo de separação por membranas e processo oxidativo avançado (POA).

As estimativas de eficiência do tipo de tratamento estão expostas na tabela 3.1.

**Tabela 3.1** – Estimativa da eficiência esperada nos diversos níveis de tratamento

| <b>Tipo de tratamento</b> | <b>Matéria orgânica<br/>(% remoção<br/>DBO)</b> | <b>Sólido em<br/>suspensão<br/>(% remoção SS)</b> | <b>Nutrientes<br/>(% remoção<br/>nutrientes)</b> | <b>Bactérias<br/>(%<br/>remoção)</b> |
|---------------------------|---|---|--|--------------------------------------|
| Preliminar                | 5-10  | 5-20  | Não remove                                       | 10-20                                |
| Primária                  | 25-50   | 40-70   | Não remove                                       | 25-75                                |
| Secundário                | 80-95   | 65-95   | Pode remover                                     | 70-99                                |
| Terciário                 | 40-99   | 80-99   | Até 99   | Até 99,999                           |

Fonte: São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente – CETESB. 1988

### 3.3 – Etapas do tratamento do esgoto

A seguir faremos uma breve descrição dos processos mais utilizados nas estações de tratamento de esgoto sanitário, tendo em vista a classificação em processos preliminar, primário, secundário e terciário.

#### 3.3.1 – Tratamento preliminar

O **Processo de tratamento preliminar** é um processos que abrangem a remoção de sólidos grosseiros. Os principais são componentes são: as Grades e peneiras e a caixa de areia.

##### **Grades e peneiras**

As grades são dispositivos constituídos por barras paralelas e igualmente espaçadas que destinam-se a reter sólidos grosseiros em suspensão e corpos flutuantes. Normalmente, divididas em grades grossas, médias e finas, de acordo com a distância entre as grades (PESSOA e JORDÃO, 2009).

No gradeamento, os materiais de maiores dimensões que o espaçamento das barras fica retido, e pode ser removido de forma manual ou mecanizada.

As peneiras são dispositivos destinados a retenção de partículas mais finas, com granulometria maior que 0,25 mm. Podem ser classificadas em estáticas e rotativas.

A remoção dos resíduos sólido (lixo) realizado através das grades ou peneiras é efetuada na primeira unidade de uma estação de tratamento de esgoto, para que estes materiais não causem danos as bombas, válvulas e outros equipamentos. Além disso, evitam obstruções e a passagem de sólidos grosseiros para corpo receptor (SPERLING, 2005).

Em ETE de esgoto sanitário, as grades (mais comum do que peneiras) são fundamentais para impedir a entrada no sistema de lixo sólido como, por exemplo, pedaços de madeira, plásticos, latas, tecidos e etc.

Já em ETE de esgoto industrial, a utilização de peneiras (mais comum do que grades) é imprescindível para a retirada de fibras, principalmente em tratamentos de efluentes de

indústrias de refrigerantes, têxtil, pescado, abatedouros e frigoríficos, curtumes, cervejarias, sucos de frutas e outras indústrias de alimentos.

### **Caixa de areia ou desarenadores**

No desarenador, caixa de areia ou caixa de areia aerada, que é a utilizada nas grandes ETEs – dá-se a remoção da areia por sedimentação. Os grãos de areia, por terem dimensões e densidade maiores, vão para o fundo do tanque, e a matéria orgânica, de sedimentação mais lenta, permanece em suspensão, seguindo para as próximas unidades. Assim como as grades e peneiras, as caixas de areia são utilizadas com o objetivo de proteger bombas e tubulações contra abrasão e entupimento, além disso, as areias podem se acumular nos sistemas de tratamento (PESSOA e JORDÃO, 2009).

As caixas de areia ou desarenadores podem ser retangulares, circulares ou quadradas (SPERLING, 2005).

### **3.3.2 – Tratamento primário**

Os processos presentes no tratamento primário, visa, por meio de mecanismos estritamente físicos, a remoção de sólidos sedimentáveis e, em decorrência, parte da matéria orgânica. O processo contido no tratamento primário são os decantadores primários.

#### **Decantadores Primários**

Os decantadores são unidades dimensionadas, para que o líquido tenha uma baixa velocidade, possibilitando assim, a sedimentação de algumas partículas. São empregados na separação dos sólidos sedimentáveis contidos nos efluentes (PESSOA e JORDÃO, 2009).

A remoção dos sólidos por sedimentação é mais simples e menos custosa do que a que ocorre no tratamento secundário, por isso, os decantadores primários devem estar na etapa que antecede ao tratamento secundário.

Os sólidos em suspensão, possuindo uma densidade maior do que a do esgoto sedimenta gradualmente no fundo. Essa massa de sólidos é denominada lodo primário

(quando se trata do decantador presente na etapa de tratamento primário). Matérias flutuantes, como graxas e óleos, tendo menor densidade que o esgoto, sobe para a superfície dos decantadores. Este material é chamado de espuma.

Os esgotos domésticos possuem grande quantidade de óleos, graxa e outros materiais flutuantes. Existe então, a necessidade da remoção destes materiais para se evitar: obstruções dos coletores, aderência nas peças especiais das redes de esgoto, acúmulo nas unidades de tratamento e principalmente aspectos desagradáveis no corpo receptor.

Tanto o lodo acumulado no fundo bem como a espuma presente na superfície dos decantadores precisam ser removidos do sistema e tratados separadamente.

Neste trabalho consideramos o reator UASB como tratamento primário avançado. Isso se deve ao fato de sua limitada capacidade de remoção de matéria orgânica, o que requererá tratamento secundário, em geral aeróbio (Filtro biológico, biofiltro aerado...).para o cumprimento de qualquer padrão de lançamento.

## **Reator UASB**

Nos processos anaeróbios a decomposição da matéria orgânica e/ou inorgânica é conseguida na ausência de oxigênio molecular. Sua principal aplicação está na digestão de certos despejos industriais de alta carga e lodos de esgotos concentrados. Segundo Pessoa e Jordão (2009), os microorganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica são comumente divididos em dois grupos, sendo que cada grupo realiza as seguintes atividades:

- O primeiro hidroliza e fermenta compostos orgânicos complexos para ácidos orgânicos simples;
- O segundo converte os ácidos orgânicos simples em gás metano e gás carbônico.

Diferentemente do que ocorre nos filtros anaeróbios, não há necessidade de decantação primária, o que simplifica o fluxograma do tratamento. O processo se inicia com a entrada de efluente pelo fundo do reator, onde se encontra com a manta de lodo, ao passar pelo manto de lodo estabilizado, rico em bactérias anaeróbias, sofre degradação e o efluente tratado é recolhido em canaletas no topo do reator e os sólidos se acumulam no fundo. Como resultado da atividade anaeróbia, são formados gases (principalmente metano e gás carbônico). Na parte

superior do reator, existe uma estrutura chamada separador trifásico, que tem como função impedir a saída da biomassa junto com o efluente além de separar líquido, sólidos e gases (SPERLING, 2005).

O processo biológico **anaeróbio** normalmente encontrado em ETE é Reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), ou reator anaeróbio de fluxo ascendente.

Nos reatores UASB, a biomassa cresce dispersa no meio, em não aderida a um suporte como no caso dos filtros biológicos. A própria biomassa, ao crescer, pode formar pequenos grânulos, que tendem a servir de suporte para outras bactérias, formando uma manta de lodo (SPERLING, 2005).

O excesso de lodo é encaminhado para secagem e pode ser disposto em aterro sanitário ou passar por adequação para ser aproveitado como bio-fertilizante. Os reatores UASB são sistemas compactos e de alta taxa, indicados para a recuperação eficiente do gás metano.

Os reatores UASB, cuja utilização vem aumentando devido à sua capacidade de receber elevadas taxas de carregamento orgânico, área de implantação reduzida, economia de energia elétrica, entre outros. Além destas vantagens, ainda apresentam geração muito menor de lodo que os processos aeróbios (PIERRE e DORIA, 1995). E os gases ainda podem ser aproveitados como fonte energética, por exemplo, na desidratação do lodo nele produzido.

O reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) é o tipo mais comum utilizado em escala real para o tratamento de efluentes industriais e domésticos (METCALF e EDDY, 2003). Contudo, outros tipos de reatores têm-se destacado no tratamento anaeróbio como, por exemplo, o reator anaeróbio horizontal de leito fixo. Esse reator foi desenvolvido por Zaiat, Cabral e Foresti (1994), sendo um sistema que emprega tecnologia anaeróbia com células imobilizadas (aderidas a um suporte) que permitem aumentar o tempo de residência celular no reator, sem necessariamente aumentar o tempo de detenção hidráulica (TDH).

Sistemas de tratamento anaeróbio possuem capacidade potencial de remover compostos organoclorados de efluentes industriais (FREIRE *et al.*, 2000). De fato, a remoção de organoclorados sob condições anaeróbias acontece principalmente pela ação da chamada “descloração redutiva”. Segundo Parker, Hall e Farquhar (1993), tal efeito é explicado pela natureza eletronegativa dos substituintes de cloro que aumentam o estado de oxidação da

matéria orgânica, deixando os compostos organoclorados mais susceptíveis às reações de redução por via biológica.

Segundo Stevens (1988), utilização de reatores do tipo UASB oferecem grande vantagem no tratamento de efluentes industriais que contêm elevada concentração de compostos bio-refratários. Segundo Buzzini e Pires (2005), o UASB pode apresentar algumas vantagens pela diminuição do tempo de detenção hidráulica, devido ao elevado tempo que a biomassa imobilizada permanece no sistema. Em seus experimentos utilizando o UASB, os autores conseguiram representativa remoção de DQO (de até 86%, com TDH de 18 horas) em efluentes de licor negro diluído proveniente de indústrias de pasta celulósica.

Todavia esse reator pode apresentar problemas de colmatção do leito, dificultando sua operação em longos períodos de tratamento. Num estudo realizado por Momenti (2006), o UASB proporcionou boa estabilidade e satisfatória remoção de DQO (em média 50%, com TDH de 12 horas) em efluentes reais de branqueamento de indústria de celulose, quando se objetivava apenas uma remoção parcial da matéria orgânica de fácil degradação.

### **3.3.3 – Tratamento secundário**

Nesta etapa predominam os mecanismos biológicos, e o objetivo é principalmente a remoção de matéria orgânica e eventualmente nutrientes (nitrogênio e fósforo). Os principais processos são: lodos ativados, filtro biológico e reator UASB.

Os Processos biológicos são os processos que dependem dos microorganismos para a redução da carga orgânica dos efluentes. Nos processos biológicos, os microorganismos transformam a matéria orgânica existente na forma de sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos em compostos simples como água, gás carbônico e sais minerais.

Os processos biológicos são classificados em função da fonte de oxigênio, em aeróbios e anaeróbios, sendo que os microorganismos que se utilizam do oxigênio disponível no ar são chamados de aeróbios e os que se utilizam do oxigênio presente nos compostos que serão degradados são chamados de anaeróbios.

Os processos aeróbios são os mais utilizados nos países desenvolvidos. Em condições aeróbias, matéria orgânica é convertida em gás carbônico, água e biomassa. A energia potencial presente nos resíduos termina na biomassa (lodo), cuja produção se torna um grande

problema. No tratamento de esgotos, por exemplo, a disposição do lodo produzido é o fator de maior custo e que também requer grandes quantidades de energia. Devido à presença nesses lodos de metais pesados e outros contaminantes, seu aproveitamento na agricultura e outras formas de disposição é difícil. Além disso, a aeração requerida para fornecer oxigênio aos microrganismos aeróbios requer grandes quantidades de energia e produz significativas quantidades de CO<sub>2</sub>.

O processo de degradação anaeróbia transforma a matéria orgânica em gás carbônico, metano, água e biomassa. A produção de biomassa é significativamente menor quando comparada aos processos aeróbios, pois a taxa de crescimento dos microrganismos anaeróbios é baixa. A energia potencial do resíduo vai em parte para a biomassa e parte para o metano (CETESB, 2006).

Os processos biológicos de tratamento reproduzem em escala de tempo e área os fenômenos de autodepuração que ocorrem na natureza.

A transformação da matéria orgânica dissolvida e em suspensão, através da transformação desta em sólidos sedimentáveis (flocos biológicos), ou gases deve atender a condição de que estes produtos sejam mais estáveis, com significativa redução da presença de microorganismos e menor concentração de matéria orgânica.

Ao término dos processos secundários mencionados, haverá um decantador semelhante ao decantador primário. Devido a sua localização o decantador em questão é chamado de decantador secundário.

### **Lodos ativados**

O processo de lodos ativados foi desenvolvido na Inglaterra, em 1914, por Arden e Lockett. Consiste basicamente na introdução da matéria orgânica em um tanque, onde uma cultura de bactérias aeróbias é mantida em suspensão, sob determinadas condições, de forma a degradar a matéria orgânica (MIGUEL *et al.*, 2004).

Nos processos biológicos, através de lodos ativados (formado principalmente de bactérias, fungos, protozoários, rotíferos e nematódeos, sendo as bactérias os microorganismos de maior importância), o esgoto é estabilizado biologicamente em um

tanque de aeração, onde o oxigênio requerido pelos microorganismos será fornecido através de equipamentos de aeração mecânica ou ar difuso.

A massa biológica resultante é separada do líquido em um decantador secundário. A biomassa consegue ser separada no decantador secundário devido à sua propriedade de flocular, dado a capacidade das bactérias em produzir uma matriz gelatinosa que promove a aglomeração de bactérias, formando um floco de maior dimensão que facilita a sedimentação (SPERLING, 2005).

Uma parte dos sólidos biológicos sedimentados, no decantador secundário, é continuamente recirculado. Essa recirculação dos sólidos biológicos (biomassa) aumenta muito a densidade destes organismos no esgoto, contribuindo para potencializar a degradação da matéria orgânica ainda presente do efluente. Este é o princípio básico do sistema de lodos ativados (PESSOA e JORDÃO, 2009).

Algumas desvantagens do processo de lodos ativados seriam a grande produção de lodo (que necessita ser tratado e disposto adequadamente) e elevado custo de energia utilizada para aeração dos reatores biológicos (METCALF e EDDY, 2003).

### **Filtro biológico**

Existem diversas variantes dentro do conceito de filtros biológicos. Contudo o funcionamento básico consiste no processo de filtração biológica, onde o despejo líquido é aspergido sobre objetos inertes (pedras, plásticos e etc.) escoado através do leito filtrante. Neste leito filtrante, altamente permeável, os microorganismos são afixados, ao contrário da biomassa que cresce dispersa no sistema de lodos ativados. O meio filtrante, através do qual o despejo líquido é percolado, usualmente apresenta profundidade média de 2 metros (filtros de pedra) é de 9 a 12m (meio de plástico) (PESSOA e JORDÃO, 2009).

No filtro biológico o despejo líquido é distribuído sobre a parte superior do leito por meio de braços rotativos. O efluente sai por uma camada de drenos de fundo, juntamente com sólidos biológicos. O material orgânico presente no despejo fica retido na população de microorganismos afixada no meio filtrante, por um tempo suficiente para a sua estabilização.

O filtro biológico é considerado um sistema aeróbio porque o ar circula nos espaços vazios entre o leito filtrante, fornecendo oxigênio para a sobrevivência dos microorganismos (SPERLING, 2005).

À medida que a biomassa cresce os espaços vazios diminuem causando um fenômeno chamado de cisalhamento que desaloja parte do material aderido. Este material desalojado deve ser retirado para que não ocorra o aumento do nível de sólidos em suspensão no efluente final.

Uma das vantagens do filtro biológico é o lodo excedente já está estabilizado, e, portanto, não precisa ser conduzido até um biodigestor, sendo assim, este lodo deve ser levado diretamente para uma unidade de desidratação. Outra vantagem está no baixo consumo de energia elétrica. Como desvantagem podemos citar a necessidade de grandes áreas e a menor capacidade de se ajustar a variações do afluente (SPERLING, 2005).

### **Decantadores Secundários**

Os decantadores secundários são utilizados ao final do tratamento secundários, seja ele lodo ativado, UASB ou filtro biológico. A principal função do decantador secundário é retirar sólidos que são gerados, ou que não foram oxidados, nas etapas do tratamento secundário.

Os decantadores secundários exercem um papel fundamental no processo de lodos ativados, sendo responsáveis pela separação dos sólidos em suspensão, advindos dos tanques de aeração, liberando a saída de um efluente geralmente denominado clarificado, após a sedimentação dos sólidos em suspensão no fundo do decantador, resultando no lodo, que retorna ao tanque de aeração em concentração mais elevada. O retorno do lodo é necessário para suprir o tanque de aeração com uma quantidade suficiente de microorganismos e manter uma relação alimento/ microorganismo capaz de decompor com maior eficiência o material orgânico. O efluente líquido oriundo do decantador secundário é descartado diretamente para o corpo receptor ou passa por tratamento para que possa ser reutilizado internamente ou oferecido ao mercado para usos menos nobres, como lavagem de ruas e rega de jardins;

### **Lagoas aeradas aeróbias**

As lagoas aeradas assemelham-se construtivamente às lagoas de estabilização facultativas. No entanto, difere desta por manter toda a biomassa uniformemente distribuída pela massa líquida, não ocorrendo por consequência nenhuma sedimentação de lodo nessa lagoa, e por necessitar de uma fonte artificial do oxigênio.

Os organismos decompositores da matéria orgânica solúvel e finamente particulada ficam dispersos na massa líquida, posteriormente formam a massa de flocos biológicos, que são separados na unidade seguinte de sedimentação. A remoção de lodo ocorre em períodos de poucos anos. Nas lagoas aeradas são admitidas profundidades de até 3,0 m, em função da aplicação dos dispositivos de aeração e mistura.

As lagoas aeradas aeróbias operam como se fossem tanques de aeração de lodos ativados sem reciclo de lodo. A energia requerida é da ordem de 15 W/m<sup>3</sup>. Essas lagoas são instaladas em série com lagoas de decantação ou lagoas aeradas facultativas.

As lagoas aeradas têm sido bastante utilizadas em comunidades de médio porte e para alguns tipos de efluentes industriais.

### **Lagoas facultativas**

Se caracteriza por possuir uma zona aeróbia superior, em que os mecanismos de estabilização da matéria orgânica são a oxidação aeróbia e a redução fotossintética, e uma zona anaeróbia na camada do fundo, onde ocorrem os fenômenos típicos da fermentação anaeróbia (JORDÃO e PESSOA, 2009).

A disponibilidade de nutrientes e da energia luminosa da radiação solar possibilita a produção fotossintética de algas, e consequentemente, a produção do oxigênio necessário aos organismos aeróbios dispersos no meio líquido e decompositores da matéria orgânica solúvel e finamente particulada. A matéria orgânica particulada sedimenta-se ao fundo da unidade e é estabilizada anaerobicamente. A camada de lodo cresce muito lentamente, devida somente aos sólidos sedimentados e não decompostos anaerobicamente.

O processo requer grandes áreas superficiais para a exposição ao sol, tornando-se somente aplicável para vazões não muito elevadas. As lagoas de estabilização basicamente

consistem em obras de terra de grande porte; o processo praticamente não requer intervenção operacional. A profundidade das lagoas de estabilização varia entre 1,5 m e 2,0 m.

As lagoas aeradas facultativas são projetadas para operar com energias inferiores as das lagoas aeradas aeróbias, ou seja, na faixa de  $5 \text{ W/m}^3$ .

### 3.3.3.1 – Comparativo entre os processos biológicos no Brasil

Dentre as várias opções coletivas para o tratamento biológico, as mais utilizadas no Brasil são as lagoas de estabilização, o processo de lodos ativados e os filtros biológicos.

Os reatores anaeróbios também têm sido muito requisitados em ETE de esgoto sanitário ou industriais. Nos últimos anos, tem havido uma forte tendência de utilização de reatores anaeróbios, para o tratamento de efluentes industriais. Os setores que vêm empregando esta tecnologia se beneficiam com a sua baixa necessidade de área e com o fato de ela não exigir energia de aeração. Desde 1983, mais de 350 sistemas anaeróbios foram instalados. Em geral, pelos custos relativamente mais baixos, muitas indústrias optam pelo tratamento dos efluentes baseado em processos biológicos uma vez que permitem tratar grandes volumes de efluente, transformando os compostos orgânicos tóxicos em produtos menos perigosos (FREIRE *et al.*, 2000).

Em alguns estados tem havido um aumento de utilização de reatores do tipo UASB para o tratamento de esgotos domésticos, como unidade única, ou seguida de lagoa facultativa. Somente no estado do Paraná existem mais de 220 reatores anaeróbios, tratando esgotos de cerca de 1.200.000 habitantes. Dos reatores anaeróbios instalados no Brasil, a grande maioria é do tipo UASB. Esta tecnologia é muito apropriada às condições do país devido às condições climáticas favoráveis, simplicidade de construção e operação do sistema, além de não serem necessários equipamentos eletro-mecânicos de agitação e aeração e nem material de enchimento para o reator (CETESB, 2006).

Na tabela 3.2 é possível visualizar a avaliação relativa ao requisito econômico e dos impactos ambientais de cada uma das unidades de processo biológico. A Tabela 3.3 é mostrada uma análise comparativa entre as unidades de processo biológico.

Tabela 3.2: Avaliação relativa das unidades de processo biológico

| Sistema   | Economia   |         |        |                |             | Problemas ambientais |        |           |         |
|---|------------|---------|--------|----------------|-------------|----------------------|--------|-----------|---------|
|   | Requisitos |         | Custos |                | Geração     | Odores               | Ruídos | Aerossóis | Vetores |
|   | Área       | Energia | impl.  | Oper. e manut. | Subprodutos |                      |        |           |         |
| <b>Lodos ativados convencional</b>                | 4          | 2       | 1      | 2              | 1           | 4                    | 1      | variável  | 4       |
| <b>Filtro biológico percolador de baixa carga</b> | 3          | 4       | 1      | 3              | 2           | 4                    | 4      | 4         | 2       |
| <b>Lagoa aerada aeróbia</b>                       | 1          | 5       | 3      | 5              | 5           | 3                    | 5      | 5         | 2       |
| <b>Lagoa facultativa</b>                          | 1          | 5       | 3      | 5              | 5           | 3                    | 5      | 5         | 2       |
| <b>Reator UASB</b>                                | 5          | 5       | 4      | 4              | 4           | 2                    | 4      | 5         | 4       |

Adaptado de (SPERLING, 2005). Nota: 1 – menos favorável, 2, 3, 4.

Tabela 3.3: Análise comparativa das unidades descritas

| Sistemas           | Vantagens  | Desvantagens  |
|--------------------|--|---|
| <b>Reator UASB</b> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Razoável eficiência na remoção de DBO;</li> <li>• Baixos requisitos de área;</li> <li>• Baixos custos de implementação;</li> <li>• Tolerância de afluentes com alta concentração de matéria orgânica;</li> <li>• Reduzido consumo de energia;</li> <li>• Possibilidades de uso energético do biogás;</li> <li>• Não necessita de meio suporte;</li> <li>• Construção, operação e manutenção simples;</li> <li>• Baixíssima produção de lodo;</li> <li>• lodo estabilizado;</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Dificuldade de lançamento restritivos;</li> <li>• Baixa eficiência na remoção de coliformes;</li> <li>• Remoção de N e P praticamente nula;</li> <li>• Possibilidade de efluente com aspecto desagradável;</li> <li>• Possibilidade de odores desagradáveis;</li> <li>• Partida geralmente lenta;</li> <li>• Relativamente sensível a compostos tóxicos,</li> <li>• Usualmente necessita de pós-tratamento.</li> </ul> |

|   |  |   |
|---|--|---|
|   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• lodo com ótima desidratabilidade,</li> <li>• rápido reinício após paralisação.</li> </ul>   |   |
| <b>Lodos ativados</b>                             | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Elevada remoção de DBO;</li> <li>• Nitrificação usualmente obtida;</li> <li>• Possibilidade de remoção de N e P;</li> <li>• Baixos requisitos de área;</li> <li>• Processo confiável;</li> <li>• Reduzidas possibilidades de maus odores, insetos e vermes;</li> <li>• Flexibilidade operacional.</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Baixa eficiência na remoção de coliformes;</li> <li>• Elevados custos de implementação e operação;</li> <li>• Elevado consumo de energia;</li> <li>• Necessidade de operação sofisticada;</li> <li>• Elevado índice de mecanização;</li> <li>• Relativamente sensível a descargas tóxicas;</li> <li>• Necessidade de tratamento completo do lodo;</li> <li>• Possíveis problemas ambientais com ruídos e aerossóis.</li> </ul> |
| <b>Filtro biológico percolador de baixa carga</b> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Elevada remoção de DBO;</li> <li>• Nitrificação usualmente obtida;</li> <li>• Baixos requisitos de área;</li> <li>• Mais simples conceitualmente do que lodos ativados;</li> <li>• Índice de mecanização baixo;</li> <li>• Estabilização do lodo no próprio filtro.</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Baixa eficiência na remoção de coliformes;</li> <li>• Menor flexibilidade operacional do que os lodos ativados;</li> <li>• Elevados custos de implementação;</li> <li>• Relativa dependência de condições climáticas;</li> <li>• Relativamente sensível a descargas tóxicas;</li> <li>• Necessidade de tratamento completo do lodo;</li> <li>• Possíveis problemas com moscas;</li> </ul>                                      |
| <b>Lagoa aerada aeróbia</b>                       | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Satisfatória eficiência na remoção de DBO;</li> <li>• Razoável eficiência na remoção de patógenos;</li> <li>• Construção, manutenção e operação simples;</li> <li>• Reduzidos custos de implantação e operação;</li> <li>• Ausência de equipamentos mecânicos;</li> <li>• Requisitos energéticos praticamente nulos;</li> <li>• Satisfatória resistência a variações de carga;</li> <li>• Remoção de lodo necessária</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Requisitos de área ainda elevados;</li> <li>• Requisitos de energia relativamente altos;</li> <li>• Necessidade de remoção de lodo periódica.</li> </ul>   |

|                          |  |   |
|--------------------------|--|---|
|                          | <ul style="list-style-type: none"> <li>em longos períodos;</li> <li>• Requisitos de área inferior as demais lagoas.</li> </ul>   |   |
| <b>Lagoa facultativa</b> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Satisfatória eficiência na remoção de DBO;</li> <li>• Razoável eficiência na remoção de patógenos;</li> <li>• Construção, manutenção e operação simples;</li> <li>• Reduzidos custos de implantação e operação;</li> <li>• Ausência de equipamentos mecânicos;</li> <li>• Requisitos energéticos praticamente nulos;</li> <li>• Satisfatória resistência a variações de carga;</li> <li>• Remoção de lodo necessária em longos períodos.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Elevados requisitos de área;</li> <li>• Dificuldade em satisfazer padrões de lançamento restritivos;</li> <li>• A simplicidade operacional pode levar ao descaso com a manutenção;</li> <li>• Possível possibilidade de remoção de algas do efluente;</li> <li>• Dependência de condições climáticas;</li> <li>• Possibilidade de atração de insetos.</li> </ul> |

Adaptado de (SPERLING, 2005).

### 3.3.4 – Tratamento terciário

O tratamento terciário objetiva a remoção de poluentes específicos (não biodegradáveis ou tóxicos) ou complementar a remoção de poluentes que não foram removidos nos processos anteriores (tratamento primário e secundário). Os mais utilizados são a radiação ultravioleta e os processos oxidativos avançados (POA).

#### Radiação ultravioleta

A desinfecção por UV tem merecido destaque em virtude da eliminação dos riscos de formação de compostos orgânico clorados. A habilidade da luz ultravioleta de desinfetar líquidos tem sido observada há mais de 100 anos. Atualmente tem havido muitos avanços com a prática da desinfecção com radiação ultravioleta. A energia ultravioleta é absorvida pelos microrganismos, causando alterações estruturais no DNA que impedem a reprodução causando assim sua inativação. A quantidade de microrganismos como, *Escherichia coli*, *Streptococcus faecalis*, *Salmonella typhi*, *Shigella spp*, entre outros presentes em águas residuárias, podem ser satisfatoriamente reduzidos a valores adequados com a aplicação da radiação ultravioleta (SILVA, 2007)

Particularmente, a radiação ultravioleta é uma fração da emissão luminosa. Segundo Koller (1952) o espectro ultravioleta pode ser dividido em quatro bandas: UV-A (315 a 400 nm); UV-B (280 a 315 nm), UV-C (200 a 280 nm) e UV-vácuo (40 a 200 nm). As mais utilizadas para fins ambientais são as UV-A e UV-C.

A radiação ultravioleta interage com as moléculas presentes no meio líquido, provocando, na maioria dos casos, ruptura nas ligações químicas dos compostos. Para ocorrer a fotólise (dissociação) é necessária a absorção de um fóton pela molécula, e que a energia do fóton exceda a energia de ligação a ser clivada (ARAÚJO, 2002).

Combinações entre agentes oxidantes químicos e radiação UV é muitas vezes utilizadas, pois, geralmente, obtém-se melhor eficiência com os dois processos (oxidante e radiação) atuando de forma conjunta em relação às aplicações individuais. Alguns exemplos dessa combinação de Processos oxidativos avançados (POA) seriam: peróxido ( $H_2O_2$ )/UV,  $O_3$ /UV e peróxido ( $H_2O_2$ )/ $O_3$ /UV.

O mecanismo do tratamento com peróxido ( $H_2O_2$ )/UV, por exemplo, acontece pela ação da radiação emitida por lâmpadas ultravioleta (com comprimentos de onda abaixo de 400 nm), capaz de fotolizar as moléculas de peróxido ( $H_2O_2$ ). A fotoclivagem do peróxido de hidrogênio pode, em algumas situações, levar à degradação parcial de compostos recalcitrantes em elementos mais biodegradáveis, melhorando a eficiência de um posterior tratamento biológico (GOGATE e PANDIT, 2004; RAJ e QUEN, 2005; TEIXEIRA e JARDIM, 2004).

### **Processo de Oxidativo Avançado (POA)**

O processo de oxidação química é conhecido como processo de oxidativo avançado (POA). Os POA são baseados na geração de radicais hidroxilas ( $\bullet OH$ ), espécies altamente oxidantes e não seletivas que podem promover a degradação de vários compostos poluentes em poucos minutos (HUANG *et. at.*, 1993). Além disso, os radicais  $\bullet OH$  podem modificar a estrutura química de compostos orgânicos recalcitrantes tornando-os compostos mais simples, de menor massa molar, menos tóxicos aos microrganismos e, conseqüentemente, com maior biodegradabilidade (GOGATE e PANDIT, 2004). Segundo Teixeira e Jardim (2004) os radicais hidroxilas gerados pelos processos oxidativos avançados são principalmente

aplicáveis em efluentes contendo compostos biorefratários. Esses compostos são convertidos em produtos menos perigosos e podem, assim, ser tratados biologicamente.

Devido ao alto custo, este método é justificado no caso da presença de compostos resistentes aos biotratamentos usuais, chamados biorefratários. (GURNHAM, 1965).

Os principais oxidantes químicos utilizados no tratamento de efluentes são:

- Peróxido de hidrogênio -  $H_2O_2$
- Ozônio -  $O_3$
- Cloro -  $Cl_2$
- Dióxido de cloro -  $ClO_2$
- Permanganato de potássio -  $KMnO_4$
- Flúor - F

### 3.3.5 – Opções tecnológicas

Os processos citados acima são os mais utilizados, no entanto, existem vários outros processos que podem ser utilizados.

#### **Floculação Química**

A floculação química consiste na adição de um reagente químico ao efluente de forma a promover a precipitação das partículas de sujeira. Sulfato de alumínio, cloreto férrico e cloreto de alumínio são os agentes floculantes mais habitualmente utilizados. Em alguns casos, substâncias naturalmente presentes nos efluentes, tais como o bicarbonato de cálcio e o carbonato de magnésio, podem formar precipitados e, deste modo, também servir como promotores da floculação. Com o controle do pH do efluente (meio reacional) numa faixa apropriada, a reação de floculação ocorre, e os produtos de tal reação, que são relativamente insolúveis e inicialmente estão presentes sob a forma de colóides, se aglomeram em flocos. Durante o processo de aglomeração, essas partículas se associam a outros materiais em suspensão ou coloidais. O floco então aumenta de tamanho, a sua densidade se eleva e eles precipitam, levando consigo qualquer material insolúvel que tenha sido aprisionado durante a etapa de crescimento.

Polieletrólitos são freqüentemente usados para apressar o processo de floculação. A floculação química é efetiva na redução da quantidade de material em suspensão presente nos efluentes, inclusive material insolúvel finamente dividido. O conteúdo de óleo pode ter o seu grau de solubilidade reduzido através desse processo (LA ROVERE, 2002).

Alguma DBO também pode ser removida durante a floculação, mas tal redução é limitada pela quantidade de matéria consumidora de oxigênio que estiver inicialmente presente sob a forma de colóides ou outro material particulado. Por outro lado, a floculação é efetiva na remoção da turbidez; o processo não tem efeito sobre a coloração causada por substâncias em solução, apenas sobre a cor provocada pela presença de materiais coloidais, pois induz à aglomeração dos mesmos (GURNHAM, 1965).

### **Separador água / óleo (SAO)**

Este equipamento é destinado a separar óleo não emulsivo contido em água ou efluente. Totalmente fabricado em materiais não sujeitos a corrosão (polipropileno), pode operar em pH de 0 a 14, e temperatura de até 50°C. Trabalha em regime contínuo com drenagem constante do óleo separado para um tambor ou tanque posicionado lateralmente ao equipamento.

O processo de separação é um processo físico que ocorre por diferença de densidade, sendo normalmente as frações oleosas mais leves recolhidas na superfície. No caso de óleos ou borras oleosas mais densas que a água, esses são sedimentados e removidos por limpeza de fundo do tanque.

Este processo garante na saída do equipamento teores máximos de 15 ppm de óleos e graxas.

O processo é muito utilizado nas ETE de efluentes industriais, principalmente na indústria do petróleo, postos de serviço, oficinas mecânicas, indústria de alimentos e outras atividades que utilizam óleo. Na ETE sanitário a remoção da gordura, geralmente é feita nos decantadores primários.

## **Decantador Laminar**

É um tipo de decantador atualmente utilizado em estações de tratamento de efluente industrial, principalmente na indústria de mineração.

Estes decantadores se diferenciam dos outros devido à presença de placas paralelas no seu interior criando diferentes zonas de sedimentação

O clarificado sai continuamente por gravidade até o tanque elevatório de efluente tratado, e o lodo, também extraído continuamente do fundo do decantador, é encaminhado para o tanque de adensamento de lodo para posterior desidratação.

Pelo estudo de Reynolds de um líquido em movimento dentro de uma tubulação ou calha, em regime laminar de fluxo (velocidade baixa), observou-se que no centro da tubulação a velocidade é máxima e na parede, a velocidade do líquido é zero. Esta propriedade, aliada ao estudo das forças vetoriais no interior do módulo lamelar, explica o ótimo funcionamento e desempenho deste tipo de decantador. Ocupando uma área 10 vezes menor do que um tanque de decantação permite a instalação de estações compactadas em pequenas áreas. De fácil limpeza e manutenção, este equipamento apresenta uma extensa gama de aplicação.

## **Filtros**

A filtração é o processo da passagem de uma mistura sólido – líquido através de um meio poroso (filtro), que retém os sólidos em suspensão conforme a capacidade do filtro e permite a passagem da fase líquida.

Os filtros de polimento de efluente tratado são muito utilizados em ETE industriais, isso porque, de uma maneira geral os processos biológicos atendem perfeitamente as exigências legais a que são submetidas às ETE sanitárias, já na indústria, devido à complexidade do efluente produzido a filtração, em muitos casos, se faz necessária. Além do aspecto legal, a possibilidade da reutilização do efluente tratado tem levado a incorporação destes equipamentos no processo de várias ETEs industriais.

As principais cargas filtrantes aplicadas neste tipo de equipamento são:

- Areia classificada, responsável pela retenção de partículas sólidas em suspensão.

- Zeólitos, também aplicados para retenção de partículas sólidas, além de promoverem a adsorção de resíduos de óleos e graxas e de organoclorados, também diminuem a dureza e adsorvem cátions diversos, entre outros contaminantes.
- Carvão ativo mineral para adsorção de compostos orgânicos e cloro e que reduz substancialmente a DQO, entre outros contaminantes.

O processo de filtração em membranas é atualmente o processo com maior desenvolvimento para aplicações em efluentes industriais. A sua aplicação pode ocorrer tanto em reatores de lodos ativados quanto em processos de polimento para retenção de microorganismos ou moléculas orgânicas responsáveis por cor ou toxicidade. Nos reatores biológicos são empregadas as membranas de microfiltração (concentração de flocos biológicos). Para o polimento dos efluentes são utilizadas as membranas de ultrafiltração (retenção de microorganismos) e nanofiltração (retenção de microorganismos e moléculas orgânicas).

### **Flotação a Ar**

No processo de flotação a ar o efluente é saturado, usualmente sob pressão, com ar, e é então liberado para um vaso à pressão atmosférica ou pressão reduzida. A supersaturação é aliviada pela formação de pequeníssimas bolhas de gás. As bolhas, enquanto se formam e avançam para a superfície do líquido, carregam consigo o material particulado, que se separa e pode então ser removido. A flotação a ar tem como vantagem sobre a separação gravitacional o fato de que a sua taxa de separação é mais rápida, além de requerer menos espaço. A combinação da flotação a ar com a floculação química é mais eficaz do que a utilização da floculação sozinha. A flotação produz mais ou menos o mesmo grau de tratamento que a floculação química, mas promove o tratamento de forma mais rápida e minimiza alguns dos feitos indesejáveis desta última (GURNHAM, 1965).

A remoção do material flotado pode ser realizada por escoamento superficial como nos decantadores ou por raspagem superficial. A flotação é aplicada principalmente para retirada de sólidos com altos teores de óleos e graxas e ou detergentes, por isso, são muito utilizados em indústrias petroquímicas, de pescado, frigoríficas e de lavanderias.

### **3.3.6 – Unidades acessórias**

Além das etapas com processos físicos, químicos ou biológicos, as Estações de Tratamento de Esgotos possuem unidades acessórias que não estão inseridas dentro dos processos descritos. São eles:

#### **Elevatórias**

A elevatória é o sistema que transporta o esgoto bruto de um ponto a outro através de conjuntos motor-bomba. Geralmente, utilizados para vencer gradientes hidráulicos introduzidos no processo devido às particularidades construtivas das estações de tratamento.

Ela pode estar presente fora ou no interior da ETE. A que está fora, tem como função conduzir o efluente até o início do processo de tratamento, geralmente ela é chamada de elevatória de esgoto bruto. Outras elevatórias estão no interior da ETE, e sua função é a de conduzir o efluente para outras etapas do processo, ou para levar o lodo retirado do esgoto para a o devido tratamento.

#### **Tanques de Reagentes**

Os tanques de reagentes são utilizados no preparo e na dosagem de produtos químicos utilizados na ETE, de maneira geral, são fabricados em polipropileno e são dotados de sistema de agitação, sensores de nível e bomba de dosagem automática.

A dosagem automática de produtos químicos numa ETE é feita por bombas dosadoras, que permite o uso de produtos químicos na forma concentrada, exceto o leite de cal e polieletrólito, que devem ser diluídos em água os seus respectivos tanques de preparo. A possibilidade de se aplicar produtos químicos concentrados minimiza o risco de acidentes de trabalho, pois diminui o manuseio de produtos perigosos.

#### **Tanque de Equalização**

Tanques de equalização são utilizados para adequada mistura, homogeneização e equalização de vazões em sistemas de tratamento de esgotos (ETE's)

### 3.3.7 - Produtos químicos usados em ETE

Os produtos químicos são utilizados nas operações de desumidificação de lodo (cloreto férrico, cal e polímeros) e também na flotação de matérias suspensas e gordura (polímeros) (LA ROVERE, 2002). Além disso, são utilizados também no processo de oxidação química, conforme vimos anteriormente.

Os principais produtos químicos utilizados no processo de tratamento de efluentes são:

- Cal (virgem (CaO), ou hidratado (Ca(OH)<sub>2</sub>);
- Cloro (Cl<sub>2</sub>);
- Sulfato de alumínio (Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>));
- Sulfato ferroso (FeSO<sub>4</sub>);
- Cloreto férrico (FeCl<sub>3</sub>);
- Polieletrólitos;
- Peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>);
- Ozônio (O<sub>3</sub>);
- Dióxido de cloro (ClO<sub>2</sub>);

#### Cal

A cal é utilizada extensamente nas operações de ETEs para o controle de pH. É comercialmente disponível em duas formas secas preponderantes - cal virgem (CaO) e cal hidratada (Ca(OH)<sub>2</sub>). Em outras formas a cal é cáustica, tende ao pó quando pulverizado e tende a precipitar quando em suspensão, por isso é utilizado como agente floculador no de efluentes.

Na forma de pó seco é muito leve, podendo se dispersar no ar facilmente, inspirando cuidados com o transporte e armazenamento. (La Rovere, 2002).

Como agente condicionador de lodo, a cal é normalmente utilizada para elevar o pH decaído por causa da adição de cloreto férrico. Além do controle de pH, a cal providencia um certo grau de redução de odor e a eliminação de agentes patogênicos. Conforme o WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1991), os patógenos e os microrganismos do lodo podem

ser tanto inativados como destruídos em condições de pH maior ou igual a 12, tempo de contato adequado (pelo menos 2 horas) e mistura homogênea com a cal.

Raramente a cal virgem é aplicada diretamente na forma seca, com exceção da estabilização de torta de lodo. Ao invés disso, normalmente é aplicada em suspensão com água e convertida numa forma hidratada mais reativa (hidróxido de cálcio,  $\text{Ca(OH)}_2$ ) antes de sua aplicação.

### **Cloro**

O cloro e seus derivados ao serem adicionados à água reagem formando ácido hipocloroso ( $\text{HOCl}$ ) que dissocia-se em íon hipoclorito ( $\text{OCl}^-$ ) e íon ( $\text{H}^+$ ). As reações entre o cloro livre e os compostos nitrogenados, presentes nos esgotos domésticos, produzem uma série de compostos chamados cloraminas (cloro combinado), que possuem efeito bactericida e ajudam na desinfecção. (EPA, 1986)

O cloro, penetra nas células dos microrganismos e reage com suas enzimas, destruindo-as, como estas são essenciais aos processos metabólicos das células vivas, estas, sem a ação das enzimas, morrem (JORDÃO e PESSOA, 2009).

### **Sulfato de alumínio**

Sulfato de alumínio,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  ou  $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{S}_3$ , é um produto químico muito usado em indústrias. É frequentemente utilizado como um agente promovedor da coagulação química e floculação, e acelerar a sedimentação nos processo de tratamento de efluente (JORDÃO e PESSOA, 2009).

### **Sulfato ferroso**

O Sulfato Ferroso ou Sulfato de Ferro (II) é um composto químico com fórmula ( $\text{FeSO}_4$ ). É frequentemente utilizado como um agente promovedor a coagulação química e floculação, e acelerar a sedimentação nos processo de tratamento de efluente (JORDÃO e PESSOA, 2009).

### **Cloreto férrico**

O Cloreto Férrico ( $\text{FeCl}_3$ ) é utilizado como um agente coagulante nos processo de tratamento de efluente (JORDÃO e PESSOA, 2009), e no condicionamento de vários tipos de lodos. É vendido tipicamente na forma líquida em solução entre 30 a 40 % e possui uma cor laranja-marrom.

O Cloreto Férrico tem sido muito utilizado no tratamento terciário, para a remoção de fósforo do efluente (YEOMAN *et al.*, 1993) e patógenos (CAMPOS *et al.*, 1996).

### **Polieletrólitos**

Os polieletrólitos são muito utilizados no condicionamento do lodo. Conforme Hespanhol (1982), os termos polieletrólito e polímero são utilizados corriqueiramente como sinônimos, com certa justificativa. Estritamente falando, um polieletrólito é um polímero que contém grupos ionizáveis, normalmente um ou mais que se repetem por unidade.

Conforme Schwoyer (1981), muitas vezes o termo polímero vem acompanhado da palavra sintético, isto é, fabricado através da ação humana. Isto acontece para diferenciar dos polímeros naturais, por exemplo, aqueles que são derivados do amido.

Os polieletrólitos orgânicos (polímeros) são moléculas grandes, solúveis em água desenvolvidas a partir de pequenos elementos construtivos, denominados monômeros, repetidos numa longa cadeia. Os polieletrólitos podem usar um ou mais métodos para adquirir características específicas de desempenho.

Os polímeros de condicionamento de lodo mais comuns podem ser classificados de acordo com a característica de carga do composto (aniônico, não-iônico, ou catiônico), peso molecular e forma física. Os polímeros estão disponíveis em cinco formas físicas de apresentação: sólida/pó, líquida, emulsão, gel e em solução do tipo “mannich”. Dessas formas físicas as mais comuns são a sólida, líquida e emulsão.

## Peróxido de hidrogênio

O peróxido de hidrogênio tem sido utilizado durante muitos anos no tratamento de efluentes industriais e de águas de abastecimento, principalmente visando a remoção de matéria orgânica (US PEROXIDE, 2006). O  $H_2O_2$  é considerado um oxidante versátil, superior ao cloro, dióxido de cloro e permanganato de potássio, podendo ser convertido em radicais hidroxilas através da catálise, na presença ou ausência de irradiação (MATTOS *et al.*, 2003). Isso é um fator positivo, pois os radicais hidroxilas são considerados espécies ainda mais energéticas para a degradação de compostos recalcitrantes.

Segundo a US Peroxide (2006), o peróxido de hidrogênio apresenta-se como solução clara, incolor e pode ser misturado com água em qualquer proporção. Em concentrações elevadas, tem odor ligeiramente pungente ou ácido.

Deve se ressaltar que a aplicação em excesso de peróxido de hidrogênio pode originar reações competitivas com os radicais  $\bullet OH$ , causando efeito inibitório na degradação dos poluentes. Quando em excesso, o peróxido de hidrogênio atua capturando os radicais hidroxilas. As reações a seguir apresentam a possibilidade dos radicais recombinarem-se (HUANG e SHU, 1995):

Outra limitação na aplicação do peróxido de hidrogênio para o tratamento de efluentes seria a baixa velocidade de degradação diante de algumas substâncias complexas (ALNAIZY E AKGERMAN, 2000; ARAÚJO, 2002; BENITEZ *et. al.*, 2002; CATALKAYA e KARGI, 2006). Por essa razão, recomenda-se a combinação do  $H_2O_2$  com outros POA (tratamento híbrido) para que haja um aumento na eficiência dos processos de degradação dos contaminantes (GOGATE e PANDIT, 2004).

## Ozônio

O ozônio ( $O_3$ ) é um gás formado por três átomos de oxigênio. Dois átomos de oxigênio constituem a base da molécula do oxigênio presente no ar que respiramos. O terceiro átomo, muito instável, pode se desligar facilmente do ozônio para se ligar às moléculas de outras substâncias orgânicas, alterando sua composição química.

O ozônio é o segundo oxidante mais poderoso, excedido em seu potencial de oxidação somente pelo flúor. É poderoso contra germes e vírus, ataca trato respiratório, e sua

concentração máxima considerada segura para o homem é da ordem de 0,1 ppm (HASSEMER, 2000 p.33).

O ozônio tem como característica a instabilidade e o alto poder oxidativo, o que o torna um atrativo para a desinfecção de esgotos domésticos. A instabilidade desse gás é uma característica desejável porque quando o efluente é lançado no meio ambiente não haverá residual de oxidante que possa ser danoso à biota aquática. O alto poder de oxidante é desejável porque diminui muito as concentrações e o tempo necessário para a desinfecção. Sendo o tempo de contato e as concentrações reduzidas haverá economia na construção e operação das instalações. (Lima; Aisse, 2003, p.5).

O ozônio tem sido utilizado no tratamento de efluente industriais, reduzindo a concentração de DQO e destruindo alguns compostos químicos como fenóis e cianetos. É considerado eficiente na remoção de cor por oxidar matéria orgânica dissolvida e formas coloidais presentes nos corantes, restabelecendo a coloração natural do efluente.

### **Dióxido de cloro**

O Dióxido de Cloro ( $\text{ClO}_2$ ) é um gás sintético, de cor amarelo esverdeado a  $100^0$  C, abaixo desta temperatura, condensa-se tornando-se vermelho e cerca de 2,4 vezes mais pesado do que o ar. É utilizado como desinfetante e oxidante no tratamento de efluentes (RIBEIRO *et. al.*, 2000).

Segundo Narkis, (1987), o comportamento do dióxido de cloro investigado em efluentes tratados com processos físico-químicos avançados pode ser recomendado como um eficiente desinfetante. Estudos de Narkis (1986) mostram que os efeitos do  $\text{ClO}_2$  em efluentes tratados de estação de tratamento de esgotos de Haifa, Israel, são altamente eficientes na remoção de microorganismos.

### **3.4 - Tratamento do lodo e da espuma**

Os esgotos sanitários são formados por uma grande parcela líquida e uma pequena parcela sólida. O processo que descrevemos no início deste capítulo tem como objetivo separar a parte líquida da parte sólida. A parte líquida é descartada como afluente e a parte

sólida será retirada na forma de lodo (primário e secundário), que necessita de um tratamento antes do seu descarte, lixo, areia e espuma.

A espuma é formada nos decantadores primários e secundários e consiste basicamente de materiais flutuantes, contendo graxa, óleo vegetal, gordura animal e etc.

O lodo primário é gerado nos decantadores primários e composto pelos sólidos sedimentáveis do esgoto bruto, o secundário, é formado no decantador secundários e constituído pela própria biomassa presente no tratamento biológico (SPERLING, 2005).

O lixo é composto por material grosseiro e é retido nas grades ou peneiras, já a areia é retirada nas caixas de areia ou desarenadores. Tanto o lixo quanto a areia, de uma maneira geral não recebem nenhuma tratamento e são enviados diretamente para o aterro sanitário.

O lodo e a espuma geralmente recebem o mesmo tratamento até a disposição final.

Os esgotos sanitários brutos são compostos por cerca de apenas 0,1% de sólidos, no caso de ETEs industriais, o teor de sólidos será muito variado e terá relação direta com o produto fabricado, a quantidade de lodo está diretamente relacionada com a quantidade de sólidos encontrada no efluente, o tipo de tratamento dado ao lodo também terá uma grande importância na quantidade de lodo gerado, o tratamento aeróbio, produz de cerca de três a cinco vezes, ou mais lodo, que o tratamento anaeróbio (CAMPOS, 1994).

A disposição do lodo gerado na depuração dos esgotos é um problema que envolve dificuldades técnicas e pode resultar em custos relativamente elevados. A determinação de seu tratamento e destino final depende, dentre outros fatores, de seu volume, que influi diretamente no custo de transporte (da ETE ao seu destino final), valendo salientar que o lodo bruto possui alto teor de umidade (90 a 99%). Desta forma, o lodo deve ser submetido a algum tipo de desidratação, reduzindo assim o volume a ser transportado e, conseqüentemente, reduzindo o custo de disposição ou reuso. Além disso, existe uma questão legal que justifica a secagem do lodo, os aterros de resíduos perigosos não podem receber lodos com água livre e ou que apresentem umidade superior a 70%.

Os sistemas de tratamento do lodo podem comportar diversas combinações de operações e processos unitários. A adoção de cada uma das etapas no fluxograma do processamento do lodo depende das características do lodo gerado, isto é, do tratamento

aplicado à fase líquida, como também da etapa subsequente de tratamento do lodo e da disposição final (VON SPERLING e GONÇALVES, 2001).

O **adensamento** ou espessamento é um processo físico de concentração de sólidos que busca a redução da umidade e conseqüentemente do volume do lodo, o que por sua vez facilita as etapas seguintes.

O **condicionamento** é um processo preparatório, no qual produtos químicos (coagulantes, polieletrólitos) são adicionados ao lodo, visando aumentar a captura de sólidos nos processos de desidratação.

A **desidratação** ou desaguamento visa remover a água e reduzir ainda mais o volume do lodo, aproximando seu comportamento mecânico ao dos sólidos.

A **estabilização** visa remover patógenos, facilitar a desidratação e reduzir os maus odores no processo de tratamento do lodo, através da remoção da matéria orgânica biodegradável.

A **desinfecção** ou higienização é uma operação necessária caso o destino do lodo seja a agricultura, buscando complementar a digestão aeróbia ou anaeróbia na redução do nível de patógenos a patamares aceitáveis.

É possível combinar diversas seqüências de operações e processos unitários para configurar o fluxograma do processamento de lodo.

### **Adensamento**

É um processo físico de concentração de sólidos visando a redução de volume, facilitando as etapas posteriores.

Os adensadores apresentam uma estrutura similar a dos decantadores. Usualmente alimentação é central, com a saída do lodo pelo fundo e a saída do sobrenadante pela periferia. De maneira geral o lodo segue para o digestor e o sobrenadante retorna para o início da ETE.

Como o lodo contém uma quantidade muito grande de água – até 99,6%, segundo Jordão e Pessoa (2009) – deve-se realizar a redução do seu volume. O adensamento é o processo para

aumentar o teor de sólidos do lodo e, conseqüentemente, reduzir o volume pela remoção de líquido. Este processo pode aumentar, por exemplo, o teor de sólidos no lodo descartado de 1% para 5%. Desta forma, as unidades subseqüentes, tais como a digestão, desidratação e secagem, se beneficiam desta redução. Dentre os métodos mais comuns utilizados pode-se citar o adensamento por gravidade e por flotação.

### **Adensadores por gravidade**

O adensamento do lodo por gravidade tem por princípio de funcionamento a sedimentação por zona, o sistema é similar aos decantadores convencionais, onde o lodo se deposita no fundo do adensador e depois é removido do tanque.

O formato geralmente é circular. O lodo adensado segue para a digestão, por exemplo, enquanto que o sobrenadante retorna a entrada da estação.

### **Adensamento por flotação**

É um processo de separação líquido-sólido através de ar difuso, promovido pela injeção de bolhas de gás, usualmente ar, na massa líquida, que se deseja separar e adensar os sólidos em suspensão, óleos ou graxas e fibras de baixas densidades, para subseqüente remoção por dispositivos apropriados. As bolhas de gás aderem às partículas sólidas diminuindo a densidade suficiente necessária para promover o arraste ou flutuação, até a superfície da massa líquida.

O processo de adensamento por ar difuso e conseqüente remoção, além da finalidade de concentração de sólidos em suspensão, materiais graxos e resíduos flutuantes é amplamente aplicável ao processo de clarificação, no tratamento da fase líquida dos esgotos sanitários.

Este processo tem boa aplicabilidade em lodos ativados, para os quais o adensamento por gravidade não ocorre de forma satisfatória (GONÇALVES *et. al.*, 2001).

## **Desidratação**

Os principais processos utilizados para a desidratação do lodo são:

- **naturais:** leitos de secagem;
- **mecânicos:** centrífugas e filtros prensa.

### **Filtro – Prensa**

Os filtros-prensa são filtros de pressão, constituídos de placas de ferro entre as quais se prendem os panos filtrantes. Existem diversos tipos de tecidos ou telas. Se forem possíveis a sua reutilização os filtros ou telas filtrantes são de tecido e no caso de serem descartáveis são de papel. A seleção dos tecidos ou papel é realizada através de testes em filtros piloto e no caso de lodos com características conhecidas, pelos catálogos dos fabricantes.

Junto com o lodo, é comum a adição de  $\text{Fe Cl}_3$  e cal no lodo.

O lodo é submetido durante uma a duas horas à pressão de 6 a 8 atm, sendo depois removido manualmente em estado sólido. Durante a operação, o teor de água cai de 95 para 65%, com o que seu volume fica reduzido a um sétimo (IMHOFF, 1986).

As telas filtrantes devem ser limpas continuamente por meio de esguichos.

A desvantagem do filtro-prensa é que o sistema é descontínuo, ou seja, a cada ciclo de operação, o sistema deve ser desligado para a remoção das tortas de lodo.

### **Centrifuga**

A centrífuga age através de um processo de separação de sólido/líquido forçada pela ação de uma força centrífuga. A clarificação ocorre devido à sedimentação dos sólidos de uma maneira muito mais rápida do que aconteceria naturalmente. A centrífuga pode também ser utilizada na fase da desidratação (SPERLING, 2005).

O lodo úmido é introduzido na centrífuga onde os sólidos em suspensão se depositam na parede interna do tambor. Logo após são empurrados pela rosca, que gira a uma velocidade um pouco maior, para a extremidade de menor diâmetro, onde saem da camada líquida, sendo

então descarregados. O líquido intersticial sai do tambor pelo lado do diâmetro maior através de um vertedor em forma de disco (IMHOFF, 1986).

No processo de secagem, as centrifugas necessitam da adição de polieletrólito para desestabilização dos colóides e a formação de grumos. Os teores de sólidos no lodo seco variam na faixa de 15 a 30%. No fim de cada ciclo de operação o decanter-centrífuga deve ser lavado.

### **Leito de secagem**

São unidades de tratamento, geralmente em forma de tanques retangulares, projetadas e construídas de modo a receber o lodo dos digestores, ou de unidades de oxidação total, nele se processa a redução de umidade com a drenagem e evaporação da água liberada durante o período de secagem (LA ROVERE, 2002).

O funcionamento dos leitos de secagem é baseado em um processo natural de perda de umidade que se desenvolve devido aos seguintes fenômenos: liberação de gases dissolvidos, liquefação, devido à diferença do peso específico aparente do lodo digerido e da água, evaporação natural da água devido ao contato íntimo com a atmosfera; e evaporação devido ao poder calorífico do lodo.

Os tanques de armazenamento podem ser de alvenaria, concreto ou de terra (diques). A camada drenante é constituída de uma camada-suporte, do meio filtrante e de um sistema de drenagem. (LA ROVERE, 2002).

Após o descarte do lodo para o leito de secagem é iniciada a drenagem do mesmo, que ocorre geralmente entre 24 e 48 h. A redução da altura da camada de lodo é de aproximadamente 60%. Após a drenagem ou desaguamento, inicia-se o processo de secagem propriamente dito, sendo controlada pela ação dos ventos, insolação direta, temperatura ambiente e características do lodo.

Como desvantagens temos a necessidade de grandes áreas. Se for necessária uma área superior a 300 m<sup>2</sup>, deve-se realizar um estudo de viabilidade econômica, pois a partir desta área a secagem mecanizada tem custos de instalação inferiores.

O lodo em condições normais de secagem poderá ser removido do leito de secagem depois de um período que varia de 12 a 20 dias, quando a umidade atinge valores de 70 a 60% (JORDÃO e PESSOA, 1995).

### **Condicionamento do lodo**

Os processos mecânicos de desidratação são os mais utilizados em grandes ETEs de regiões metropolitanas, pois apesar de maiores custos, não requerem grandes áreas de instalação.

Por outro lado, lodos ativados ou mistos para serem concentrados a teores de sólidos acima de 4 ou 6 %, necessitam de um tratamento prévio de condicionamento, que aumente a aptidão à desidratação e a captura de sólidos.

O condicionamento neutraliza ou desestabiliza as forças químicas ou físicas atuantes nas partículas coloidais e no material particulado em suspensão imersos em meio líquido. Este processo de desestabilização permite que as partículas pequenas se juntem para formar agregados maiores, ou seja, os flocos (HAUG *et al.*, 1992 apud MIKI, 1998). Isto é obtido através da formação de espécies poliméricas– polímeros de hidróxidos metálicos – chamada de coagulação/floculação por varredura (MIKI, 1998).

O condicionamento pode ser realizado pela adição de produtos químicos inorgânicos e, ou orgânicos, aplicados no lodo a montante da unidade de desidratação, e seu papel é o de favorecer a agregação das partículas de sólidos e a formação de flocos.

Os coagulantes inorgânicos mais comuns são: sulfato de alumínio, cloreto ferroso, cloreto férrico, sulfato ferroso, sulfato férrico, cal virgem, cal hidratada. Os mais utilizados são a cal e o cloreto férrico. Tratando-se de lodos digeridos provenientes de lodo misto, para desidratação em filtro prensa, o consumo de cloreto férrico pode variar de 40 a 100 kg/t e o consumo de cal virgem de 110 a 300 kg/t de lodo (GONÇALVES *et. al.*, 2001).

O cloreto férrico é hidrolisado na água, formando complexos de ferro e depois é transformado em precipitados, gerando agregação, além de reagir com a alcalinidade dos bicarbonatos do lodo, formando derivados dos complexos de hidróxidos de ferro que também atuam como floculantes. As soluções de cloreto férrico são empregadas nas concentrações recebidas do fornecedor, cerca de 30 a 40% (MIKI, 1998).

Após a adição do cloreto férrico pode ser introduzida a cal, objetivando principalmente o controle do pH, o controle dos odores e a higienização do lodo. A cal é encontrada no mercado como cal virgem (CaO) ou como cal hidratada (Ca(OH)<sup>2</sup>). A cal virgem deve ser extinta com água antes de ser usada, convertendo-se em Ca(OH)<sup>2</sup>, operação esta que libera muito calor. A cal hidratada não necessita desta etapa, é mais disponível no mercado, porém é mais cara que a cal virgem. Assim, ETes de grande porte, cujo consumo seja superior a 1 ou 2 t/dia, geralmente optam pela cal virgem.

O condicionamento químico inorgânico aumenta consideravelmente a massa de lodo a ser gerenciada na estação, pois as quantidades adicionadas de coagulantes são relativamente grandes e tornam-se parte das tortas de lodo produzidas. Apesar de estabilizar o lodo, o condicionamento químico contribui para a redução do potencial de queima para incineração (GONÇALVES *et. al.*, 2001).

Outros materiais poderiam ser utilizados como condicionadores, tais como resíduos de alto forno da indústria de cimento e de cal, ricos em cálcio e potássio, porém para se obter a mesma elevação de pH da cal, seria necessária a adição do dobro da quantidade de cal. Cinzas de incineradores e carvão pulverizado também poderiam reduzir o consumo de cloreto férrico e cal (GONÇALVES *et. al.*, 2001).

### **Estabilização de Lodos**

A estabilização do lodo é empregada principalmente para reduzir substancialmente os números de organismos patogênicos, e desse modo minimizar os riscos à saúde, para o controle de odores ofensivos e para diminuir a possibilidade de decomposição posterior.

Os processos podem ser divididos em:

- **estabilização biológica:** utilizando bactérias específicas para estabilização da fração biodegradável da matéria orgânica, por processos de digestão anaeróbia ou aeróbia;
- **estabilização química:** oxidação química da matéria orgânica através da adição de produtos químicos;
- **estabilização térmica:** obtida a partir da ação do calor sobre a fração volátil em recipientes hermeticamente fechados.

O processo biológico pode ser obtido de forma aeróbia ou anaeróbia, no Brasil, a digestão anaeróbia é muito mais frequente.

A digestão anaeróbia é feita em biodigestores. Estes biodigestores são estruturas fechadas que recebem o lodo e os armazena por um tempo determinado. Na condição anaeróbia, ocorre a formação de metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de Carbono ( $\text{CO}_2$ )

### **Digestores de Lodo**

A digestão que ocorre no interior dos digestores é do tipo anaeróbio, portanto, ocorre na ausência de oxigênio. De uma forma simplificada, o processo ocorre em duas etapas. Na primeira etapa, a matéria orgânica complexa é transformada em compostos simples como ácidos orgânicos voláteis,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$  etc., pela ação de enzimas extracelulares, das bactérias acetogênicas (que transforma os demais ácidos voláteis em ácido acético,  $\text{H}_2$  e  $\text{CO}_2$ ). Na Segunda etapa, estes produtos são transformados principalmente em  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ , pela ação das bactérias metanogênicas.

As bactérias metanogênicas se reproduzem mais lentamente e são mais sensíveis a condições adversas ou a alterações das condições do ambiente, em relação às bactérias acidogênicas. Desta forma, o passo limitante do processo é a geração de metano, a menos de alguns casos específicos em que a hidrólise da matéria orgânica complexa é o passo limitante (SOUZA, 1984).

Com a adição diária de lodos frescos em proporções adequadas ao lodo digerido, pode ser estabelecido o equilíbrio desejável entre os alimentos (matéria orgânica) e os organismos com suas enzimas, indispensáveis a uma digestão mais rápida. O lodo, em digestão avançada, contém substâncias que exercem o efeito de “Tampão” sobre os produtos intermediários da decomposição. Em condições diversas causando um aumento da concentração de ácidos voláteis no material em digestão provoca uma queda no pH do meio quando a alcalinidade do sistema não é suficientemente elevada. O maior problema reside nesta queda de pH, a valores inferiores a 6,8 ,pois isto acaba favorecendo ainda mais as bactérias acidogênicas (cujo pH ótimo é cerca de 5,5 a 6,0) e prejudicando ainda mais as bactérias metanogênicas (cujo pH ótimo é cerca de 6,8 a 7,2), podendo em caso mais drásticos provocar a perda total do digestor.

Para o ajuste do pH, é conveniente a utilização de cal até se atingir pH 6,7 a 6,8. Caso se continue, a partir deste ponto, a adição de cal, haverá um acentuado consumo de  $\text{CO}_2$  dos

gases da digestão e a formação de carbonato de cálcio, insolúvel, havendo então pouco efeito na alcalinidade bicarbonato, e conseqüentemente no pH.

Outra solução é o uso da soda, mais eficiente, visto que mesmo consumindo também o CO<sub>2</sub> dos gases, não forma precipitados. O ideal seria não fosse a questão do custo, a adição de bicarbonato, que eleva diretamente o valor da alcalinidade, e do pH, sem que ocorra dissolução do CO<sub>2</sub> (SOUZA, 1984).

As bactérias metanogênicas são bastante sensíveis a variações, especialmente a elevações de temperatura, as quais devem, portanto, sempre ser evitadas.

O processo pode ocorrer nas faixas mesofílica (15 a 45° C) ou termofílica (50 a 65° C) de temperatura. Na faixa mesofílica a digestão anaeróbia se desenvolve bem em temperaturas desde 30 até 40°C (temperatura ótima entre 35 a 37°C); muito mais importante do que operar na temperatura ótima, é operar sem variações significativas na temperatura. Na faixa termofílica, a temperatura ótima está entre 57 e 62°C.

Com a digestão são obtidas a liquefação, gaseificação, a mineralização e a humificação da matéria orgânica.

A liquefação compreende a produção e liberação de água, assim como, a transformação de grandes partículas de lodo em substâncias solúveis ou finamente dispersas. Este parece ser um processo extracelular, que depende fundamentalmente da ação enzimática.

A gaseificação é um processo intracelular considerado essencial para a digestão. Aliás, a boa operação das instalações consiste justamente no equilíbrio e na harmonia destas duas fases.

A parcela de matéria orgânica que não é convertida em gás apresenta condições de maior estabilidade, sendo excedida pela quantidade de substâncias minerais (mineralização).

O produto final, relativamente estável, sem cheiro ofensivo e de cor escura, assemelha-se ao húmus, isto é, a matéria orgânica encontrada em terrenos onde existem detritos vegetais em decomposição lenta.

## **Higienização**

Os níveis de patogenicidade do lodo podem ser substancialmente reduzidos através de processos como a digestão anaeróbia, entretanto muitos parasitas intestinais e principalmente seus ovos são pouco afetados por processos de digestão convencionais, necessitando uma etapa complementar ou conjugada aos processos convencionais para a adequada redução dos níveis de riscos à saúde da população, de acordo com as exigências de cada tipo de utilização. Esta etapa é denominada higienização.

Os mecanismos de higienização do lodo podem ser por via térmica, via química e/ou biológica e por radiação Beta e Gama.

## **Calagem**

A calagem é um processo de higienização que se dá pela adição de quantidade suficiente de cal ao lodo para aumentar o pH para 12, resultando em redução de microrganismos e da potencial ocorrência de odores. O “leite de cal”, oriundo da cal hidratada ou da extinção da cal virgem, permanece em contato com o lodo digerido no tanque de mistura por aproximadamente 30 minutos, onde após este período o lodo deve ser encaminhado para a desidratação (TEIXEIRA PINTO, 2001).

A dosagem de cal é função das características do lodo, variando de 190 a 350 kg Ca (OH)<sup>2</sup> por tonelada de sólidos secos para lodo ativado, e de 125 a 225 para lodo digerido. O lodo líquido tratado com cal é facilmente desidratado por meio mecanizado, adequando-se à disposição final (TEIXEIRA PINTO, 2001).

## **Secagem térmica**

O processo de secagem térmica é uma das mais eficientes e flexíveis formas de redução do teor de umidade das tortas de lodo, podendo controlar-se o teor de umidade desejado em função da destinação final.

Em condições ideais são necessários cerca de 2.600 kJ de energia para evaporar 1 kg de água presente no lodo. Em condições operacionais, este valor pode ser acrescido em até 100%. O consumo de energia depende das características do lodo e da eficiência do

equipamento. Parte da energia pode ser fornecida por óleo combustível ou gás natural, porém no caso de digestão anaeróbia, o biogás gerado pode ser utilizado como combustível auxiliar.

O processo consiste no aquecimento do lodo em ambiente hermeticamente fechado, com a conseqüente evaporação e coleta da umidade presente. O lodo sai do secador sob a forma de péletes com diâmetro entre 2 a 5 mm e teor de sólidos acima de 90%. O líquido evaporado é condensado e retornado à entrada da ETE para tratamento. Os benefícios alcançados são:

- redução significativa no volume de lodo;
- redução no custo de transporte e estocagem;
- produto estabilizado facilmente estocado, manuseado e transportado;
- produto final praticamente livre de patógenos;
- preservação das propriedades agrícolas do lodo;
- não necessita equipamento especial para ser utilizado na agricultura;
- pode ser incinerado ou disposto em aterro sanitário;
- produto pode ser ensacado e distribuído pelo comércio varejista;
- facilitar os usos benéficos do lodo.

A secagem tradicionalmente refere-se a lodos digeridos, porém há estudos de secagem de lodo bruto, implicando em menor custo de implantação, manutenção de maior teor de matéria orgânica e poder calorífico, agregando valor ao lodo como combustível (GONÇALVES *et. al.*, 2001).

## **4. Resíduos gerados nas Estações de Tratamento de Esgotos**

Como dito no capítulo anterior, o esgoto doméstico é um efluente líquido originado do uso doméstico da água (banheiros, cozinha, etc) e contém aproximadamente 99,9% de água. A fração restante, 0,1% inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, em suspensão e dissolvidos, bem como microorganismos (SANTOS, 2003). Em esgotos industriais esta proporção será variável de pendendo do tipo da planta industrial em questão.

O tratamento do esgoto tem como objetivo remover os sólidos grosseiros, dissolvidos e em suspensão, algumas impurezas orgânicas e microorganismos patogênicos do esgoto. Ao final do processo, este material retirado é transformado em uma grande quantidade de resíduos. De maneira geral, são gerados os seguintes subprodutos sólidos no tratamento dos esgotos: material gradeado, areia, espuma, lodo primário, lodo secundário. (CHAGAS, 2000). Além dos resíduos sólidos, alguns resíduos gasosos também são gerados, os mais importantes são: o metano ( $\text{CH}_4$ ) e o gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ).

Alguns tipos de resíduos, como por exemplo, a areia, de maneira geral, só são encontrados nas plantas de tratamento de esgotos sanitários e não em tratamento de origem industrial.

Neste trabalho, iremos dividir os resíduos em resíduos sólidos e resíduos gasosos.

### **4.1 – Resíduos sólidos**

#### **4.1.1 - Lixo Fino**

Os sólidos removidos no gradeamento incluem todos os sólidos com dimensões superiores ao espaço livre entre as grades, eles podem ser orgânicos - formados por material fecal, pedaços de comida, papel e etc, ou inorgânicos, na qual podem ser encontrados pedaços de plástico, pontas de cigarro, pequenos pedregulhos, entre outros, O material orgânico varia em função das características do sistema de esgotamento e da época do ano (METCALF e EDDY, 2003).

Na tabela 4.1 encontramos a proporção em relação ao peso total dos principais resíduos encontrados nas grades.

**Tabela 4.1:** Composição do material retido nas grades.

| <b>Material</b>    | <b>Proporção do peso total</b> |
|--------------------|--------------------------------|
| Papéis             | 10 a 70 %                      |
| Estopa             | 10 a 20 %                      |
| Trapos e panos     | 5 a 15 %                       |
| Materiais diversos | 20 a 60 %                      |
| Material volátil   | 85 %                           |

Fonte: DAE – Departamento de Água e Esgoto do Estado de São Paulo (1969).

O grau de umidade do lixo fino é da ordem de 50 a 80% (PESSOA e JORDÃO, 2009). Outras informações sobre as características do lixo fino, estão sumarizadas na tabela 4.2.

**Tabela 4.2:** Características dos resíduos sólidos retidos na grade fina e na grade grossa.

|                     | <b>Sólidos secos</b><br>(%) | <b>Densidade aparente</b><br>( $\rho_{\text{aparente}}$ ) (kg/m <sup>3</sup> ) | <b>Sólidos voláteis</b><br>(%) | <b>Valor combustível</b><br>(kj/kg) |
|---------------------|-----------------------------|--|--------------------------------|-------------------------------------|
| <b>Grade grossa</b> | 10 a 20                     | 640 a 1.100  | 70 a 95                        | 12.600                              |
| <b>Grade fina</b>   | 10 a 20                     | 640 a 960  | 80 a 90                        | 7.820                               |

Fonte: WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1998)

A remoção deste resíduo pode ser manual ou mecanicamente. A quantidade e a composição dos resíduos retidos nas grades ou peneiras grossas são afetadas pelas características da bacia coletora, e pelo tamanho das aberturas das peneiras ou espaçamento entre as grades das grades, cabendo a este um papel de maior importância (WATER ENVIRONMENT FEDERATION, 1998).

Dentre as características hidrográficas que apresentam maior influência na quantificação e composição dos resíduos em peneiras e grades finas, as que merecem maior destaque são:

1 – O tamanho e tipo de ocupação da bacia hidrográfica, devido à correlação dessas características com a vazão e o tipo de material que chega à ETE;

2 – O tamanho do sistema de coleta de esgoto, pois em sistemas “longos” a degradação ocorrida ao longo das tubulações tende a diminuir a quantidade de material retido no gradeamento;

3 – A presença de estações elevatórias também diminui a quantidade de resíduos grosseiros que entra na ETE, pois parte dos sólidos é removida antes do bombeamento e a parcela que é bombeada junto com o esgoto tende a ter seus tamanhos reduzidos pela elevada turbulências provocada pelas bombas;

4 - O nível sócio-cultural e a educação sanitária da população atendida, porquanto, boa parte do material removido pelo gradeamento não deveria, nem sequer, ter entrado no sistema de coleta de esgotos.

Em média, as grades de espaçamento fino a médio, retém de 40 a 50 litros de lixo por 1.000 m<sup>3</sup> de esgoto, considerando-se a vazão média de cada unidade de gradeamento (PESSOA e JORDÃO, 2009). Ao se diminuir o espaçamento entre as barras da grade grossa, as quantidades máximas e médias de resíduos aumentam exponencialmente (WATER ENVIRONMENT FEDERATION, 1998).

#### **4.1.2 - Escuma**

A escuma é formada principalmente por gorduras, normalmente originadas dos esgotos de cozinha, restos de manteiga, óleos de frituras, gorduras de carnes vermelhas. É comum existir também uma parcela oriunda de despejos industriais, como por exemplo, lubrificantes. A escuma possui capacidade de se agrupar, alterando o tempo de detenção de acordo com a velocidade de ascensão. A massa específica da escuma é inferior a 1,0 g/cm<sup>3</sup>, geralmente está em torno de 0,95 g/cm<sup>3</sup>.

A escuma é removida nos decantadores primários e secundários. A escuma removida nos decantadores primários consiste de materiais flutuantes raspados da superfície, contendo graxa, óleos vegetais e minerais, gordura animal, sabões, resíduos de comida, cascas de vegetais e frutas, cabelo, papel, algodão, pontas de cigarro e materiais similares. No tratamento secundário, a escuma produzida tem na sua composição basicamente a presença de bactérias que se desenvolveram nos reatores biológicos. Esta escuma é usualmente removida nos decantadores secundários por raspagem da superfície (METCALF; EDDY, 2003).

Segundo Quasim (1999), a quantidade de espuma no esgoto bruto, tem variado na faixa de 50 a 150 mg/l. Este intervalo de faixa de valores corrobora com os valores encontrados por Pessoa e Jordão (2009). Conforme a tabela 4.3.

**Tabela 4.3.** Quantidade média de espuma em algumas ETEs.

| <b>Local</b>            | <b>Escuma (mg/l)</b> |
|-------------------------|----------------------|
| ETE Ipiranga (SP)       | 45                   |
| ETE Penha (RJ)          | 70                   |
| ETE Infraero-Apoio (RJ) | 60                   |
| ETE Infraero-TECA (RJ)  | 30                   |

Fonte: Pessoa e Jordão, 2009.

#### **4.1.3. Areia**

A areia usualmente compreende os sólidos inorgânicos mais pesados, que sedimentam com velocidades relativamente elevadas. A areia é removida em unidades denominadas desarenadores, aerados ou não, que são decantadores com um baixo tempo de detenção hidráulica, suficiente apenas para a sedimentação da areia. O emprego dos desarenadores como uma das unidades de operação que compõem a etapa de tratamento preliminar de estações de tratamento de esgotos (ETEs) é prática comum entre projetistas há mais de um século (GIERGER, 1942).

No Brasil, os desarenadores são comumente denominados “caixas de areia”. Ambos os nomes podem levar a conclusões errôneas acerca do material que esse tipo de unidade remove, pois a palavra desarenador etimologicamente significa separador de areia. Todavia o material removido pelos desarenadores compreende uma infinidade de partículas sólidas de diversos tamanhos e tipos, como por exemplo: areia, silte, pó de carvão, cinzas, pó de café, sementes de frutas, fragmentos de ossos e de cascas de ovos etc. (CAMP, 1992). Pode-se afirmar que os desarenadores são unidades de operação unitária responsáveis pela remoção de partículas discretas com elevada velocidade relativa de sedimentação (PRADO e CAMPOS, 2008). Quando os desarenadores são operados em más condições, pode ser removida, juntamente com a areia, matéria orgânica, como óleos e graxas (METCALF e EDDY, 2003).

Em média a areia apresenta um teor de umidade compreendido entre 30 e 20% e o peso específico entre 1.400 a 1.700 kg/m<sup>3</sup>. Já o valor de sólidos voláteis deve estar até 30%, valores acima deste indicam excesso de lodo sedimentado. (PESSOA e JORDÃO, 2009).

Segundo Prado e Campos, 2008, se a areia não for devidamente removida em desarenadores, o acúmulo de sólidos abrasivos e inertes nas demais unidades das ETEs poderá ocasionar problemas operacionais, diminuição da vida útil de equipamentos e queda na eficiência global de remoção de poluentes de todo o sistema de tratamento.

A média da quantidade de areia retirada em ETEs de tratamento de esgotos sanitários é mostrada na tabela 4.4

**Tabela 4.4.** Quantidade de areia, em 22 ETEs dos EUA. Com sistema do tipo separador absoluto.

| <b>ETEs</b>                    | <b>Vazão (m<sup>3</sup>/dia)</b> | <b>Areia (L/m<sup>3</sup>)</b> | <b>Areia (L/dia)</b> |
|--------------------------------|----------------------------------|--------------------------------|----------------------|
| Norwalk                        | 44,474                           | 0,0250                         | 1.112                |
| Portsmouth                     | 36,715                           | 0,0030                         | 110                  |
| East Hartford                  | 15,140                           | 0,0180                         | 273                  |
| Oklahoma City                  | 94,625                           | 0,0150                         | 1.419                |
| Waterbury                      | 56,775                           | 0,0300                         | 1.703                |
| Duluth                         | 45,420                           | 0,0060                         | 273                  |
| East Bay                       | 484,480                          | 0,0095                         | 4.578                |
| Chicago                        | 3.440,000                        | 0,0031                         | 10.578               |
| New York (Jamaica)             | 378,500                          | 0,0168                         | 6.359                |
| New York (Port Richmond)       | 227,100                          | 0,0038                         | 852                  |
| New York (North River)         | 832,700                          | 0,0113                         | 9.368                |
| Boston                         | 423,920                          | 0,0051                         | 2.162                |
| St. Louis                      | 632,095                          | 0,0202                         | 12.753               |
| Passaic Valley Treatment Plant | 851,625                          | 0,0287                         | 24.399               |
| Allegheny County               | 757,00                           | 0,0249                         | 18.849               |
| Forth Worth                    | 170,325                          | 0,0097                         | 1.648                |
| County of Milwaukee            | 454,200                          | 0,0036                         | 1.635                |

|                        |           |        |        |
|------------------------|-----------|--------|--------|
| Twin City Metro        | 825,130   | 0,0362 | 29.828 |
| San Jose               | 541,255   | 0,0188 | 10.149 |
| Los Angeles (Hyperion) | 1.589,700 | 0,0150 | 23.846 |
| Santa Rosa             | 45,420    | 0,0375 | 1.703  |
| Livermore              | 23,656    | 0,0075 | 177    |

Fonte: WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1998)

Segundo Santos (2003), em cinco ETEs da região metropolitana de São Paulo em funcionamento na época da publicação, eram gerados relatórios mensais com informações como material removido (grade e areia) e geração de subprodutos (lodo e gás). Todos os resíduos sólidos gerados eram transportados por caminhões aos aterros Bandeirantes e São João. O resíduo de caixa de areia representa apenas 2,14% do total de resíduos sólidos gerados no sistema de esgotos da região metropolitana de São Paulo por dia, porém ressalta-se que a geração média era de aproximadamente 7 t/dia.

O Sistema Navegantes trata aproximadamente 13% dos esgotos da cidade de Porto Alegre, gerando em média 8 t/dia de material retirado das caixas de areia (ANTONINI *et al.*, 2002).

Metcalf e Eddy (2003) asseveram que a quantidade (concentração) de areia presentes nas águas residuárias depende de: 1 – sistema de coleta e transporte de esgotos (sistema combinado, água pluvial e esgoto sanitário; ou sistema de separação absoluta, somente esgoto sanitário); 2 - do tipo de ocupação da bacia coletora de esgoto atendida pelo sistema de coleta (residencial, industrial, comercial, etc.); 3 - das condições de conservação do sistema de coleta e transporte de esgotos; e 4 - do tipo de solo da bacia coletora de esgotos (presença de solos arenosos).

O tipo do sistema de coleta de esgoto é o fator que mais influencia a concentração de areia presente nas águas residuárias, pois, em sistemas combinados, o escoamento superficial (*runoff*) carrega grandes quantidades de areia para dentro dos coletores e, mais, as elevadas vazões coletadas durante os períodos chuvosos re-suspendem as partículas que haviam sedimentado ao longo das tubulações durante os períodos de estiagem. Outro fator importante, que também merece destaque, é a condição de conservação do sistema coletor. Sistemas mal conservados permitem que grãos de areia adentrem suas tubulações pela infiltração. No Brasil, como a maioria dos sistemas de coleta de esgoto existente é do tipo separador

absoluto, os fatores que mais influenciam a concentração de areia presente no esgoto sanitário são: o estado de conservação dos sistemas de coleta de esgoto e a ocorrência de ligações clandestinas de coletores residenciais de águas pluviais aos coletores de esgoto sanitário.

#### **4.1.4. Lodo**

O lodo constitui o principal subproduto do tratamento de efluentes. A disposição sanitária ou a utilização deste subproduto é um dos mais importantes problemas associados ao projeto e ao gerenciamento das estações de tratamento de esgotos.

A quantidade de lodos produzidos nas estações de tratamento de esgotos tende a aumentar, na medida em que mais e mais estações de tratamento se tornam necessárias para preservação dos já comprometidos cursos d'água receptores. A quantidade de sólidos retidos no processo mede indiretamente, a extensão e a eficiência da depuração, cujo aumento é cada vez mais requerido para a preservação dos cursos d'água que receberão o efluente tratado (CHAGAS, 2000).

Os diferentes sistemas de tratamento e seus respectivos estágios geram lodos com características e quantidades variáveis. De forma genérica, os decantadores primários produzem de 2 500 a 3 500 litros de lodo por milhão de litros de esgoto tratado que é removido por gravidade e contém de 3 a 7% de sólidos contendo de 60 a 80% de matéria orgânica. Os tratamentos secundários promovem o incremento da atividade microbiana aeróbia e/ou anaeróbia, de forma a converter os sólidos dissolvidos em sólidos suspensos (biomassa microbiana) e reduzir o conteúdo da matéria orgânica pela sua respiração. Posteriormente, a essa biomassa microbiana é precipitada junto com outras partículas, produzindo o lodo secundário (SANEPAR, 1997).

Os processos aeróbios produzem de 15 a 20 mil litros de lodo por milhão de litros de esgoto tratado, que contém tipicamente 0,5 a 2% de sólidos, contendo de 50 a 60% de matéria orgânica. A elevada concentração de matéria orgânica no lodo caracteriza a sua desestabilização, possibilidade de decomposição anaeróbia, putrefação, geração de odores e atração de vetores (PESSOA e JORDÃO, 2009).

A produção de lodo é variável em função do tipo de tratamento adotado, os processos anaeróbios, em geral, produzem quantidades menores de lodo. No Brasil, sistemas aeróbios de

lodo ativado produzem 37 g de lodo por dia para cada habitante, enquanto que sistemas anaeróbios apenas 15 g de lodo/hab/dia (OUTWATER, 1994).

Nos processos aeróbios a matéria orgânica é convertida em gás carbônico, água e biomassa. A energia potencial presente nos resíduos termina na biomassa (lodo), além disso, a aeração requerida para fornecer oxigênio aos microrganismos aeróbios requer grandes quantidades de energia e produz significativas quantidades de CO<sub>2</sub>. No processo de degradação anaeróbia transforma a matéria orgânica em gás carbônico, metano, água e biomassa. A produção de biomassa é significativamente menor quando comparada aos processos aeróbios pois a taxa de crescimento dos microrganismos anaeróbios é baixa. A energia potencial do resíduo vai em parte para a biomassa e parte para o metano.

Estimativa teórica do potencial de produção de lodo de esgoto no Brasil, considerando apenas o tratamento integral do esgoto atualmente coletado (que beneficia aproximadamente 35% da população) produziria de 2,5 a 3,5x10<sup>4</sup> m<sup>3</sup> de lodo primário (com 3 a 7% de sólidos) e de 15 a 20x10<sup>4</sup> m<sup>3</sup> de lodo secundário com (0,5 a 20% de sólidos) (SANEPAR, 1997).

Ao longo do tratamento de esgotos, alguns componentes concentram-se em proporções variáveis no lodo. Da mesma forma que alguns componentes orgânicos e minerais conferem características benéficas ao lodo, outros podem ser indesejáveis do ponto de vista sanitário e ambiental. Estes podem ser agrupados da seguinte forma:

- metais pesados;
- microrganismos patogênicos;
- poluentes orgânicos.

Os metais pesados, também podem estar presentes no esgoto, geralmente devido a ligações clandestinas de efluentes industriais. Grandes quantidades de metais pesados podem inviabilizar seu uso, em baixas quantidades, estes metais agem como micro-nutrientes para o solo, mas em grande quantidade podem ser tóxicos para as plantas (PESSOA e JORDÃO, 2009).

Diversos metais pesados, tais como chumbo, ferro, cádmio e cobre, podem estar presentes nos lodos. As principais conseqüências de tal fato para o meio ambiente são:

- Intoxicação dos organismos, tais como moluscos, crustáceos, insetos, anelídeos e etc;

- Modificações severas na fauna e flora, acarretando a redução do número de espécies anteriormente presentes, o que inclui a completa eliminação das espécies mais sensíveis;
- Redução das populações das espécies sobreviventes (CONNELL e MILLER, 1984; HYNES, 1970).

A eventual presença de organismos patogênicos no lodo é um reflexo direto de saúde da população contribuinte ao sistema de esgotamento sanitário. O número destes organismos é reduzido, mas são de grande importância para o uso agrícola (PESSOA e JORDÃO, 2009). Os cinco grupos de microrganismos patogênicos que podem estar presentes no lodo são: helmintos, protozoários, fungos, vírus e bactérias. Sua procedência pode ser humana ou animal.

A quantidade de patógenos no lodo é função das características do esgoto bruto e do sistema de tratamento utilizado, que concentra no lodo a maior carga de microrganismos inicialmente presente no esgoto afluente, uma vez que na fase de separação os microrganismos aderem às partículas sólidas. A Tabela 4.5 apresenta algumas concentrações médias de patógenos encontrados em diferentes tipos de lodo. Também devem ser considerados os efeitos de desnaturalização no tratamento, que torna inviável parte dos patógenos presentes, ou seja, os torna desprovidos de sua infectividade. (SANTOS, 2003).

**Tabela 4.5.** Concentração média de microrganismos patogênicos encontrados no lodo de esgoto doméstico

| <b>Agente patogênico</b> | <b>Tipo de lodo</b>   | <b>Número de patógenos</b>                |
|--------------------------|-----------------------|---|
| Ovos de helmintos        | Lodo primário         | $10^3 - 10^4$ kg MS                       |
|                          | Lodo digerido         | $10^2 - 10^3$ kg MS                       |
|                          | Lodo semi-desidratado | $10^1 - 10^3$ kg MS                       |
|                          | Lodo anaeróbio        | $6,3 \times 10^3 - 1,5 \times 10^4$ kg MS |
| Cistos de protozoários   | Lodo primário         | $7,7 \times 10^4 - 3 \times 10^6$ kg MS   |
|                          | Lodo digerido         | $3 \times 10^4 - 4,1 \times 10^6$ kg MS   |
|                          | Lodo semi-desidratado | $7 \times 10^1 - 10^2$ kg MS              |
| Bactérias                | Lodo                  | $10^1 - 8,8 \times 10^6$ kg MS            |
|                          | Lodo ETE- Belém/PR    | $10^8$ kg MS                              |

|       |                |                                       |
|-------|----------------|---------------------------------------|
| Vírus | Lodo primário  | $3,8 \times 10^3 - 1,2 \times 10^6$ L |
|       | Lodo digerido  | $10^1 - 10^3$ L                       |
|       | Lodo biológico | $10^1 - 8,8 \times 10^6$ kg MS        |

Fonte: (Feix; Wiart, 1998, Thomaz-Soccol *et al.*, 2000 Apud CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001). MS = Massa seca

Os principais poluentes orgânicos encontrados são: cianeto, fenol, cloreto de metileno, tolueno, etil benzeno, tricloroetileno, tetracloroetileno, clorofórmio, naftaleno, acroleína, xileno, cresóis, acetofenoma, anilina, acetato de etila, entre outros (CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

As principais fontes de compostos orgânicos são: indústria química, de plásticos, produtos mecânicos, farmacêuticas, formulação de pesticidas, ferro e aço, petróleo, lavanderias, postos de gasolina e indústrias da madeira (CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

A presença destes componentes – metais pesados, microorganismos patogênicos e compostos orgânicos - se dá em função da qualidade do esgoto bruto e do sistema de tratamento. Através de diversos processos de higienização, conforme a destinação prevista, os lodos podem ser desinfectados, de maneira a reduzir seus níveis de microorganismos patogênicos. Já os poluentes orgânicos e metais pesados requerem métodos de remoção considerados economicamente inviáveis, sendo a melhor estratégia evitar tal contaminação nos esgotos brutos (CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

#### 4.2 – Resíduos gasosos

Os principais gases formados nas reações destinadas ao tratamento de esgoto são: o Nitrogênio ( $N_2$ ), o Gás Carbônico ( $CO_2$ ), o Metano ( $CH_4$ ), o Gás Sulfídrico ( $H_2S$ ), o Oxigênio ( $O_2$ ), o Hidrogênio ( $H_2$ ) e o Óxido Nitroso ( $N_2O$ ) (LOW e CHASE, 1999).

A quantidade media de cada um destes resíduos gasosos estão apresentadas na tabela 4.6.

**Tabela 4.6.** Valores médios da emissão de resíduos gasosos em ETE.

| <b>Componentes</b>                | <b>Teores limites (%)</b> | <b>Valor mediano (%)</b> |
|-----------------------------------|---------------------------|--------------------------|
| Metano (CH <sub>4</sub> ),        | 54 - 77                   | 67                       |
| Gás carbônico (CO <sub>2</sub> )  | 14 - 34                   | 30                       |
| Nitrogênio (N <sub>2</sub> )      | 0 - 9                     | 3                        |
| Hidrogênio (H <sub>2</sub> )      | 0 - 11                    | 3                        |
| Oxigênio (O <sub>2</sub> )        | 0 - 2                     | 0,4                      |
| Gás sulfídrico (H <sub>2</sub> S) | 0,004 - 09                | 0,01                     |

Fonte: DAE 1969

Para Pessoa e Jordão (2009), os gases produzidos nos digestores apresentam as seguintes composições aproximadamente: metano (65 a 70%), gás carbônico (25 a 30%), óxido de carbono (2 a 4%). Oxigênio, nitrogênio, hidrocarbonetos, gás sulfídrico são produzidos em quantidades pequenas.

Do ponto de vista ambiental, os gases mais importantes são o gás carbônico (CO<sub>2</sub>) e o metano (CH<sub>4</sub>) que trataremos aqui conjuntamente com a denominação de biogás, e o gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) e o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O).

#### **4.2.1. Gás carbônico (CO<sub>2</sub>) e o metano (CH<sub>4</sub>) - biogás**

O biogás trata-se de uma mistura gasosa combustível, resultante da fermentação anaeróbia de matéria orgânica.

A proporção de cada gás na mistura depende de vários parâmetros, como o tipo de digestor e o substrato (matéria orgânica a digerir). De qualquer forma, esta mistura é essencialmente constituída por metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), estando o seu poder calorífico diretamente relacionado com a quantidade de metano existente na mistura gasosa.

A composição típica do biogás é cerca de 60% de metano, 35% de dióxido de carbono e 5% de uma mistura de hidrogênio, nitrogênio, amônia, ácido sulfídrico, monóxido de

carbono, aminas voláteis e oxigênio (WEREKO-BROBBY e HAGEN, 2000). Dependendo da eficiência do processo, influenciado por fatores como pressão e temperatura durante a fermentação, o biogás pode conter entre 40% e 80% de metano.

A formação do biogás pode ser resumida em 4 etapas. São elas:

### **1º etapa – Hidrólise**

O primeiro passo na digestão anaeróbia é a hidrólise dos polímeros de cadeia longa que é feita pelas bactérias hidrolíticas. Os principais compostos a serem hidrolisados são a celulose, as proteínas e os lipídios.

A celulose é um polímero de cadeia longa, facilmente degradado por bactérias aeróbias, mas nos processos anaeróbios as bactérias aeróbias não sobrevivem, sendo então a hidrólise mais dificultada. Um bom número de protozoários também contribui para a fermentação da celulose.

O pH ótimo para a sobrevivência destas bactérias é de cerca de 6 e a temperatura ótima é 45 C°.

Percebe-se que a hidrólise é um passo limitante para a conversão de matéria orgânica em metano. Os produtos das reações hidrolíticas são fermentados e depois transformados em metanos.

A bactéria transicional transforma a matéria orgânica solúvel produzida pela bactéria hidrolítica em substrato para metanogênese. Acetato no efluente pode ser metabolizado diretamente pela bactéria metanogênica, independente de iterações catabólicas com outras bactérias. Alguns substratos são hidrolisados para aminoácidos que podem ser usados com carbono servindo de energia para reações fermentativas.

A bactéria fermentativa na digestão anaeróbia converte material orgânico solúvel para ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico, H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub>. Alguns produtos das bactérias fermentativas como acetato e H<sub>2</sub>, podem ser metabolizados diretamente pela bactéria metanogênica, mas outros como ácidos propiônicos e ácidos butírico não podem ser digeridos diretamente.

Segundo Chynoweth e Isaacson (1987), uma porção do acetato é sintetizado para  $H_2$  e  $CO_2$  na digestão e uma pequena parte para ácido propiônico, ácido acético e ácido butírico. Outros estudos indicam que culturas mistas produzem ácidos voláteis do  $H_2$  e  $CO_2$  ou do metanol.

## **2º etapa – bactérias acidogênese**

Os açúcares e aminoácidos são absorvidos pelos organismos acidogênicos e fermentados intracelularmente a ácidos graxos de cadeias mais curtas, como ácido propiônico, butírico, além de  $CO_2$ ,  $H_2$  e acetato. As vias bioquímicas pelos quais o substrato é fermentado, e a natureza do produto (tipo de ácido volátil produzido) dependerão, principalmente, do tipo de substrato e da pressão parcial de hidrogênio.

## **3º etapa - bactérias acetogênicas**

As bactérias acetogênicas desempenham um importante papel entre a acidogênese e a metanogênese. Bactérias acetogênicas, produtoras de hidrogênio são capazes de converter ácidos graxos com mais de 2 carbonos a ácidos acéticos,  $CO_2$ ,  $H_2$  que são os substratos para as bactérias metanogênicas.

## **4º etapa - bactérias metanogênicas**

As bactérias metanogênicas são o final do processo de decomposição anaeróbia da biomassa. Metano é o produto final da mineralização da digestão anaeróbia. Como contraste a bactéria aeróbia metaboliza através da oxidação dos polímeros para  $CO_2$  e  $H_2O$ .

As bactérias metanogênicas podem utilizar ácido fórmico e acético, além de metanol, metilamina,  $H_2$  e  $CO_2$  para a produção de metano. Cerca de 70 % do metano produzido pelas bactérias metanogênicas provém do acetato.

As reações bioquímicas desse grupo de bactérias contribuem para a redução da pressão parcial de hidrogênio, viabilizando as etapas anteriores do processo de degradação anaeróbia.

A formação de metano como produto final do processo depende da existência de populações com funções distintas, e em proporções tais que permitam a manutenção do fluxo de substratos e energia sob controle.

#### 4.2.2. Gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S)

O gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) ou ácido sulfídrico ou sulfeto de hidrogênio é um subproduto gerado em ETEs que utilizam bactérias anaeróbias no seu processo de tratamento. (ALVES *et al.*, 2004). Segundo Chernicharo, (1997), as principais condições que favorecem a formação do gás sulfídrico encontrados são os seguintes:

- Presença de grandes quantidades de sulfatos e/ou compostos derivados de enxofre no esgoto a ser tratado;
- Sobrecarga de esgoto com conseqüente diminuição do tempo de detenção;
- Elevadas concentrações de ácidos voláteis no reator;
- Alcalinidade reduzida;
- Baixo pH;
- Baixas temperaturas no esgoto.

O sulfeto no esgoto pode ser proveniente de despejos indústrias, de águas de infiltração, da decomposição anaeróbia de matéria orgânica contendo enxofre (por exemplo, aminoácidos tais como cisteína, cistina e metonina), pela redução de tiosulfato, sulfito, enxofre livre e outros compostos inorgânicos de enxofre presente no esgoto, porém, a principal origem é a redução bacteriana do íon sulfato, presente no esgoto (TSUTIYA e SOBRINHO, 2000).

Na ausência de oxigênio dissolvido e nitratos, o sulfato serve como fonte de oxigênio (ou mais corretamente como aceptor de elétron) para a oxidação bioquímica produzida por bactérias anaeróbias. Em condições anaeróbias o íon sulfato é reduzido a íon sulfeto, para estabelecer o equilíbrio com o íon hidrogênio para formar o sulfeto de hidrogênio de acordo com a constante de ionização primária ( $9,1 \times 10^{-8}$ ) (SAWYER *et al.*, 1994 apud Tsutiya e Sobrinho, 2000).

Segundo Tsutiya e Sobrinho (2000) a concentração do íon sulfato no esgoto sanitário pode variar de poucas até centenas de miligrama por litro. Sob condições anaeróbias, dois gêneros de bactéria anaeróbia obrigatória da espécie *Desulfovibrio*, comumente chamadas de

bactérias redutoras de sulfato, podem converter sulfato a sulfeto. *Dv. Desulfuricans*, *Dv. vulgaris* e *Dv. salzigens* são os principais membros da espécie *Desulfovibrio* associada a essa transformação.

Os sulfatos são de grande importância, porque são indiretamente responsáveis por problemas sérios associados com a manipulação e tratamento de esgotos. Esses problemas são o odor e a corrosão devido à redução de sulfatos a sulfeto de hidrogênio em condições anaeróbias (SILVA, 2007).

O sulfeto de hidrogênio pode existir em vários estados na fase líquida, que podem ser caracterizados como: sulfeto total ( $H_2S + HS^- + S^{2-}$  + sulfetos metálicos suspensos), sulfeto dissolvido ( $H_2S + HS^- + S^{2-}$ ). Estas formas podem ser produzidas pela redução biológica de sulfatos e outros compostos orgânicos contendo enxofre, presente nos esgotos sanitários (SILVA, 2007).

A presença da forma não dissociada de  $H_2S$  está condicionada a parâmetros como temperatura e pH do meio. Em pH baixo ( $pH < 7$ ) o  $H_2S$  torna-se o principal componente dissolvido, já para valores de pH entre 7 e 10 a forma dissociada ( $HS^-$ ) predomina. A temperatura está relacionada com um dos maiores fatores na produção do gás odorante, pelo fato de afetar a solubilidade de muitas substâncias, Quanto mais elevada à temperatura a concentração de equilíbrio de  $H_2S$  no ar aumenta de acordo com o valor da concentração de  $H_2S$  em solução (KARL, 1999).

Segundo MORAES *et al.* (1999) a quantidade produzida ainda depende de parâmetros como carga orgânica, composição do substrato e do processo de competição entre as bactérias sulforedutoras e metanogênicas. As relativas proporções de  $H_2S$  e  $HS^-$  é de grande importância na avaliação do potencial do  $H_2S$  emitido para a atmosfera.

Também, é importante considerar que, se parte do  $H_2S$  dissolvido escapa para a atmosfera, o  $H_2S$  restante será dividido entre  $H_2S$  e  $HS^-$  na mesma proporção anterior, uma vez que o equilíbrio se restabelece quase que instantaneamente.

### 4.2.3. Óxido Nitroso (N<sub>2</sub>O)

O N<sub>2</sub>O é produzido por processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação, definida como a oxidação biológica do amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) a nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), é conduzida predominantemente por bactérias quimioautotróficas que obtêm energia da oxidação do NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e do NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para transformar dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) em matéria orgânica. O N<sub>2</sub>O é um subproduto da nitrificação na etapa de oxidação do NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a NO<sub>2</sub><sup>-</sup>.

Poucos são os estudos sobre emissões de N<sub>2</sub>O realizados diretamente em sistemas de tratamento de esgoto com lodo ativado e os resultados entre os diferentes trabalhos mostram grandes discrepâncias (IPCC, 2002). As Diretrizes de 2006 do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (Intergovernmental Panel on Climate Changes, IPCC) para Inventários Nacionais de Gases do Efeito Estufa propõem como fator de emissão 3,2 (2-8) g N<sub>2</sub>O pessoa<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para o caso de estações de tratamento de esgoto (ETEs) com processos de nitrificação e desnitrificação controlados (KAMPSCHREUR *et al.*, 2009). Esse fator de emissão provém do estudo realizado por Czepiel *et al.*, (1995) que mediram as emissões de N<sub>2</sub>O de uma ETE municipal na cidade de Durham, localizada em região de clima temperado, no nordeste dos Estados Unidos, com sistemas centralizados de tratamento de esgoto com avançado controle dos processos de nitrificação e desnitrificação. No entanto, segundo Brotto *et al.*, (2010), encontrou valores bem maiores de fator de emissão (13 g N<sub>2</sub>O pessoa<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) em uma ETE do Rio de Janeiro.

As observações feitas por Brotto *et al.*, (2010), mostram que as concentrações de N<sub>2</sub>O nas bolhas de ar emanadas nos tanques de aeração eram maiores quanto maior era a aeração.

**Tabela 4.7.** Taxas de emissão de N<sub>2</sub>O em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE)

| Unidade                                     | Taxa de emissão (g N <sub>2</sub> O ano <sup>-1</sup> ) |                                 | Contribuição (%) |
|---|---|---------------------------------|------------------|
|   | Média   | Varição                         |                  |
| Reator biológico                            | 2,9 x 10 <sup>4</sup>                                   | (0,06 – 7,8) x 10 <sup>4</sup>  | 90               |
| Recirculação de lodo                        | 1,7 x 10 <sup>3</sup>                                   | (2,1 x 1,8) x 10 <sup>3</sup>   | 5                |
| Digestor de lodo                            | 8,8 x 10 <sup>2</sup>                                   | (5,1 – 12,4) x 10 <sup>2</sup>  | 3                |
| Elevatória de esgoto bruto – caixa de areia | 4,4 x 10 <sup>2</sup>                                   | (0,63 – 10,4) x 10 <sup>2</sup> | 1                |
| Efluente                                    | 3,2 x 10 <sup>2</sup>                                   | (1,8 – 4,5) x 10 <sup>2</sup>   | 1                |

|                       |     |            |   |
|-----------------------|-----|------------|---|
| Decantador secundário | 7,8 | 2,9 – 15,7 | 1 |
|-----------------------|-----|------------|---|

Estudando os processos de produção de NO (óxido nítrico) e N<sub>2</sub>O em ETEs, Kampschreur *et al.*, (2009) concluíram que os três principais fatores de controle da produção desses gases nesses sistemas são: a concentração de oxigênio dissolvido, a concentração de nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e a taxa de aeração do esgoto. A concentração de oxigênio dissolvido é considerada um importante fator de controle na produção de N<sub>2</sub>O pela nitrificação. O rendimento de N<sub>2</sub>O nesse processo cresce com a diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido. A desnitrificação é totalmente inibida por níveis elevados de oxigênio dissolvido. Bactérias oxidantes de amônia (ammonia-oxidizing bactéria) podem produzir N<sub>2</sub>O como subproduto da oxidação da amônia a nitrito ou pela redução aeróbica de nitrito. Kampschreur *et al.*, (2009) consideram que a desnitrificação conduzida por bactérias oxidantes de amônia seja o principal processo formador de N<sub>2</sub>O durante a aeração do esgoto em ETEs.

## 5 - Impactos Ambientais em ETE

Quando as Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) foram implantadas, elas foram chamadas de Estações Depuradoras de Água, nesta definição, podemos observar que na época apenas o caráter positivo da ETE, dentro do Sistema de Esgotamento Sanitário (SES) como um todo, era notado.

A percepção das Estações de Tratamento de Esgotos era de que elas representavam uma medida mitigadora da rede coletora de esgotos, mas não se avaliava os impactos causados as populações vizinhas ou a jusante.

Os impactos ambientais causados por uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), de uma maneira geral, estão relacionados com o descaso no descarte de seus resíduos e no não atendimento as normas previstas em leis, devido à baixa eficiência de tratamento. Os impactos ambientais ocorridos na operação da ETE, apresentam uma estreita relação com o processo de tratamento adotado. Dessa forma, na fase de planejamento, deve-se eleger um processo que seja menos impactante em relação à comunidade vizinha (BRITO, 2007).

Alguns aspectos ambientais são ocorridos devido a falhas nos sistemas de tratamento que causam interrupções ocasionais. Esta é uma peculiaridade das ETE, já que o tratamento dos esgotos não pode parar, sua paralisação, de forma geral, já provoca um impacto ambiental. (LA ROVERE, 2002).

Do ponto de vista da legislação, é importante salientar que o não cumprimento destas normas é crime previsto na Lei dos Crimes Ambientais n ° 9.605 de 12 de fevereiro de 1998 que penaliza crimes contra o meio ambiente, e cita em seu artigo 33 do capítulo 5 “Provocar, pela emissão de efluentes ou carregamento de materiais, o perecimento de espécies da fauna aquática existente em rios, lagos, açudes, lagoas, baías ou águas jurisdicionais brasileiras: pena de detenção de um a três anos inafiançável e ou multas cumulativamente”.

Além dos impactos ambientais negativos, comentados acima, devemos esclarecer que também existem impactos ambientais positivos. Os positivos são resultantes do seu próprio objetivo, qual seja o de proteger o meio ambiente ao remover ou reduzir as substâncias nocivas presentes nos esgotos, como matéria sólida que assoreia os rios e cursos d’água; aspectos sanitários prejudiciais a saúde humana e os de depleção da flora e da fauna aquáticas. (LA ROVERE, 2002).

Embora os impactos da ETE sejam positivos, como uma ferramenta de proteção ambiental, é muito comum que a população vizinha se posicione contra a construção da ETE. Há vários exemplos de casos que atrasaram ou impediram a construção da ETE. Um exemplo disso ocorreu durante a construção do emissário submarino da Barra da Tijuca no Rio de Janeiro, que deixou de ser construída em 1982, mesmo com recursos financeiros, por pressão dos moradores e só foi construído em 2001 (PESSOA e JORDÃO, 2009).

Neste capítulo abordaremos os impactos ambientais provenientes da operação das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE). Para melhor entendimento, estes impactos ambientais serão divididos por categorias, a saber: poluição hídrica, poluição do solo e poluição atmosférica.

### **5.1 - Poluição hídrica**

A poluição hídrica é do ponto de vista legal, determinado pela resolução 357 CONAMA de 2005. A referida resolução que diz que os esgotos devem ser tratados, para que os rios mantenham um padrão de acordo com o uso do homem, ou seja, um rio que serve somente para navegação não tem a necessidade de ter uma qualidade para a recreação de contato direto ou para o abastecimento humano.

Descarga de efluentes em corpos aquáticos é um dos maiores problemas ambientais no Brasil, apenas cerca de 14% dos municípios têm algum tipo de tratamento de esgotos (SANTOS *et, al.*, 2008).

Enquanto o esgoto sanitário causa poluição orgânica e bacteriológica, o industrial geralmente produz a poluição química. O efluente industrial, além das substâncias presentes na água de origem, contém impurezas orgânicas e/ou inorgânicas, resultantes das atividades industriais, em quantidade e qualidade variáveis com o tipo de indústria (OLIVEIRA, 2005).

A decomposição da matéria orgânica presente em um líquido é feita, inicialmente, por bactérias aeróbias, que se utilizam do oxigênio dissolvido no meio aquático para promover as reações. Deste modo, quanto maior é a quantidade de matéria orgânica presente no meio, maior é a quantidade de oxigênio necessária para a sua oxidação.

Assim sendo, a principal conseqüência do lançamento de matéria consumidora de matéria consumidora de oxigênio é a redução da quantidade de oxigênio dissolvido na água, o que acarreta prejuízos à vida aquática (MOTA, 1997)

No caso de um esgoto doméstico médio, a DBO é da ordem de 200 a 300 mg/L, enquanto que a DBO de lagos e rios possui 9 mg de oxigênio /L de água, o que significa que para cada litro de esgoto com 200 mg de DBO consumirá todo o oxigênio de 22 L de água (BRANCO, 1972, p.62). Isto significa que um rio com uma vazão de 22 L/s e receber uma descarga de esgotos de 1L/s, ficará totalmente sem oxigênio. Os efluentes industriais contêm mais de 3000 mg/L de DBO, afetando-se assim mil litros de água para cada litro utilizado. Certos poluentes químicos causam, evidentemente, danos incomparavelmente maiores e muitas vezes irreversíveis.

O tratamento de águas residuárias tem assumido papel importante no que se refere aos aspectos de saúde pública e controle da poluição ambiental. Considerando os elementos constituintes dos despejos urbanos e industriais, além da carga microbiológica, podem conter diversos poluentes químicos que afetam a saúde humana. Dentre os constituintes químicos destacam-se os metais pesados que, sendo indevidamente removidos, poderão causar poluição significativa no corpo receptor, representando risco para a saúde humana e ambiental (OLIVEIRA, 2005).

As plantas de tratamento de esgoto recebem uma grande quantidade de compostos existentes em esgotos domésticos e/ou industriais, os quais podem ser totalmente, parcialmente removidos ou podem passar pelo processo de tratamento sem que nenhuma remoção ocorra. Conforme pode ser observado na literatura científica mundial, a capacidade de remoção em uma ETE dependerá de uma série de fatores, tais como: o processo de tratamento utilizado, os tipos de substâncias presentes, o tempo de detenção, além de fatores externos, tais como temperatura por exemplo. Algumas substâncias podem passar pelo processo de tratamento e, na presença de um ambiente propício com outros compostos ou microorganismos, se tornar parte de metabólitos, os quais podem ser descartados através do efluente e ficarem disponíveis na água e/ou em sedimentos (CARBALLO *et al.*, 2005).

No Brasil existe pouca informação sobre os processos de tratamento de esgoto e as suas capacidades de remoção em geral, constatados na prática em ETE's em funcionamento. Em geral, os processos são do tipo primário ou secundário, com pouquíssimos casos de processos de tratamento terciário. Em um levantamento feito por Oliveira e Von Sperling

(2005), para os Estados de São Paulo e Minas Gerais, verifica-se a prevalência de sistemas de tratamento secundários que utilizam lodos ativados ou lagoas de estabilização. Outro levantamento visando analisar a eficiência destes sistemas constata a imprecisão nos dados básicos dos processos (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2005).

Os parâmetros médios e a eficiência de tratamento médio de algumas unidades presentes nas estações de tratamento de esgotos (ETE), estão apresentadas respectivamente nas tabela 5.1 e 5.2

**Tabela 5.1** : Qualidade média do efluente nas unidades descritas

| Sistema   | Qualidade média do efluente |               |              |             |                   |                   |                                  |                                |
|---|-----------------------------|---------------|--------------|-------------|-------------------|-------------------|----------------------------------|--------------------------------|
|   | DBO <sub>5</sub><br>(mg/L)  | DQO<br>(mg/L) | SS<br>(mg/L) | N<br>(mg/L) | N total<br>(mg/L) | P total<br>(mg/L) | CF<br>(NMP/100ml)                | Ovos de<br>helminto<br>(ovo/L) |
| <b>Tratamento primário convencional</b>           | 200-250                     | 400-450       | 100-150      | >20         | >30               | >4                | 10 <sup>7</sup> -10 <sup>8</sup> | >1                             |
| <b>Reator UASB</b>                                | 70-100                      | 180-270       | 60-100       | >15         | >20               | >4                | 10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup> | >1                             |
| <b>Lodos ativados convencional</b>                | 15-40                       | 45-120        | 20-40        | <5          | >20               | >4                | 10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup> | >1                             |
| <b>Filtro biológico percolador de baixa carga</b> | 15-40                       | 30-120        | 20-40        | 5-10        | >20               | >4                | 10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup> | >1                             |

Fonte: Von Sperling (2005).

**Tabela 5.2:** eficiência de remoção das unidades descritas

| Sistema   | Eficiência média de remoção |            |           |                     |                   |                   |                   |
|---|-----------------------------|------------|-----------|---------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
|   | DBO <sub>5</sub><br>(%)     | DQO<br>(%) | SS<br>(%) | Amônia-<br>N<br>(%) | N<br>total<br>(%) | P<br>total<br>(%) | CF<br>(unid. log) |
| <b>Tratamento primário convencional</b>           | 30-35                       | 25-35      | 55-65     | <30                 | <30               | <35               | <1                |
| <b>Reator UASB</b>                                | 60-75                       | 55-70      | 65-80     | <50                 | <60               | <35               | ≈1                |
| <b>Lodos ativados convencional</b>                | 85-93                       | 80-90      | 87-93     | >80                 | <60               | <35               | 1-2               |
| <b>Filtro biológico percolador de baixa carga</b> | 85-93                       | 80-90      | 87-93     | 65-85               | <60               | <35               | 1-2               |

Fonte: Von Sperling (2005).

A descarga de esgotos domésticos, sem nenhum tratamento, tem sido identificada como uma das principais fontes de poluição ambiental em ambientes marinhos e estuarinos, sobretudo em países em desenvolvimento (UNEP-GPA, 2006).

Esse problema também é frequentemente observado em corpos de água doce. Segundo o relatório de águas interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2007), as principais fontes de poluição dos recursos hídricos são os lançamentos de efluentes líquidos e industriais, bem como de carga difusa de origem urbana e agrícola (VON SPERLING, 1996).

### 5.1.2. Impacto ambiental causado por micropoluentes no sistema de esgoto doméstico

O esgoto doméstico é constituído principalmente por matéria orgânica biodegradável originária de alimentos (proteínas, carboidratos e lipídeos) – que representa de 60% a 80% da DBO total do esgoto bruto. Os detergentes e sabões também são importantes e estão presentes em concentrações que variam de 7 a 12 mg/L de LAS, representando de 4 a 6% da DQO filtrada do esgoto. Contudo o esgoto contém ainda uma diversidade de outros contaminantes orgânicos, presentes em menores concentrações, como resíduos de fármacos excretados, e ingredientes provenientes de produtos de limpeza e de higiene pessoal (LEITE, 2008).

Recentemente, outra classe de micropoluentes comumente chamados de interferentes endócrinos, disruptores endócrinos ou ainda agentes hormonalmente ativos, tem ganhado a

atenção da comunidade científica, pelos prejuízos que causam ou podem causar para o bem estar do homem e do meio ambiente (GHISELLI, 2006)

Pesquisadores do mundo todo têm observado que alguns contaminantes presentes nos esgotos sanitários em concentrações da ordem de microgramas por litro ( $\mu\text{g/L}$ ) ou nanogramas por litro ( $\text{ng/L}$ ) exercem efeitos tóxicos sobre animais silvestres e têm o potencial de afetar adversamente a saúde humana. Esses contaminantes, definidos usualmente como micropoluentes (ou microcontaminantes), alusão à reduzida concentração em que se encontram no ambiente, apresentam grande diversidade de natureza química, e provém das mais variadas fontes, tais como fármacos de uso humano (LEE *et al.*, 2005; RADJENOVIC *et al.*, 2007, VASSKOG *et al.*, 2006) ou animal (DAUGHTON e TERNES, 1999) e produtos de limpeza e de higiene pessoal (AGÜERA *et al.*, 2003; CARBALLA *et al.* 2004; CARBALLA *et al.*, 2005), os quais são introduzidos no meio ambiente via esgoto doméstico, seja ele tratado ou não.

Uma vez que a remoção desses micropoluentes não é completa nos sistemas de tratamento, eles atingem os corpos receptores, acarretando diversos problemas ambientais. Além da contaminação dos recursos hídricos, microorganismos patógenos, como bactérias, podem adquirir resistência a fármacos –principalmente antibióticos– com os quais entram em contato no meio ambiente, através de alterações e adaptações de seu material genético (LEITE, 2008). Quando utilizado para a eliminação de patógenos em um organismo, a eficiência do medicamento será reduzida.

#### **5.1.2.1 – Produtos de limpeza ou cosméticos**

Os produtos de limpeza, como detergentes, sabões e desinfetantes, contêm em suas formulações, centenas de diferentes substâncias, como agentes tensoativos, fragrâncias e microbicidas. Os surfactantes são substâncias presentes, principalmente, nas formulações de detergentes e sabões. A degradação incompleta dessas substâncias gera metabólitos passíveis de interferir no funcionamento normal do sistema endócrino de animais (NIMROD e BENSON, 1996; BECK *et al.*, 2005).

Fragrâncias, desinfetantes, fungicidas e essências, dentre tantas outras, apresentam características bioativas e, quando descartadas no sistema coletor de esgoto doméstico, são transportadas às estações de tratamento de efluente. Durante o tratamento, vários deles não

são mineralizados (degradação completa a gás carbônico e água), não são degradados ou sofrem degradação parcial e, por isso, sua presença é detectada em corpos d'água receptores (LEITE, 2008).

Substâncias presentes em cosméticos que por sua similaridade química com a de substâncias reconhecidamente perigosas, ou pela possibilidade da conversão delas em compostos tóxicos também representam um risco em potencial para o meio ambiente. O triclosan, agente microbicida presente em xampus, dentifrícios e outros itens de higiene pessoal, é um policlorofenoxifenol, de estrutura semelhante dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDDs) e dibenzofuranos policlorados (PCDFs), que é associado a efeitos tóxicos em algas e é apontado por alguns pesquisadores como precursor da formação de várias dioxinas no meio ambiente (AGÜERA *et al.*, 2003, KANETOSHI *et al.*, 1988). Segundo Kanetoshi *et al.* (1988), o triclosan pode ser considerado um dos precursores de PCDDs, e Orvos *et al.* (2002) se referem a esse composto como tóxico para algas. Outro antimicrobiano de aplicação diversificada é o bifenilol, usado na confecção de desinfetantes, fungicidas, preservativos, e intermediário para a fabricação de corantes.

Segundo Agüera *et al.* (2003), o triclosan e o bifenilol podem sofrer ação da radiação ou calor, e serem conseqüentemente convertidos em dioxinas e bisfenóis policlorados hidroxilados (OH-PCBs), substâncias que apresentam alto grau de toxicidade.

Dos constituintes de produtos de limpeza os mais importantes são os agentes tensoativos ou surfactantes. Tais compostos apresentam uma parte hidrofílica e outra hidrofóbica, conferindo, de forma simultânea, afinidade por gorduras e pela água. Essa classe de compostos orgânicos é, em todo mundo, uma das mais sintetizadas, e está presente em vários produtos rotineiramente usados nos lares, como detergentes, sabões e afins (GONZÁLEZ *et al.*, 2004). Também são amplamente empregados em produtos com funções higiênicas de cunho doméstico (TAVARES, 2008). Os surfactantes sintéticos podem ser classificados em aniônicos, catiônicos, não-iônicos, de acordo com a carga suportada pela estrutura hidrofílica. No entanto, no âmbito ambiental, os mais importantes são os aniônicos e os não-iônicos.

Um grupo de surfactante aniônico, os alquilbenzeno-sulfonados de cadeia linear (LAS), merece atenção especial. Essas substâncias estão presentes em amostras de água e solo, uma vez que são os surfactantes aniônicos mais amplamente utilizados - 41% do total de surfactantes aniônicos produzidos no mundo são LAS. (GONZÁLES *et al.*, 2004;

TAVARES, 2008). Em todo o mundo, o consumo de LAS passa das 3,0 milhões de toneladas anuais, das quais apenas para a América do Sul, se destinaram cerca de 9% desse montante (TAVARES, 2008).

A remoção desse surfactante se inicia na rede coletora de esgotos, por ação metabólica dos microorganismos ativos no esgoto, adsorção em sólidos e precipitação, na forma de sais de cálcio. Cerca de 50% a 60% do LAS consumido nos domicílios pode ser degradado ainda na rede coletora, dependendo de sua extensão, tempo de residência e atividade dos microorganismos presentes. A digestão anaeróbia, principal mecanismo para o tratamento do lodo gerado em sistemas biológicos, não degrada eficientemente os LAS. Sendo assim, o lodo é uma importante fonte de contaminação ambiental por LAS, permanecendo estes, intactos no meio ambiente durante vários anos, quando tratados apenas anaerobiamente (BERNA *et al.*, 1988).

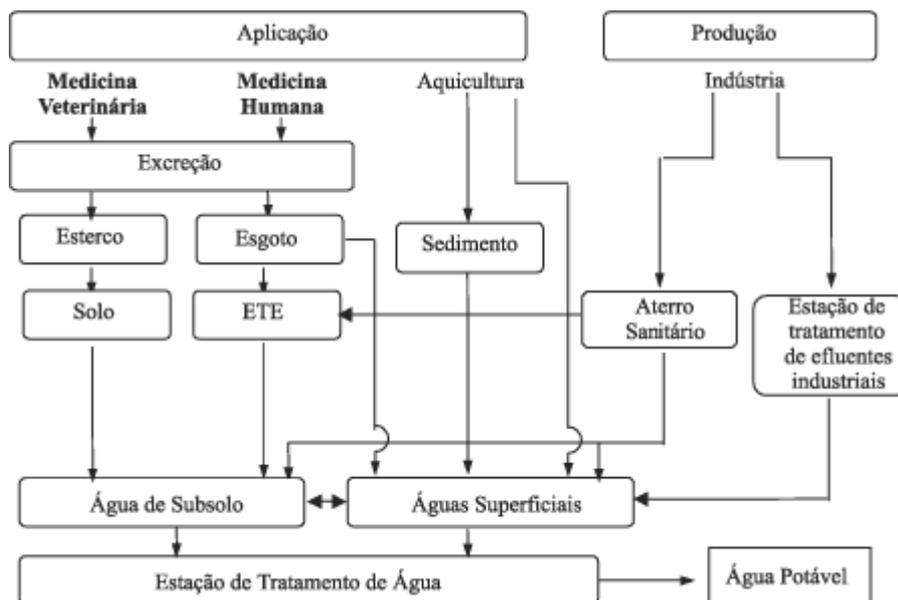
Outro importante grupo de surfactantes são os alquilfenóis polietoxilados (APEOn). Encaixam-se, na classe dos surfactantes não-iônicos, e são amplamente utilizados em vários produtos de utilização comercial e industrial, como detergentes, emulsificantes, agentes dispersantes e solubilizantes (CHEN *et al.*, 2005). Os APEOn dão origem a compostos como o 4-nonilfenol e o 4-octilfenol, os quais apresentam estruturas químicas características capazes de interferir nos sistemas endócrinos de alguns animais (ex. peixes e anfíbios) (MOREIRA, 2008). Conforme salienta Beck *et al.*, (2005), mesmo em baixas concentrações, da ordem de nanogramas por litro, alguns subprodutos da degradação de surfactantes podem promover a hermafroditização de peixes e anfíbios, além de diminuição da capacidade de reprodução e potencial indução de câncer de próstata e mama em seres humanos (NIMROD e BENSON, 1996).

Problemas, já relatados pela literatura, causados pela presença dessas substâncias no meio ambiente incluem o aumento do câncer de mama na população feminina, anormalidades na formação do sistema reprodutivo humano e várias expressões de desordens na vida selvagem, como hermafroditismo, feminização e diminuição da fertilidade (FARRÉ *et al.*, 2007). Esse efeito também é perceptível quando outros grupos de poluentes orgânicos, como estrógenos (LUCKACHKO, 1999; LAGANÀ *et al.*, 2004), estrógenos sintéticos (REIS *et al.*, 2006), pesticidas e plastificantes, estão presentes no ambiente (FARRÉ *et al.*, 2007).

### 5.1.2.2 – Fármacos

Os fármacos são concebidos para atuar no nível bioquímico, afetando as funções fisiológicas dos sistemas biológicos em seres humanos e animais. Sua aplicação se dá de forma dosada, com prescrição médica que garanta eficiência e a eliminação da dose excedente, a qual se dá através da excreção pela urina e fezes. Sua disseminação no meio ambiente se dá principalmente através do efluente de ETE ou por cargas difusas oriundas de áreas com manejo de animais (gado, piscicultura, entre outros). As plantas de ETE e ETA não foram projetadas para a remoção destas substâncias embora tal fato possa ocorrer, dependendo do tipo de substância em questão. Embora ocorram estudos quanto à farmacocinética e a farmacodinâmica destes produtos antes dos mesmos serem comercializados, em geral não são realizados testes ecotoxicológicos. Dentro de uma perspectiva ecotoxicológica, a concentração em que estes compostos ocorrem no meio ambiente, em geral ínfimas, não é o mais importante. A importância ocorre ao se considerar se estes apresentam alguma atividade biológica, o tempo de exposição e sua persistência no meio ambiente (JEMBA, 2006; REIS FILHO, 2006).

Várias classes de drogas, prescritas ou não pelos profissionais da área de saúde, incluindo antiinflamatórios, antiepiléticos,  $\beta$ -bloqueadores e antibióticos são despejados nos sistemas de tratamento de esgotos dos centros urbanos, via excreção humana, via processos de manufatura da indústria farmacêutica e também via disposição de produtos não usados ou com o prazo de validade expirado (PETROVIC *et al.*, 2006). Como exemplos de drogas comumente encontradas no meio-ambiente podem ser citados o diclofenaco, fluoxetina e claritromicina, usados como analgésico, antidepressivo e antibiótico, respectivamente. A figura 1 mostra as principais rotas de fármacos no meio ambiente.



**Figura 5.1.** Possíveis rotas de fármacos do meio ambiente.

Fonte: Billa e Dezzoti (2003)

A degradação desses fármacos é, muitas vezes, incompleta e ineficiente, e os efluentes são lançados nos corpos receptores, contaminando o meio ambiente aquático (BILA e DEZOTTI, 2003). Como substâncias biologicamente ativas, a presença das mesmas no ambiente aquático significa um grande risco para a saúde humana, vegetal e animal (LEE *et al.*, 2005, FARRÉ *et al.*, 2007).

Além da dificuldade de depuração, a situação dos fármacos no meio ambiente tende a aumentar devido ao seu crescente uso pela população. Segundo Vasskog *et al.* (2006) a concentração de antidepressivos apresenta esta cada vez maior nos sistemas de tratamento. Na Noruega, o consumo dessas substâncias aumentou em 320% na última década, crescimento esse que também é percebido em toda a Europa.

Apesar dos efeitos à saúde provocados pelo consumo de fármacos via ingestão de água potável contaminada ainda não estarem completamente elucidados, o princípio da precaução estabelece que tais substâncias devam estar ausentes da água distribuída para a população (KIMURA *et al.*, 2004). A exposição de seres a contraceptivos lançados em corpos receptores gera anomalias e deterioração em seus sistemas reprodutivos, até mesmo a feminização de peixes machos (DAMSTRA *et al.*, 2002). Folmar *et al.* (2000) relatam que, dependendo do tempo e dose que foram expostos, essas substâncias promovem câncer de mama, testículo e

próstata, ovários policísticos, redução da fertilidade masculina e alterações na produção de ovos.

Jørgensen *et al.* (2000) relatam que a presença dos antibióticos no meio ambiente promove a resistência bacteriana às próprias drogas, principalmente quando expostas a baixas concentrações e durante tempo prolongado. Diversos estudos foram conduzidos e constataram o desenvolvimento de colônias bacterianas resistentes a antibióticos em hospitais (KOLÁR *et al.*, 2001), águas de subsolo (MCKEON *et al.*, 1995) e sedimentos marinhos (WU, 1995).

### 5.1.2.3 – Interferentes endócrinos (IE)

Mais recentemente um novo efeito deletério vem sendo atribuído a algumas substâncias: a de causar interferência no sistema endócrino de humanos e animais, afetando a saúde, o desenvolvimento e a reprodução. Estas substâncias são conhecidas por diversos nomes, tais como Interferentes Endócrinos (IE), desreguladores endócrinos ou hormônios ambientais (SILVA, 2009).

As ETE's são uma possível fonte de IE para o meio ambiente, descarregando-os diretamente nos corpos d'água superficiais caso o processo não seja eficiente para sua remoção. Os processos de tratamentos chamados convencionais não foram desenvolvidos para remover alguns elementos traços, e sim para a estabilização dos esgotos, clarificação, desinfecção e remoção de nutrientes em geral (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2005). Observa-se que no Brasil e no mundo uma boa parte dos processos de tratamento de esgoto se dá por lodos ativados, o qual, quando bem operado, pode apresentar uma significativa capacidade de remoção para vários IE (HEMMING *et al.*, 2004; TESKE e ARNOLD, 2008). Os efeitos de efluentes de ETE doméstico são em geral associados à presença de estrogenicidade, principalmente devido à ação de estrógenos. No entanto, Leusch *et al.*, (2006) detectaram a presença de androgenicidade em várias das 15 ETE's avaliadas, na Austrália. Apenas uma apresentou potencial de estrogenicidade.

Dorabawilla e Gupta (2005) realizaram testes para detecção de 17 $\beta$ - estradiol em amostras coletadas em vários pontos de rios, pontos estes localizados a montante e a jusante dos lançamentos de efluentes de ETE's (cerca de 1 km de distância), além de alguns açudes e de algumas amostras coletadas na baía, no estado de Maryland, EUA. As concentrações variaram entre  $1,9 \pm 0,4$  até  $2,0 \pm 0,9$  ng/L nos pontos a montante da ETE, e entre  $2,3 \pm 0,1$  a

6,0 ± 0,6 ng/L nos pontos a jusante da ETE. Nos açudes, as concentrações variaram entre 1,7 ± 0,9 a 7,6 ± 2,1 ng/L. Nos pontos de entrada das ETE's as concentrações variaram entre 18,9 ± 2,7 a 71,2 ± 1,5 ng/L, e entre 6,5 ± 0,3 a 53,1 ± 1,7 ng/L. Estas concentrações foram consideradas altas pelos autores para as amostras dos rios, já que segundo os mesmos 1 ng/L de 17β- estradiol seria o suficiente para induzir estrogenicidade em organismos aquáticos. É importante considerar que os pontos de açude encontravam-se relativamente protegidos, sem influência de lançamentos de ETE's ou de cargas difusas provenientes da agricultura e, mesmo assim, apresentaram concentração de 1,7 a 2,3 ng/L de 17β- estradiol.

Os IE englobam uma variedade de classes químicas, incluindo hormônios naturais e sintéticos, constituintes de plantas, pesticidas, compostos usados na indústria de plásticos e em produtos de consumo, outros subprodutos industriais e poluentes, amplamente inseridos no cotidiano da sociedade moderna (IPCS, 2002; NOGUEIRA, 2003).

Alguns exemplos dos Interferentes Endócrinos e suas possíveis fontes são apresentados na listagem a seguir (NOGUEIRA, 2003; MARANGHI *et al.*, 2007):

- Ftalatos: usados na fabricação de plásticos e outros polímeros;
- Fenóis: surfactantes usados como detergentes e componentes constituintes de resinas;
- Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos: provenientes de fontes naturais como erupções vulcânicas, incêndios, etc. e de fontes antropogênicas como da queima de combustíveis fósseis e incineração de resíduos;
- Bifenilas policloradas (PCBs) e dioxinas: grupo de compostos que genericamente estão associados e têm origem em diversos processos industriais ou resultam como subprodutos da co-incineração;
- Pesticidas e biocidas: incluem-se diversos tipos de compostos muito utilizados especialmente na agricultura: organoclorados, organofosforados, propionamidas, triazinícos e organometálicos;
- Produtos naturais (fitoestrógenos): com ocorrência em diversos tipos de plantas, como por exemplo, a soja;
- Hormônios sintéticos (fármacos): componentes constituintes da pílula anticoncepcional (exemplo etinilestradiol) que são excretados na urina numa forma conjugada e inativa.

Os IE encontram-se amplamente disseminados no meio ambiente, dadas as suas características físico-químicas e as suas origens, tanto difusas quanto pontuais, sendo possível

detectá-los em praticamente todas as matrizes ambientais, tais como solo, recursos hídricos, sedimentos e ar (REIS FILHO *et al.*, 2006; BILA e DEZOTTI, 2007; GHISELLI e JARDIM, 2007). Também podem ser propagados através da cadeia alimentar, dadas as características que algumas destas substâncias apresentam de biomagnificação. No mundo todo esta nova classe de substâncias e seus efeitos deletérios na saúde ambiental vêm sendo discutidos e estudados há algum tempo.

Em 2000 o Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (CSTEE) estabeleceu uma lista prioritária de substâncias com potencial capacidade de interferir no sistema endócrino. 553 substâncias foram inicialmente elencadas, das quais 118 foram apresentaram evidências ou potencial de interferência endócrina. Destas, nove não eram nem ao menos citadas em legislações européias quanto a qualquer restrição de uso. Dadas as lacunas de conhecimento existentes à época quanto aos mecanismos de ação destas substâncias, relação dose-resposta, persistência no meio ambiente, entre outras, requisitou-se a elaboração de dois relatórios. O primeiro estudou doze substâncias, nove sintéticas, dois hormônios naturais e um sintético; e outro relatório para 435 substâncias, para obtenção de dados quanto ao volume de produção, situação legal e persistência, visando decidir ações prioritárias sobre os mesmos. Após a elaboração destes estudos, o relatório da CSTEE (2003) avalia que para uma das substâncias sintéticas (2,4 diclorofenol) e os três hormônios (estrone, estradiol e etinilestradiol) alguns dados estavam errados e os testes realizados foram limitados, em especial para os testes *in vitro*. Nota-se, portanto, que existe um número razoável de substâncias sob suspeita de apresentarem efeitos deletérios no sistema endócrino.

Na literatura científica atual e de algumas décadas atrás é possível verificar evidências de relação causal entre alterações da reprodução e do desenvolvimento de várias espécies animais com a exposição destas a IE, chegando a ser registradas alterações de número de populações em determinados locais, conforme apresentado de forma sucinta a seguir:

- Efeitos adversos ao sistema endócrino de espécies expostas ao tributil-estanho. Declínio ou extinção de populações locais em todo o mundo, em especial nas zonas costeiras da Europa e Mar do Norte (COM, 1999; MARTIN-SKILTON *et al.*, 2006);
- Efeitos androgênicos ocasionados por produtos químicos (ARAKI *et al.*, 2005);
- Diminuição da espessura da casca do ovo das aves e alteração reprodutiva e grave declínio da população de várias espécies de aves de rapina, na Europa e América do Norte, causados pelo DDE. Aparecimento de características hermafroditas em machos

da gaivota ocidental, expostas ao DDT fase de desenvolvimento (COM, 1999; BEARD, 2006).

- Na Inglaterra, efeitos nos órgãos reprodutores de peixes, sobretudo em locais próximos a efluentes de ETEs, em águas doces, estuários e zonas costeiras, causados por estrógenos (IPCS, 2002);
- A foca cinzenta e anelada do Mar Báltico e a foca comum do Mar de Wadden tiveram a reprodução e o sistema imunológico alterado, declínio da população e mortalidade em massa devido a infecções por morbillivirus, por exposição a PCB (COM, 2003);
- Crocodilos tiveram o desenvolvimento e os órgãos sexuais alterados, na Flórida, EUA, devido a um despejo de pesticidas, em especial DDT (COM, 2003);
- Feminilização de peixes devido à presença de IE na água (CHRISTIANSEN *et al.*, 2002; SOLÉ *et al.*, 2002; SOLÉ *et al.*, 2003a; SOLE *et al.*, 2003b). Contrariamente a vários trabalhos que apontam para a tendência da feminilização dos peixes presentes em locais próximos a descargas de ETEs, Rempel *et al.*, (2006) detectaram uma maior quantidade de peixes machos na maior parte do tempo de monitoramento realizado no distrito de Orange County, Califórnia. O estudo foi realizado entre os anos de 1998 a 2005, e em 11 dos 16 anos ocorreu o registro de um número maior de peixes machos em comparação ao número de fêmeas. A concentração de Vitelogenina (Vtg) no plasma do sangue destes peixes machos se encontrava muito próxima ao limite de detecção. Foi constatada uma correlação entre as concentrações de E2 e danos detectados no DNA do esperma dos peixes coletados próximos ao efluente da ETE. Ressalte-se que a presença desta substância não se correlacionou diretamente com a detecção de estrogenicidade obtida através dos testes *in vivo*. Resultados negativos para efeitos estrogênicos em peixes capturados próximos a ETE com tratamento convencional têm sido reportados na literatura científica, demonstrando que alguns processos de tratamento podem ter sucesso na remoção de IE ou o afluente pode não conter IE a ser biodisponibilizados no meio ambiente (CARBALLO *et al.*, 2005; BROOKS *et al.*, 2003).
- Estudos feitos em laboratório com animais expostos a diversas substâncias consideradas IEs têm demonstrado malformações congênitas, diminuição da fertilidade, alterações na espermatogênese, entre outras disfunções (ZOU e FINGERMAN, 1997; TAKEMURA e KIM, 2001; HSU *et al.*, 2004; MCALLISTER e KIME, 2003; DENSLOW *et al.*, 2004; LEE *et al.*, 2004; LIND *et*

*al.*, 2004; NEWBOLD *et. al.*, 2004; SCHOLZ *et. al.*, 2004; STOKESA *et. al.*, 2004; VAN DEN BELT *et. al.*, 2004; MA *et. al.*, 2005; MARANGHI *et al.*, 2007);

- Diminuição no número de espermatozóides em homens, diminuição do número de meninos nascidos em relação a meninas, dentre outras. (PETRELLI e MANTOVANI, 2002; RITTLER e CASTILLA, 2002; TOPPARI *et. al.*, 2002; BIANCA *et. al.*, 2003; EERTMANS *et. al.*, 2003; VIRTANEN *et al.*, 2005).

Alguns estudos realizados no Brasil demonstraram a presença de alguns tipos de IE em efluente de ETE. O trabalho feito por Terners *et. al.*, (1999) evidenciou que a ETE da Penha, no Rio de Janeiro, apresentou uma capacidade média de remoção de estrona de 67%, para o efluente final tratado através de filtro biológico, e 83% para o processo de lodos ativados. No caso do 17 - estradiol, para ambos os processos, a taxa de remoção ficou entre 92% e 99,9%, respectivamente, confirmando que o processo de lodos ativados possui melhor capacidade de remoção. A concentração destes estrógenos no afluente da ETE era em média entre 0,021 µg/L até 0,040 µg/L. No entanto os autores não realizaram testes que visassem à avaliação do impacto da atividade estrogênica em um organismo vivo (testes *in vivo*).

Ghiselli (2006) apresentou resultados de eficiência de remoção de vários IE e fármacos em uma ETE de Campinas, São Paulo, a qual possui processo por lodos ativados, aeração prolongada e uma DBO<sub>5</sub> no efluente final inferior a 10 mg/L. Verifica-se que a capacidade de remoção para 17 - estradiol, estrona e etinilestradiol é de 14,5%, 16,9% e 13,3% respectivamente.

Estes resultados não são compatíveis com os encontrados em outros trabalhos para sistemas de tratamento similares, cujas remoções variaram de 78% a 99,8% para as mesmas substâncias (BILA e DEZOTTI, 2007). Além destas substâncias, outras consideradas IE pela literatura também foram detectadas neste trabalho realizado por Ghiselli (2006), as quais citamos a seguir com suas respectivas percentagens de remoção: 4-nonilfenol – 25,7%; Dibutilftalato – 88,5%; Bisfenol A – 7,9%; progesterona – 17,9%.

### 5.1.3. Assoreamento

A liberação de sólidos, principalmente os inorgânicos, através do efluente pode levar ao assoreamento do corpo hídrico receptor. Segundo o DAEE (1999), foram despejado

grandes quantidades de efluentes de origem doméstica e industrial nos cursos d'água do Estado de São Paulo, neste a carga poluidora inorgânica potencial e remanescente é de, respectivamente, 13.552 e 1.572 t ano<sup>-1</sup>.

Segundo os estudos de Vanzela *et. al.*, 2005, após o lançamento de esgoto, mesmo durante o período seco do ano, a água e os sedimentos provenientes do efluente, contribuem constantemente com vazão e sedimentos para o córrego. Sendo assim, mesmo no período de baixas vazões, a carga sólida tende a continuar alta, provocando discrepâncias entre os valores normais de vazão e descarga sólida total.

O assoreamento de corpos hídricos afeta o meio ambiente de várias formas, dentre as quais podemos destacar:

Inundações devido à diminuição das vazões de escoamento e dos volumes de armazenamento de acúmulo de água, nos casos de chuvas.

Aumento da turbidez da água, o que reduz a sua transparência, acarretando a redução da atividade fotossintética. A redução da fotossíntese promove a redução da quantidade de oxigênio dissolvido, o que gera impactos sobre a vida aquática (MOTA, 1997). De um modo geral, pode-se dizer que ocorre a redução do número de espécies e do número de organismos que vivem no meio afetado (CONNELL e MILLER, 1984).

Quando a deposição de sedimentos excede o transporte dos mesmos, depósitos de sedimentos finos podem cobrir o cascalho do fundo, local onde muitos organismos encontram alimento e utilizam como habitat para reprodução. Essas partículas finas podem preencher as fendas do fundo, cobrindo as rochas e fragmentos de madeira onde muitos peixes vivem e alimentam-se (ROSEBOOM *et al.*, 1983 in *National Research Council*, 1992).

Estudos realizados com populações de salmonídeos mostraram que quando a quantidade de sedimento fino sobre as desovas destes peixes excede 20 a 30% por volume, a sobrevivência dos embriões declina, além disso, o tamanho das populações foi inversamente proporcional ao conteúdo de sedimento fino no substrato (RINNE e MEDINA, 1989). Algumas espécies de peixes de regiões temperadas exsudam um muco que protege suas nadadeiras e brânquias, retendo e limpando continuamente a superfície de seus corpos. Porém, este mecanismo protetor requer energia metabólica e constitui um stress para estes peixes, podendo reduzir também a habilidade de procura de alimento. Assim, a longo prazo o efeito crônico do sedimento em suspensão muda a composição da fauna íctica de um corpo d'água

através da produção de taxas basais diferenciais de reprodução em diferentes espécies, em função da mudança dos habitats e do suplemento alimentar (National Research Council, 1992).

O assoreamento espacial e temporal em larga escala, pode causar a extinção de espécies de peixes que dependem diretamente do substrato de fundo para reprodução e alimentação, além de espécies nectônicas que dependem de um mínimo volume de água para forrageamento (CASATTI, 2004).

#### **5.1.4. Eutrofização**

A eutrofização dos corpos aquáticos consiste no crescimento excessivo de algas e plantas no ambiente aquático (BARCELLOS, 1986), acarretando significativo consumo de oxigênio dissolvido. A eutrofização é causada principalmente pela presença excessiva de nitrogênio e fósforo.

Hoje em dia a eutrofização é considerada uma das maiores ameaças para os ecossistemas costeiros (GOLDBERG, 1995), levando a uma redução da biodiversidade aquática, um crescimento desordenado dos produtores primários, e as taxas de respiração aumentar em resposta à rápida produção de matéria orgânica (ESTEVES, 1998; JÚNIOR *et al.*, 2006, PEREIRA *et al.*, 2005). A entrada de nutrientes no oceano costeiro é um problema ambiental crescente, uma vez que triplicou entre os anos 1970 e 1990 (SMITH *et al.*, 2003).

As estações de tratamento de esgotos são focos pontuais de nitrogênio e fósforo, os quais entram como soluto no meio líquido e por reações químicas se transformam, tanto na coluna de água como nos sedimentos, em sua forma solúvel, tornando-se rapidamente assimiláveis para o desenvolvimento e a diversificação de plantas aquáticas. Outros focos pontuais importantes são as descargas industriais e atividades agropastoris, como por exemplo, as unidades para a criação de animais confinados (UNEP/IETC, 2001).

Os focos não pontuais ou difusos incluem a descarga direta de esgoto de fontes domésticas, não ligadas às estações de tratamento e que eventualmente chegam aos corpos hídricos; o escoamento superficial e a lixiviação de fertilizantes, ricos em nitrogênio e fósforo, aplicados em áreas agrícolas ou de silvicultura (UNEP/IETC, 2001).

A hipótese de que efluentes urbanos tratados (no caso, através de um sistema de lodo ativado) causam alterações na qualidade de água de ambientes aquáticos foi investigada no Arroio Vieira, Rio Grande, RS, por Santos *et al.*, 2008. Segundo o autor, amostras de água foram coletadas a montante e a jusante dos emissários de uma estação de tratamento de esgoto (ETE). Oxigênio, material em suspensão e pH não variaram espacialmente. Já os valores para os nutrientes (nitrogênio e fósforo) e para a demanda bioquímica do oxigênio foram significativamente maiores a jusante dos efluentes. Mais a jusante, as concentrações de nitrato aumentam devido à nitrificação do nitrogênio amoniacal, remineralização da matéria orgânica e/ou ocorrência de outros aportes não identificados

No sul do Brasil, a entrada antrópicas de nutrientes e sinais de eutrofização tem sido observada desde a década de 1980 (ALMEIDA *et al.*, 1993; KANTIN e BAUMGARTEN, 1981). As principais causas de contaminação são o uso de fertilizantes nas atividades agrícolas (SANTOS *et al.*, 2004) e da descarga de esgotos urbanos não tratados (BAUMGARTEN *et al.*, 1998; BAUMGARTEN *et al.*, 1995; NIENCHESKI e WINDOM, 1994).

Portanto, a implementação de processos de tratamento de esgoto tem sido considerado uma solução fundamental para evitar a eutrofização. Parte do fósforo dos despejos é removida por incorporação no lodo biológico, e outra parte pode ser encontrada na forma solubilizada e em concentrações ainda bem elevadas nos efluentes das estações (CHÃO, 2006).

Apesar das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) não representarem a solução definitiva na retirada de nutrientes do efluente, o impacto da eutrofização teria sido pior, na ausência de tratamento (RENOU *et al.* 2008).

A literatura é rica em estudos de casos que evidenciam os impactos negativos da eutrofização à saúde pública e ao meio ambiente (BRANCO, 1986; VON SPERLING, 1996; MAASDAM, 1998; MOSS, 1998; HOSPER, 1998; REEDERS *et al.*, 1998; VAN DUI *et al.*, 1998; GONÇALVES *et al.*, 2000; BEIRUTH, 2000; AGUJARO, 2002; CRUZ *et al.*, 2002; TUNDISI, 2005). Relacionam – se, a seguir, os principais:

b) Devidos ao crescimento excessivo de plantas aquáticas, ocorre alguns prejuízos aos usos da água, tais como recreação e navegação; assoreamento; redução gradual do reservatório; cobertura da água, com conseqüente redução da penetração da luz solar; entupimento das canalizações e grades; produção de massas de matéria orgânica, cuja decomposição promove

a redução do oxigênio dissolvido; aumento da evapotranspiração; danos às bombas e turbinas das usinas hidrelétricas (MOTA, 1997).

A interferência de macrófitas ou do crescimento de algas sobre as condições operacionais, tais como o impedimento à navegação, paradas para desobstrução de equipamentos, grades e canais, merecem destaque. O crescimento de plantas aquáticas como o aguapé (*Eichhornia crassipes*), o “alface de água” (*Pistia stratiotes*) e outras relatadas na literatura (VON SPERLING, 1996; VELINI *et al.*, 2002; TUNDISI, 2005) interfere na navegação, bloqueia canais e obstrui grades de sistemas de captação e proteção de turbinas. Alguns reservatórios já têm sua eficiência comprometida, como a de Americana, cuja área total infestada com plantas aquáticas era de 191 ha em junho de 2001, tendo sido constatado crescimento médio mensal de 2,27% (VELINI *et al.*, 2002). Merece destaque também, pela magnitude dos impactos negativos, o caso da hidrelétrica de Jupia, que em alguns meses do ano, precisa ter a operação interrompida por causa da obstrução das grades de proteção das turbinas por grandes massas de *Egeria densa* e *Egeria najas*, conforme relatado por Tanaka (1998) apud Velini *et al.*, (2002).

Maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento de água, já que a presença excessiva de algas afeta substancialmente o tratamento de água, devido à necessidade de remoção da própria alga, remoção de cor, sabor e odor; maior consumo de produtos químicos, principalmente para águas de resfriamento e caldeiras; e problemas com entupimentos e lavagens mais frequentes dos filtros;

c) A eutrofização de sistemas aquáticos provoca aumento na produção de  $N_2O$ . Seitzinger e Kroeze (1998) estimaram para 1990 uma emissão global de  $N_2O$  de rios, estuários e plataformas continentais da ordem de 1,9 (0,9-9,0) Tg  $N \text{ ano}^{-1}$ , dos quais cerca de 90% foram atribuídos às atividades antrópicas, destacando-se o uso de fertilizantes, mas também o aporte atmosférico e a descarga de esgotos. A contribuição desses sistemas representa aproximadamente 25% da emissão global de  $N_2O$  atribuída às atividades antrópicas (IPCC, 2001). Seitzinger e Kroeze (1998) prevêem para meados do século XXI um incremento na emissão global de  $N_2O$  de rios, estuários e plataformas continentais, em relação a 1990, que atingiria aproximadamente 4,9 (1,3-13,0) Tg  $N \text{ ano}^{-1}$ . Deve-se ressaltar que a maior parte dos estudos relacionados às emissões de  $N_2O$  em sistemas aquáticos costeiros e marinhos expressivamente influenciados por atividades humanas ocorrem no Hemisfério Norte (GUIMARÃES e MELLO, 2008).

d) Segundo Agujaro (2002), os problemas desencadeados com a eutrofização dos corpos hídricos pelo lançamento de nutrientes, levam à proliferação e predominância de grupos algas tóxicos, como o das cianobactérias.

O problema torna-se especialmente preocupante, em face da potencialidade de produção e liberação de substâncias tóxicas destes organismos ao meio, com graves conseqüências para o meio ambiente e à saúde pública.

Algumas destas cianotoxinas ocasionam a morte de mamíferos por parada respiratória após poucos minutos de exposição, e têm sido identificadas como alcalóides ou organofosforados neurotóxicos. Outras atuam com menor velocidade e são identificadas como peptídeos ou alcalóides hepatotóxicos (CRUZ *et al*, 2002). Estas toxinas são de difícil remoção e por sua característica de persistência, podem estar presentes na água mesmo após tratamento, o que pode agravar seus efeitos crônicos, reduzindo a qualidade e as possibilidades de usos.

A toxicidade das algas leva a mortandade de peixes de valor comercial e conseqüentemente causam problemas econômicos aos pescadores.

Segundo Lorenzi (2004), existem muitos registros de intoxicação em populações humanas devido à exposição às toxinas de cianobactérias, porém, o primeiro registro mundial de envenenamento fatal em humanos ocorreu em fevereiro de 1996, no Hospital de Caruaru (PE), aonde mais de 60 pacientes vieram a falecer em um centro de hemodiálise, devido à contaminação da água por microcistina. A eutrofização também afeta o Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA), não só por meio do índice de estado trófico, mas também através da toxicidade, a qual é detectada em florações de cianobactérias ou quando da aplicação de sulfato de cobre (LAMPARELLI, 2004).

Os corpos d'água podem se recuperar da poluição, ou depurar-se, pela ação da própria natureza. O efluente, geralmente, pode ser lançado sem tratamento em um curso d'água, desde que a descarga poluidora não ultrapasse cerca de quarenta avos da vazão: um rio com 120 L/s de vazão pode receber, grosso modo, a descarga de 3 L/s de esgoto bruto, sem maiores conseqüências (São Paulo. Secretaria do meio ambiente. CETESB, 1988).

Freqüentemente, os mananciais recebem cargas de efluentes muito elevadas para sua vazão e não conseguem se recuperar pela autodepuração, havendo a necessidade da depuração

artificial ou tratamento do esgoto. O tratamento do efluente pode, inclusive, transformá-lo em água para diversos usos, como a irrigação, por exemplo.

e) Impactos sócio-econômicos: problemas com o abastecimento de águas industriais, por elevação dos custos de tratamento, impelem a migração de indústrias e retraem o desenvolvimento de atividades econômicas, resultando em redução da capacidade de gerar e ampliar empregos; desvalorização imobiliária devido à perda do valor estético e turístico da região;

f) Altas concentrações de matéria orgânica, necessitam de maiores quantidades de cloro na etapa de tratamento, as quais, podem produzir compostos carcinogênicos.

## **5.2 - Poluição do solo**

O solo deve ser considerado um recurso natural “não renovável”, uma vez que o tempo estimado para originar 1 cm de solo selvagem é entre 200 a 400 anos. A contaminação do solo é um grave problema ambiental, pois afeta não só o solo, mas também os lençóis freáticos, o ar e todas as formas de vida, podendo ainda estar na origem de diversos problemas de saúde (CASTELO-GRANDE e BARBOSA, 2003).

O solo é um componente muito característico na biosfera, não somente por ser uma fonte geoquímica de contaminantes, mas também por atuar como um tampão natural, controlando o transporte de elementos químicos e substâncias para a atmosfera, hidrosfera e biosfera. Os elementos-traço, originados de várias fontes, podem alcançar a superfície do solo e seu novo destino vai depender das propriedades químicas e físicas desse solo. Embora a química dos contaminantes do solo venha sendo, recentemente, muito estudada, o comportamento dos elementos-traço poluentes na biosfera ainda não está totalmente esclarecido (OLIVEIRA, 1998).

Os resíduos sólidos gerados ao longo das atividades de tratamento de esgoto em ETE são os principais responsáveis pela contaminação do solo. Na sua grande maioria, a contaminação ocorre no momento da destinação destes resíduos, que de maneira geral são os aterros sanitários.

Os depósitos de resíduos sólidos, ou aterros sanitários são obras projetadas para a disposição dos resíduos, que ainda hoje, no Brasil, é a forma mais comum de destino da

produção de resíduos gerados pela sociedade. A caracterização e avaliação da contaminação dos solos, causada pela emissão de poluentes orgânicos ou inorgânicos e gerada pelos resíduos depositados, são essenciais para o controle ambiental da área de implantação (HEITZMANN JUNIOR, 1999).

É importante ressaltar que, em uma obra de disposição de resíduos, por mais rígidos que os critérios sejam sempre haverá o risco da contaminação do solo e/ou água e/ou ar por meio da emissão de poluentes resultantes da degradação desses resíduos. Estes poluentes podem ser orgânicos e inorgânicos, entre os mais comuns estão: a matéria orgânica e os metais pesados (cádmio, cromo, cobre, chumbo, mercúrio, zinco e ferro). Inúmeros pesquisadores, no mundo, relatam estudos a respeito da contaminação do solo na área de disposição de resíduos sólidos, entre eles Jucá *et al.*, (1999), Krishna e Govil (2004), Shukurov *et al.*, (2005) e Yauqun *et al.*, (2005).

Além dos resíduos sólidos gerados ao longo do tratamento, e da sua conseqüente possibilidades de contaminação do solo, devemos levar em conta eventuais vazamentos de esgoto que ocorrem ao longo das tubulações, bombas, locais destinados as caçambas dos resíduos sólidos e locais de recebimento de caminhões limpa-fossa, quando este for o caso.

### **5.2.1 – lodo**

O destino do lodo de esgoto constitui, hoje, um dos grandes problemas da sociedade moderna, especialmente nos grandes centros urbanos. A concentração da população e indústrias em grandes centros urbanos tem agravado de modo sensível a produção de resíduos, passando estes a constituírem-se, não somente de sobras alimentares, dejetos e resíduos da atividade agrícola, mas também de um complexo de produtos orgânicos e inorgânicos que passaram a se acumular em quantidades proporcionais ao crescimento urbano. Desta forma, a ação natural passou a não dar conta de reciclar os produtos lançados nos rios, oceanos, ar ou solo e estes passaram a causar um grande impacto ambiental, levando ao surgimento de uma prática ampla e sistemática de coleta comunitária, tratamento e disposição do lodo de esgoto (OLIVEIRA, 1998).

Como resíduo do tratamento das águas residuais, o lodo representa uma aglomeração dos poluentes originalmente presentes nestas águas. Embora o volume de lodo nas águas residuais não seja extraordinariamente grande, o custo do transporte deste material é alto e sua

disposição segura tem sido um assunto de grande preocupação. As alternativas para a disposição deste material tem sido: aplicação ao solo, despejo no mar, colocação em aterros sanitários e incineração. Com o aumento da pressão por parte da sociedade e legislações, em muitos países, o despejo deste resíduo no mar tem sido limitado. Somando-se ainda a redução de áreas disponíveis para a construção de aterros próximos às grandes cidades e os custos elevados na construção e operação de usinas para a incineração, constata-se, hoje, a existência de grandes pressões para a disposição do lodo de esgoto no solo (OLIVEIRA, 1998).

Segundo estimativa de Niagru e Pacyna (1988), a produção mundial de lodo de esgoto está em torno de  $20 \times 10^9$  t ano<sup>-1</sup>. Nos Estados Unidos são produzidos, anualmente, 5,3 milhões de toneladas de matéria de lodo e quantidades equivalentes são produzidas nos países da Europa Ocidental (CHANG e DIAZ, 1994). Uma significativa porção do lodo produzido nos EUA e Europa Ocidental é aplicada ao solo. Em um relatório publicado em 1993, sobre a produção, uso e disposição de lodo de esgoto no Reino Unido, foi mencionado que a produção anual está na ordem de 1,0 milhão de toneladas (sólidos secos) dos quais 40% são espalhados em aproximadamente 0,3% das terras agrícolas. O restante é despejado no oceano (30%), aterrado (13%), incinerado (7%) e desviado para outros usos benéficos (6%).

Em função da origem e do processo de obtenção utilizado, o lodo de esgoto apresenta uma composição muito variável, sendo, no entanto, um material essencialmente rico em matéria orgânica resistente (40-60%). Segundo Alloway e Jackson (1991), o lodo compreende um composto orgânico resistente (60% de matéria orgânica), contendo nitrogênio (3% de N), fósforo (2% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>), outros macronutrientes (0,5% de K<sub>2</sub>O, 5% de CaO, 1,5% de MgO) e uma ampla faixa de micronutrientes.

Segundo Jonson e Maia (2007), de acordo com os dados apresentados conclui-se que em decorrência da aplicação de lodo de esgoto, proveniente das estações de tratamento de Franca e Barueri, existe algum risco de ocorrência de efeitos adversos para a fauna aquática. O risco estaria relacionado à aplicação do lodo em regiões agrícolas próximas de compartimentos aquáticos, cujos efeitos se manifestariam a curto ou longo prazo para organismos zooplantônicos e, conseqüentemente, para outros organismos da cadeia alimentar. Esse fenômeno estaria associado ao transporte do lodo para os referidos compartimentos, assim como de seus constituintes orgânicos ou inorgânicos com ação tóxica.

Conclui-se também que os efeitos tóxicos do lodo de Barueri não devem ser atribuídos somente à presença de metais pesados já constatados nesse material, mas à presença de

compostos orgânicos passíveis de serem extraídos pela acetona e que podem ter propriedades acumulativas.

Para compreendermos os riscos à saúde pública e ao meio ambiente com a utilização do lodo de esgoto para reciclagem agrícola, deveremos identificar os cenários de exposição na avaliação de risco, apresentando os caminhos percorridos pelos poluentes do lodo de esgoto após sua aplicação no solo, como nos mostra a Tabela 5.4 principais via de exposição associadas à utilização do lodo de esgoto na agricultura.

**Tabela 5.4** - Principais vias de exposição ao ser humano associado à utilização do lodo de esgoto na agricultura.

|  |  |
|--|--|
| <b>Água</b>  | água superficial→ ser humano contaminação das águas/contaminação da fauna e flora das águas/contaminação do ser humano e animais.          |
|  | águas subterrâneas→ ser humano contaminação por ingestão (águas contaminadas por lixiviação).  |
| <b>Animais/humanos</b>   | contaminação por ingestão direta   |
| <b>Solo</b>  | ser humano organismos do solo/lixiviação do nitrogênio/impactos nas propriedades do solo/infiltração do chorume (depósito)/metais pesados. |
|  | planta→ ser humano toxicidade as plantas/contaminação das plantas.   |
|  | ser humano contaminação pelo manuseio, por ingestão  |
|  | ar → ser humano contaminação por inalação (volatilização).   |
|  | poeira → ser humano contaminação por inalação (manuseio dos implementos agrícolas).  |
|  | planta→ ser humano contaminação por ingestão dos vegetais.   |
|  | animais→ ser humano ingestão de produtos originados de animais que ingeriram o lodo de esgoto.   |
| planta→ animais→ ser humano ingestão de produtos originados de animais que ingeriram o lodo de esgoto pelas plantas. |  |

Fonte: Adaptado de EPA,1991

Ao longo do tratamento de esgotos, alguns componentes concentram-se em proporções variáveis no lodo. Da mesma forma que alguns componentes orgânicos e minerais conferem características benéficas ao lodo, outros podem ser indesejáveis do ponto de vista sanitário e ambiental. Estes podem ser agrupados da seguinte forma:

- metais pesados;
- microrganismos patogênicos;
- poluentes orgânicos.

### 5.2.1.1. Metais pesados

Do ponto de vista ambiental, o metal pesado é aquele que, em determinadas concentrações e tempo de exposição, oferece risco à saúde humana e ao ambiente, prejudicando a atividade dos organismos vivos. Os principais elementos químicos enquadrados neste conceito são: Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, e Zn. Tais elementos são encontrados naturalmente nos solos, porém em concentrações inferiores às consideradas tóxicas aos seres vivos.

Alguns deles são necessários a organismos vivos, como As, Co, Cr, Cu, Se, Zn, porém esta necessidade se restringe a doses pequenas, daí o conceito de micronutrientes, como Zn, Mg, Co e Fe. Acima de determinadas concentrações limites, estes elementos tornam-se tóxicos.

Já elementos como Pb, Hg, Cd não existem naturalmente em nenhum organismo, sendo sua presença prejudicial em qualquer concentração. A Tabela 5.5 apresenta de forma resumida os distúrbios à saúde humana causados por alguns metais pesados (CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

A presença de metais no esgoto está associada principalmente ao lançamento de despejos nas redes coletoras públicas por parte das indústrias de galvanoplastia, formulação de compostos orgânicos e inorgânicos, curtumes, farmacêutica, fundição, lavanderias, petróleo, e formulação de corantes e pigmentos.

Os esgotos sanitários, dada a formação de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> pela ação de microrganismos, constituem um ambiente redutor, determinando as formas de manifestação de seus componentes, em maior ou menor solubilidade, o que por sua vez define o grau de remoção de metais do efluente tratado e sua concentração no lodo. As limitações deste processo dependem da qualidade do esgoto bruto, do sistema de tratamento e da qualidade desejada para o efluente tratado. Assim através destes parâmetros, bem como de simulações na ETE, pode-se estabelecer limites de carga de poluentes, possibilitando avaliar a recepção de despejos industriais na rede coletora, sem prejuízo para o tratamento biológico da estação (SANTOS *et al.*, 2004).

Entretanto apesar de todo um procedimento técnico e formal aplicado ao recebimento de despejos industriais, o problema é extremamente agravado pelos lançamentos clandestinos (CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

**Tabela 5.5.** Síntese dos efeitos sobre a saúde humana de alguns metais mais frequentes no meio ambiente.

| <b>Metais</b> | <b>Efeitos sobre a saúde</b>   |
|---------------|--|
| Alumínio      | Constipação intestinal, cólicas, osteoporose, raquitismo, doença Alzheimer e doença de Parkinson.                                      |
| Arsênio       | Transtornos gastrointestinais, espasmos músculos-viscerais, náuseas, diarreias e inflamações de boca e garganta.                       |
| Bário         | Hipertensão arterial e doenças cardiovasculares.   |
| Cádmio        | Elevação da pressão sanguínea e aumento de tamanho do coração, queda de imunidade, aumento de próstata, anemia e osteoporose.          |
| Chumbo        | Irritabilidade e agressividade, dores de cabeça, sangramento gengival. Afeta o sangue, rins e sistema reprodutor. Agente teratogênico. |
| Cromo         | Dermatite, úlceras cutâneas, inflamação nasal, câncer de pulmão.   |
| Mercúrio      | Depressão, fadiga, síndrome do pânico, descontrole motor, estomatite.  |
| Níquel        | Cancerígeno, dermatite de contato, gengivite, estomatite e osteoporose.  |
| Zinco         | Tosse, fraqueza, náusea e vômito.  |

Adaptado de (www.rossetti.eti.br; www.greenpeace.org.br *apud* CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

### 5.2.1.2. Microrganismos patogênicos

Os cinco grupos de microrganismos patogênicos que podem estar presentes no lodo são: helmintos, protozoários, fungos, vírus e bactérias. Sua procedência pode ser humana ou animal.

Seu risco à saúde humana e animal é devido à alta frequência de parasitismo na população, ao longo tempo de sobrevivência de helmintos no meio externo, e à baixíssima dose infectante.

O manuseio e o emprego de lodo de esgoto de origem doméstica, sem prévio tratamento de estabilização e higienização, podem possibilitar a infecção de homens e animais, pelos agentes patogênicos nele presentes, de forma direta, quer pela alimentação, quer por contato direto com o lodo, quer por inalação, e de forma indireta, através da água e de animais. O contato direto com o lodo e a inalação expõem a maior risco os trabalhadores de ETEs, distribuidores de lodo, agricultores, enfim trabalhadores que manipulem produtos líquidos, secos ou pastosos derivados do lodo (CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

Quando o lodo não tratado é depositado, os microrganismos patogênicos ficam na superfície do solo e dos vegetais, e o seu tempo de sobrevivência varia conforme sua própria capacidade de sobrevivência, textura e pH do solo, incidência de luz solar, temperatura ambiente, método de aplicação do lodo no solo, capacidade de retenção de água, e fauna microbiana do solo (SANTOS *et al.*, 2004).

Os parasitas, cujos ovos (helminhos) e cistos (protozoários) podem ser encontrados nos lodos de esgoto, são listados na Tabela 5.6, bem como seus hospedeiros.

A dose infectante é de apenas um ovo de helminto ou um cisto de protozoário para contaminar o hospedeiro. O tempo de sobrevivência de helmintos no solo pode variar de meses até 14 anos, e de 10 a 30 dias para protozoários (CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

**Tabela 5.6.** Parasitas, cujos ovos (helminhos) e cistos (protozoários) podem ser encontrados nos lodos de esgoto.

| <b>Grupo</b> | <b>Parasita</b>                | <b>Hospedeiro</b>              |
|--------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Nematóides   | <i>Ascaris lumbricoides</i>    | Homem                          |
|              | <i>Ascaris suum</i>            | Suíno                          |
|              | <i>Ancylostoma duodenale</i>   | Homem                          |
|              | <i>Necator americanus</i>      | Homem                          |
|              | <i>Trichuris trichiara</i>     | Homem                          |
|              | <i>Toxocara canis</i>          | Cães, Homem                    |
|              | <i>Trichostrongylus axei</i>   | Bovinos, Equinos e Homem       |
| Cestóides    | <i>Taenia solium</i>           | Homem, suínos                  |
|              | <i>Taenia saginata</i>         | Homem, bovinos                 |
|              | <i>Hymenolepis nana</i>        | Homem, artrópodes              |
|              | <i>Hymenolepis diminuta</i>    | Roedores, artrópodes           |
|              | <i>Echinococcus granulosus</i> | Cães, ovinos, homem            |
| Protozoários | <i>Entamoeba histolytica</i>   | Homem                          |
|              | <i>Giardia lamblia</i>         | Cães, gatos, homem             |
|              | <i>Toxoplasma gondi</i>        | Gatos, homem, mamíferos e aves |
|              | <i>Balantidium coli</i>        | Homem, suínos                  |
|              | <i>Cryptosporidium</i>         | Homem, bovinos                 |

Os principais grupos de bactérias entéricas patogênicas, que podem representar risco à saúde humana e animal, são listados na Tabela 5.7. Podem ter como origem a flora intestinal humana e animal, o solo, o ar e a água.

Algumas bactérias persistem em animais infectados, os quais funcionam como reservatório. A dose mínima infectante é diferente entre os agentes patogênicos mas situa-se

entre  $10^2$  -  $10^6$ . O tempo de sobrevivência das bactérias no solo pode variar de 5 a 90 dias (CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

**Tabela 5.7.** Bactérias presentes em lodo de esgoto de decantação primária.

| <b>Organismo</b>   | <b>Doença</b>     | <b>Reservatório</b>  |
|--|-------------------|--|
| <i>Salmonella paratyphi A,B,C</i>                              | Febre paratifóide | Mamíferos (silvestres e domésticos), pássaros e tartarugas |
| <i>Salmonella typhi</i>  | Febre tifóide     | Mamíferos, aves (silvestres e domésticos)                  |
| <i>Salmonella spp</i>  | Salmonelose       | Bovinos e outros animais                                   |
| <i>Shigella sonnei, S. flexneri, S. boydii, S. dysenteriae</i> | Disenteria        |  |
| <i>Vibrio cholerae</i>   | Cólera            |  |
| <i>Yersinia enterocolitica</i>                                 | Gastroenterite    | Mamíferos, aves (silvestres e domésticos)                  |
| <i>Campylobacter jejuni</i>                                    | Gastroenterite    | Animais domésticos   |
| <i>Escherichia coli</i>  | Gastroenterite    | Animais domésticos   |
| <i>Leptospira spp</i>  | Leptospirose      | Mamíferos (silvestres e domésticos), ratos                 |

Fonte: (EPA, 1992; ADEME, 1998 *apud* CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

Os vírus patogênicos de origem doméstica encontrados no lodo são listados na Tabela 5.8. A dose mínima infectante é da ordem de  $10^2$  vírus. O tempo de sobrevivência desses vírus no solo pode variar de 12 a 100 dias. (SANTOS *et al.*, 2004).

**Tabela 5.8.** Principais vírus entéricos encontrados em lodo de origem doméstica que podem afetar a saúde humana.

| <b>Vírus</b>         | <b>Hospedeiro</b> | <b>Doença</b>                                |
|----------------------|-------------------|--|
| Vírus hepatite A e E | Homem             | Hepatite infecciosas                         |
| Rotavírus            |                   | Gastroenterite                               |
| Enterovírus          |                   | Meningite, encefalite, doenças respiratórias |
| Poliovírus           |                   | Poliomelite                                  |
| Coxsackievirus       |                   | Meningite, pneumonia                         |
| Echovírus            |                   | Meningite, paralisia                         |
| Astrovírus           |                   | Gastroenterite                               |
| Calicivírus          |                   | Gastroenterite                               |
| Reovírus             |                   | Gastroenterite, infecções respiratórias      |

Fonte: (ADEME, 1998 *apud* CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

### 5.2.1.3. Poluentes orgânicos

A preocupação com compostos orgânicos perigosos está associada ao potencial de carcinogenicidade, mutagenicidade, teratogenicidade e risco substancial à saúde humana.

Sua presença em sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário é relativamente recente, e as metodologias de análise não estão plenamente estabelecidas. Estas metodologias têm sido desenvolvidas e padronizadas para identificação qualitativa e quantitativa dos compostos orgânicos perigosos, subsidiando estudos de suas propriedades, bem como de métodos de remoção (CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

No Brasil, por falta de recursos humanos e materiais, nem mesmo as técnicas de identificação e quantificação já padronizadas foram assimiladas adequadamente. Além do mais, quanto ao destino final dos resíduos gerados nas ETEs, as normas brasileiras consideram apenas a presença de metais pesados e microrganismos patogênicos, negligenciando os poluentes orgânicos e conseqüentemente sua problemática (CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

A maioria dos projetos de ETEs é concebida em termos de remoção de DBO, DQO, SS e organismos patogênicos, não mencionando a remoção de poluentes orgânicos perigosos.

Estes compostos são biodegradados muito lentamente, persistindo no ambiente por longo período de tempo. Devido a sua característica de bioacumulação, após lançados em

corpos d'água, eles podem penetrar na cadeia alimentar. Mesmo que alguns destes compostos não representem graves riscos à saúde, quando ingeridos, seus metabólitos podem ser mais tóxicos que os produtos originais. E há também o caráter sinérgico: uma vez que os esgotos contêm mais de um poluente, o efeito combinado pode ser maior que a soma dos efeitos individuais.

Além da presença de compostos orgânicos perigosos nos efluentes das ETEs que são lançados em corpos d'água, também é necessário atentar para seu comportamento dentro das ETEs e elevatórias. Vários poluentes perigosos são voláteis, podendo ser transferidos para a atmosfera nos tanques de aeração, equalização e decantadores, representando um risco potencial à saúde da população e dos operadores. Também podem ocorrer danos à integridade estrutural do sistema de coleta de esgotos, pois muitos compostos são corrosivos, inflamáveis e explosivos. E há poluentes que ficam adsorvidos, concentrando-se no flocos biológico e podem causar inibição na digestão do lodo ou gerar lodo com características perigosas. (SANTOS *et al.*, 2004).

As principais fontes de compostos orgânicos são: indústria química, de plásticos, produtos mecânicos, farmacêuticas, formulação de pesticidas, ferro e aço, petróleo, lavanderias, postos de gasolina e indústrias da madeira (CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

Os poluentes mais comuns nos efluentes industriais são: cianeto, fenol, cloreto de metileno, tolueno, etil benzeno, tricloroetileno, tetracloroetileno, clorofórmio, naftaleno, acroleína, xileno, cresóis, acetofenoma, anilina, acetato de etila, entre outros (CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

A avaliação dos efeitos fisiológicos causados no homem é muito complexa, pois depende de cada indivíduo, vias de exposição, concentrações e características do poluente, aspectos sinérgicos, etc. Diante desta dificuldade de abordagem, mesmo dos principais compostos, a Tabela 5.9 resume alguns dados sobre três grupos de compostos.

Características gerais de alguns grupos de compostos orgânicos e seus efeitos tóxicos. Adaptado de CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001.

**Tabela 5.9.** Características gerais de alguns grupos de compostos orgânicos e seus efeitos tóxicos.

| <b>Grupo de compostos</b>     | <b>Uso</b>   | <b>Dados gerais</b>                                       |
|-------------------------------|--|---|
| Solventes orgânicos           | Utilizados como diluentes, dispersantes ou solubilizante.  | Afetam o sistema nervoso central e agem como depressores; |
|                               |  | Pode causar narcose e parada respiratória;                |
|                               |  | Fadiga, náusea, cefaléia, depressão;                      |
|                               |  | Dermatites;   |
|                               |  | Perigo de explosão em locais confinados.                  |
| Bifenilos Policlorados (PCBs) | Usados como fluidos de transferência de calor, fluidos hidráulicos, plastificantes, retardadores de chama e diluentes orgânicos. | Suspeita de efeitos no sistema reprodutivo;               |
|                               |  | Suspeita de efeito carcinogênico                          |
| Pesticidas                    | Controle de pragas   | Efeito tóxico   |

Adaptado de CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001.

Inicialmente, hidrocarbonetos clorados, pesticidas e bifenilas policloradas eram os compostos mais estudados. Devido à aplicação de lodos no solo, outros compostos presentes nas ETEs passaram a receber maior atenção, pois representam riscos ao solo, plantas e águas. Entre eles estão os ésteres ftalatos (dietil, dibutil), tolueno, fenol, naftaleno, metanos clorados, etanos, benzenos, acrilonitrila e hidroquinona. Os dados, até então conhecidos, sugerem que a maioria dos traços orgânicos podem estar presentes nos lodos geralmente em concentrações inferiores a 10 mg/kg porém, uma contribuição industrial específica pode aumentar dramaticamente as concentrações (MORITA, 1993 *apud* CESÁRIO SILVA *et al.*, 2001).

### 5.3 - Poluição atmosférica

A poluição atmosférica, mesmo apresentando concentrações abaixo dos níveis permitidos pelos órgãos competentes, tem afetado de forma significativa a vida dos seres terrestres e, embora o mecanismo biológico específico ainda esteja em estudo, diversos autores sustentam que a relação entre poluição atmosférica e efeitos deletérios na saúde da população é causal (DOCKERY e POPE, 1994; BRAGA, 1998) Em 1955, sensibilizado pelo

episódio londrino, o congresso norte-americano liberou cerca de cinco milhões de dólares para a realização de estudos sobre o impacto da poluição atmosférica sobre a saúde e economia.

Na Europa, em 1956, o parlamento inglês atribuiu às autoridades locais, o controle das áreas de maior risco de acúmulo de fumaça preta emitida pelas residências, obrigando a troca do sistema a carvão por eletricidade, gás ou óleo diesel. Posteriormente, surgiu o Clean Air Acts, que ampliou o controle de emissão de poluentes atmosféricos às indústrias (EPA, 2010).

Desde então, as evidências do impacto da poluição na saúde humana vêm sendo obtidas através de uma variedade de tipos de estudos epidemiológicos (corte transversal, coorte, observacionais, caso-controle) realizados em diferentes países, comprovando uma forte associação com o aumento da morbimortalidade cardiorrespiratória (DOMINICI *et al.*, 2005; POPE *et al.*, 2004) especialmente nos grupos de indivíduos suscetíveis, como o dos idosos e crianças (BRAGA *et al.*, 2001, SALDIVA *et al.*, 1995), particularmente quando associados à exposição crônica (DOMINICI *et al.*, 2005; HOEK, 2002). Mais recentemente, tem sido demonstrada a persistência dessas associações também a baixas concentrações de poluentes (KATSOUYANNI, 2001; POPE *et al.*, 2006). Esse conhecimento tem influenciado o aperfeiçoamento das ações controladoras, principalmente, nos países desenvolvidos.

Dentre os principais impactos ambientais atmosféricos gerados durante a operação de ETE, podemos destacar a geração de odores, geração de aerossóis que podem conter organismos patogênicos, liberação de gases do efeito estufa (GEE), mais precisamente o metano e o óxido nitroso e materiais particulados.

### **5.3.1 - Geração de Odor**

Do ponto de vista de qualidade da atmosfera, os odores são, certamente, junto com as poeiras, os incômodos mais fortemente e imediatamente percebidos pelo público (BELLI FILHO, 1998). Em novembro de 1991, a Promotora Pública do Meio Ambiente entrou com uma Ação Civil Pública Ambiental Cautelar (Processo no 318/91 da 2ª Vara da Comarca de Pereira Barreto) contra a CESP por danos causados ao meio ambiente, estipulando multas e prazos para a solução de vários problemas apontados. Entre os danos ambientais apontados, destacava-se o odor desagradável produzido e exalado pelo esgoto em todas as estações

elevatórias, nas caixas de passagens em algumas regiões da cidade e dentro das residências (LILIAMTIS e MANCUSO, 2003).

No trabalho feito por Silva (2007), os resultados obtidos demonstraram a relevância do impacto causado pela emissão de odor, pois 78% dos entrevistados queixaram-se de maus odores atribuídos à ETE local. Entre as conseqüências provocadas pela geração de odores, de acordo com os moradores, estão “a desvalorização de seus terrenos e a irritação”. Já com relação ao nível de incômodo entre os entrevistados, 22% disseram que o odor não incomoda, 6% disseram que incomoda pouco, 33% afirmaram que incomoda, e 39% afirmaram que incomoda muito

A percepção dos odores é totalmente subjetiva, variando consideravelmente de um indivíduo para outro, em função da sua condição física, percepção e educação olfativa (HERMIA, 1997). Além disso, é comum ter-se períodos de operação da ETE sem problemas de odores e períodos críticos que incomodam a vizinhança. É oportuno lembrar o papel dos ventos, que podem agravar ou minimizar esses problemas (MORAES *et. al.*, 2000).

De acordo com os autores Gostelow *et al.*. (2001b) a frequência de exposição ao odor também influencia a sensibilidade a sua recepção. Exposições demasiadamente prolongadas acarretam redução na sensibilidade, o que é conhecido por adaptação ou fadiga olfativa, enquanto que exposições intermitentes, contrariamente, causam elevação na sensibilidade. Isso se deve provavelmente a familiaridade adquirida com o odor particular, e o subsequente aumento na habilidade de identificá-lo. Isso leva a uma maximização do impacto relativo ao odor em ETE próximas a vias por onde trafeguem uma grande quantidade de pessoas.

Segundo Alves *et al.*,(2004), o gás sulfídrico formado pela anaerobiose em estações de tratamento, coletores e elevatórias, no Paraná, tem afetado toda a região em torno de algumas ETEs, gerando constantes reclamações da população que reside nessa região. Segundo o mesmo autor, entre os meses de setembro e novembro de 2003, no serviço de atendimento ao cliente da SANEPAR, foram constatadas 20 reclamações por maus odores em regiões periféricas às estações de tratamento de esgoto tipo RALF.

O problema causado pela emissão de odores provenientes de estações de tratamento de esgotos (ETEs) também foi tratado por outros pesquisadores. Segundo Kaye e Jiang (2000), as reclamações a respeito de odor proveniente de estações de tratamento de esgotos situadas em áreas urbanas representam mais de 50% das denúncias ambientais encaminhadas pela

população aos órgãos de controle ambiental em todo o mundo. Já para Silva (2007), no Distrito Federal, desde há alguns anos, as Estações de Tratamento de Esgotos de Brasília, na Asa Sul, na Asa Norte, e na cidade do Paranoá, apresentam problemas de emissão de odores para as comunidades vizinhas, tendo sido a causa de inúmeras reclamações públicas, inclusive pelo Ministério Público.

É importante destacar que em muitas vezes o odor percebido pela população não é gerado diretamente no processo de tratamento da ETE, mas sim nas condições sépticas do corpo receptor que na condição de ausência de oxigênio, acabam funcionando como digestores anaeróbios na fase ácida. Exemplos típicos são o Rio Belém em Curitiba e os rios Pinheiro e Tietê, em São Paulo (ALVES *et al.*, 2004).

A problemática da emissão de odores proveniente de estações de tratamento de esgotos, ainda não sofreram regulamentação de forma específica. A Resolução CONAMA nº 003 de 28 de junho de 1990, que estabelece padrões de qualidade do ar, não impõem para o sulfeto de hidrogênio e nenhum outro gás odorantes padrões de qualidade do ar.

O cheiro desagradável das ETEs é proveniente de uma mistura complexa de moléculas com enxofre ( $H_2S$  e mercaptanas), nitrogenadas ( $NH_3$  e aminas), fenóis, aldeídos, álcoois, e ácidos orgânicos (BELLI FILHO *et al.* 2001; BOON, 1995, HVITVED-JACOBSEN, 2002; BONNIN *et al.*, (1993)). Na Tabela 5.10 são apresentadas as características dos principais compostos relacionados aos maus odores.

Normalmente os odores mefíticos são causados por gases produzidos na decomposição da matéria orgânica em condições anaeróbias ou por substâncias adicionadas na rede coletora. Em uma estação de tratamento de esgoto, quanto mais anaeróbio for o processo de tratamento, mais compostos odorantes serão formados.

**Tabela 5.10.** Características dos principais componentes odorantes em ETE

| Classe de Composto | Composto         | Fórmula Química | Características dos Odores | Limite Olfativo (mg/N m <sup>3</sup> ar) |
|--------------------|------------------|-----------------|----------------------------|--|
| Enxofre            | Ácido sulfídrico | $H_2S$          | Ovo podre                  | 0,0001 a 0,03                            |
|                    | metilmecarptana  | $CH_3SH$        | Repolho/alho               | 0,0005 a 0,08                            |
|                    | etilmecarptana   | $C_2H_5SH$      | Repolho deteriorado        | 0,0001 a 0,03                            |
|                    | dimetilsulfeto   | $(CH_3)_2S$     | Legume deteriorado         | 0,0025 a 0,65                            |
|                    | dietilsulfeto    | $(C_2H_5)_2S$   | Legume deteriorado         | 0,0045 a 0,31                            |
|                    | dimetildisulfeto | $(CH_3)_2S_2$   | pútrico                    | 0,003 a 0,0014                           |

|                    |                 |   |                       |                |
|--------------------|-----------------|---|-----------------------|----------------|
| Nitrogenio         | amonia          | NH <sub>3</sub>   | Picante / irritante   | 0,5 a 37       |
|                    | metilamina      | CH <sub>3</sub> NH <sub>2</sub>                                 | Peixe em decomposição | 0,0021         |
|                    | etilamina       | C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> NH <sub>2</sub>                   | Peixe em decomposição | 0,05 a 0,83    |
|                    | dimetilamina    | (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> NH                              | Picante amoniacal     | 0,047 a 0,16   |
|                    | indol           | C <sub>8</sub> H <sub>6</sub> NH                                | Peixe deteriorado     | 0,0006         |
|                    | escatol         | C <sub>9</sub> H <sub>8</sub> NH                                | Fecal nauseante       | 0,0008 a 0,010 |
|                    | cadaverina      | NH <sub>2</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>5</sub> NH <sub>2</sub> | Carne em decomposição | -              |
| Ácidos             | acético         | CH <sub>3</sub> COOH  | Vinagre               | 0,025 a 6,5    |
|                    | butírico        | C <sub>3</sub> H <sub>7</sub> COOH                              | Manteiga              | 0,0004 a 3     |
|                    | valérico        | C <sub>4</sub> H <sub>9</sub> COOH                              | Suor                  | 0,0008 a 0,13  |
| Aldeídos e cetonas | formaldeído     | HCHO  | Ocre sufocante        | 0,033 a 1,12   |
|                    | acetaldeído     | CH <sub>3</sub> CHO   | Maça                  | 0,04 a 1,8     |
|                    | butiraldeído    | C <sub>3</sub> H <sub>7</sub> CHO                               | ranço                 | 0,013 a 15     |
|                    | isovaleraldeído | (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> CHCH <sub>2</sub> C             | Fruta maça            | 0,072          |
|                    | acetona         | HOCH <sub>3</sub> COCH <sub>3</sub>                             | Fruta doce            | 1,1 a 240      |
| Alcoóis e fenóis   | Etanol          | CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> OH                              | -                     | 0,2            |
|                    | Butanol         | C <sub>3</sub> H <sub>7</sub> CH <sub>2</sub> OH                | -                     | 0,006 a 0,13   |
|                    | fenol           | C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH                                | -                     | 0,0002 a 0,004 |
|                    | cresol          | C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> CH <sub>3</sub> OH                | -                     | 0,00001        |

Adaptada de Belli Filho *et al.*, 2001

Entre todos os tipos de compostos odoríferos provenientes das estações de tratamento de esgoto, o sulfeto de hidrogênio ou Gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) é um dos principais gases maus cheirosos emitidos por ETE (ALVES *et al.*, 2004; LILIANMTIS e MANCUSO, 2004; GOSTELOW e PARSONS, 2000, GOSTELOW *et al.*, 2001a; e GOSTELOW *et al.* 2001b), pois é facilmente detectado pela maioria dos indivíduos em concentrações extremamente baixas (como pode-se constatar na tabela acima) em curtos intervalos de tempo pelo sistema olfativo humano (GOSTELOW *et al.*, 2001a). Sua volatilização é a principal responsável por sua geração, que ocorre com maior intensidade em valores de pH inferiores a 7,0 (BOWKER *et al.*, 1989).

Grande parte do enxofre encontrado no esgoto transforma-se em H<sub>2</sub>S, através de processos biológicos; porém, a turbulência apresenta grande influência na sua dissolução do líquido. O excesso de H<sub>2</sub>S nos tratamentos biológicos pode causar: a inibição do processo; aceleração da degradação dos equipamentos; corrosão da estrutura e aumento no consumo de oxigênio, devido à reação - H<sub>2</sub>S + 2O<sub>2</sub> = H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (ácido sulfúrico) - causada pelas bactérias *Thiobacillus*, dentro de um processo biológico

Vários fatores podem proporcionar a geração de odores em sistemas de esgotamento sanitário, alguns destes fatores podem agir antes mesmo do esgoto chegar até a ETE. Liliantis e Mancuso (2003), citam alguns destes fatores:

- A elevada temperatura do esgoto, em torno de 35°C. Nessa temperatura há um aumento da velocidade de decomposição anaeróbia da matéria orgânica. Além disso, a solubilidade do gás sulfídrico é inversamente proporcional à temperatura;
- O elevado teor de sulfato existente na água de abastecimento;
- Trechos da rede coletora, com baixas declividades que propiciam um aumento no teor de sulfetos, em função do depósito de matéria orgânica, fato agravado pela temperatura do esgoto. Cerca de 7,5 % da extensão da rede urbana apresentaram esse problema;
- A existência de diversas obstruções parciais ou totais de trechos da rede, que dificultam o escoamento, provocando deposições de matéria orgânica que podem entrar em decomposição. Esse problema de obstrução está relacionado com as ligações indevidas, caixas de gordura ou passagens mal construídas (ou ligações diretas sem sifão) que acabam carreando grandes quantidades de areia e terra para o sistema coletor de esgotos;
- Falhas nos trechos hídricos das instalações prediais de esgoto e a existência de ralos de drenagem pluvial ligados indevidamente ao sistema, sem fecho hídrico, bem como a não existência de sistema de ventilação nas redes das casas.

As Estações de Tratamento de Esgotos são sempre uma fonte potencial de odores. Estes se originam de gases emitidos por alguns produtos presentes nos esgotos, ou gerados ao longo do próprio tratamento. Os locais críticos são o sistema canal-poço-grades de chegada, poços de lodo, adensador, unidades de desidratação mecanizadas, local de recebimento de fossa séptica (PESSOA e JORDÃO, 2009). A quantidade de gases odorantes lançadas por cada unidade de tratamento se encontra na tab 5.11.

As emissões de compostos orgânicos voláteis em ETE podem ocorrer por mecanismos de difusão, convecção ou ambos. Difusão ocorre quando a concentração dos odorantes na superfície do líquido é muito mais alta que sua concentração na atmosfera. Os compostos orgânicos volatilizam ou se difundem no ar, na tentativa de alcançarem o equilíbrio entre a

fase líquida e gasosa. Convecção acontece quando o fluxo de ar sobre a superfície do líquido varre os vapores orgânicos da superfície para a atmosfera (SILVA, 2007).

Segundo Silva (2007), variáveis externas e ao próprio processo de tratamento também podem afetar a concentração de H<sub>2</sub>S. No seu trabalho foi constatado que no período da noite, a concentração de H<sub>2</sub>S no esgoto foi sempre mais baixa que nos horários da manhã e tarde (odor mais intenso). Ratificando a hipótese de que as temperaturas mais elevadas durante o dia favoreçam a formação de sulfeto.

**Tabela 5.11.** Concentrações típicas de alguns poluentes atmosféricos em unidades da ETE. (mg poluente/Nm<sup>3</sup> de gás).

| Local                           | Bonnin <i>et al.</i> , 1993       |                           | Pessoa e Jordão (2009)            |                           |
|---------------------------------|-----------------------------------|---------------------------|-----------------------------------|---------------------------|
|                                 | Gás sulfídrico (H <sub>2</sub> S) | Amônia (NH <sub>3</sub> ) | Gás sulfídrico (H <sub>2</sub> S) | Amônia (NH <sub>3</sub> ) |
| <b>Elevatória</b>               | 4.8                               | 0.25                      | -                                 | -                         |
| <b>Caixa de areia</b>           | -                                 | -                         | 1 a 3                             | 1 a 3                     |
| <b>Decantador primário</b>      | 0.50                              | 0.07                      | 0,5 a 1                           | 1 a 3                     |
| <b>Poço lodo primário</b>       | -                                 | -                         | 10 a 500                          | -                         |
| <b>Tanque de aeração</b>        | 0.40                              | 0.07                      | <1                                | -                         |
| <b>Decantador secundário</b>    | -                                 | -                         | <1                                | -                         |
| <b>Adensador de lodo</b>        | 9.80                              | 0.80                      | 5 a 30                            | 2 a 10                    |
| <b>Desidratação de lodo</b>     | 6.50                              | 0.85                      | 10 a 50                           | 5 a 25                    |
| <b>Despejo de fossa</b>         | -                                 | -                         | 10 a 100                          | -                         |
| <b>Disposição final de lodo</b> | 0.40                              | 7.00                      | -                                 | -                         |

Fonte: Pessoa e Jordão, (2009) e Bonnin *et al.*, 1993 *apud* Belli Filho *et al.*, (2001)

No trabalho feito por Silva (2007), dentre as unidades de tratamento de esgotos da ETE Paranoá, o Reator anaeróbico apresentou maiores concentrações de H<sub>2</sub>S nos horários monitorados (manhã, tarde e noite), o qual foi considerado como o principal ponto de emissão de H<sub>2</sub>S em toda a ETE. Porém, não se descarta a hipótese de que as lagoas sejam também grandes emissoras de gases odorantes, devido suas grandes áreas superficiais. No entanto, durante o dia o fato dos propulsores instalados nas lagoas ficarem ligados para misturar a

biomassa, possa elevar a concentração de oxigênio dissolvido e oxidar os sulfetos presentes no esgoto. Ainda no mesmo trabalho, foi constatado que nas proximidades do afluente da ETE, na saída dos efluentes das lagoas e nos leitos de secagem, a concentração de sulfeto de hidrogênio no ar foi menor que o detectável pelo aparelho de H<sub>2</sub>S (1 ppm).

Já Moraes *et. al.*, (2000), em seu artigo, apresentou o problema da geração de odor em 6 ETE do DF (ETE Alagado, ETE Paranoá, ETE Planaltina, ETE Recanto das Emas, ETE São Sebastião e ETE Samambaia), com os seguintes resultados

a) no gradeamento

Nas unidades de gradeamento foram detectadas presença de gás sulfídrico em quatro das seis ETEs examinadas. A concentração média variou em torno de 2 a 5 ppm. Não foi verificada relação entre as concentrações medidas e as folgas hidráulicas das unidades ( $Q(\text{atual})/Q(\text{projeto})$ ). Devido à retenção de material fedegoso nas grades e o estado séptico do esgoto bruto junto à entrada da ETE, sugere-se que as unidades de gradeamento sejam fechadas, com exaustão e disposição adequada dos gases.

b) no desarenador

Somente na ETE Samambaia foi detectado H<sub>2</sub>S (concentração média ~ 2,5 ppm). Essa ETE apresenta problemas hidráulicos no canal de acesso ao desarenador, ocorrendo a maior parte da deposição do material arenoso ao longo do mesmo. Considerando a especificidade da ETE Samambaia, não se verificou nas unidades de desarenação problemas sérios de produção de odores.

c) Na calha Parshall

Somente na ETE Alagado foram detectadas concentrações de H<sub>2</sub>S (concentração média ~ 6,5 ppm). Essa ETE é a que possui a vazão mais próxima da de projeto. É possível que a turbulência existente na calha Parshall possa propiciar a liberação de gases, principalmente se o esgoto está séptico. Esse é um ponto que merece atenção no projeto da ETE. Seria prudente fazer-se a cobertura dessa área.

d) Entrada dos Reatores Anaeróbios

Na entrada dos reatores anaeróbios foi verificado a presença de gás sulfídrico em quatro das seis ETEs examinadas. A concentração média chegou a patamares elevados na

ETE Planaltina, com concentrações medidas chegando a 38 ppm. O sistema de distribuição de vazão nos reatores é feito por meio de caixa com vertedores. A turbulência nesse ponto facilita a liberação dos gases dissolvidos. É um local que deve ser coberto e ter um sistema de recolhimento do gás.

#### e) Reatores Anaeróbios

A ETEs Planaltina e Samambaia possuem sistema de cobertura dos reatores anaeróbios. O gás é coletado e posteriormente queimado. Foi detectado a elevada concentração de  $H_2S$ , somente na ETE Samambaia, em ponto de vazamento existente na linha de recolhimento dos gases, cuja concentração medida chegou a 116 ppm. Na ETE Alagado foi detectada na área dos reatores concentrações da ordem de 5 ppm de  $H_2S$ . Essa unidade é a que possui vazão mais próxima da de projeto.

Nas demais ETEs estudadas, não foram detectadas concentrações de gás sulfídrico nas áreas dos reatores anaeróbios. A detecção de gás nessa área é difícil pois trata-se de uma fonte dispersa quando comparada com as medições realizadas nos vertedores e caixas de passagem.

Segundo Moraes *et. al.*, (2000), a área dos reatores anaeróbios é uma fonte potencial de odores. Tal afirmativa é compatível com as medições da ETE Alagado, a qual não possuiu cobertura. A cobertura dos reatores anaeróbios é importante não somente por causa da produção de gases, mas também para evitar o aspecto desagradável que se forma pelo acúmulo de espuma na superfície dos reatores anaeróbios. Esse material fétido, de aparência desagradável, libera mau cheiro e é criadouro de vetores indesejáveis, principalmente moscas, sendo de difícil remoção. Outro fato, diz respeito à disposição desse material na ETE, que é problemático, dado o grande volume de material produzido.

Os gases coletados nos reatores anaeróbios, constituídos entre outros de gás metano, poderão ser queimados ou lançados para longe da área residencial, de forma a não causar nenhum problema ambiental.

Os altos valores de emissão encontrados na saída do Reator Anaeróbio encontrados por Moraes *et. al.*, (2000), corroboram com os encontrados por Silva (2007). No vertedor de Saída do Reator Anaeróbio ocorreram as maiores concentrações de gás sulfídrico, em quase todas as ETEs examinadas. As concentrações foram extremamente elevadas, sendo que os valores médios chegaram a atingir 80 ppm na ETE Recanto das Emas. A exceção ocorreu nas

ETEs Planaltina e Samambaia, cujo reator anaeróbio é contíguo ao tratamento por lagoa facultativa, não havendo nenhum dispositivo de interligação entre essas duas unidades.

Os gases produzidos nas áreas mais profundas do reator anaeróbio encontram condições propícias para sua liberação nos vertedores de saída, em decorrência do contato com a pressão atmosférica e a turbulência da água gerada nesses locais.

É um local que merece bastante atenção, pois poderá frustrar outras medidas de contenção de mau cheiro, como por exemplo, a cobertura dos reatores anaeróbios. Como se constituiu numa fonte pontual, provavelmente a mais importante, de liberação de gases, as medidas mitigadoras adotadas nesse ponto são relativamente baratas e de impacto positivo para a ETE.

Para evitar o problema podem ser adotados sistemas afogados, sem vertedores ou cobrir os dispositivos de saída. Nesse último caso, deve recolher o gás e descartá-lo em local adequado. Esse local poderá ser um ponto afastado das unidades administrativas da ETE e das habitações vizinhas; um sistema de tratamento de gases ou dentro de uma unidade de tratamento aerada subsequente.

Para que se possa entender melhor os valores descritos acima, é importante que se faça uma análise dos padrões adotados em países e institutos. A American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) que propõem concentração de sulfeto de hidrogênio emitido para a atmosfera limite de tolerância de 10 ppm (concentração média ponderada diária). De acordo com a NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health) o limiar de odor para o sulfeto de hidrogênio é de 0,0005 ppm.

O estado de Santa Catarina, a Lei nº 5793 de 15 de outubro de 1980 referente a proteção e melhoria da qualidade ambiental proíbe a emissão de substâncias odoríferas na atmosfera em quantidades que possam ser perceptíveis fora dos limites da área de propriedade da fonte emissora. Essa lei apresenta vários compostos odorantes e seus limites de percepção de odor, para o sulfeto de hidrogênio o valor é de 0,00047 mg/m<sup>3</sup>.

No estado de São Paulo, no tocante ao H<sub>2</sub>S, para o controle de emissão do gás na água, expressa no Decreto n. 8.468 de 8 de setembro de 1976, em seu artigo 19-A, a restringir o limite de lançamento de sulfeto em sistemas de esgoto a 1 mg/L.

No Distrito Federal foi aprovado no dia 26 de abril de 2007 o projeto de Lei 91/07, do deputado Batista das Cooperativas (PRP), na reunião ordinária da Comissão de Desenvolvimento Econômico Sustentável, Ciência, Tecnologia, Meio Ambiente e Turismo. E diz que a CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal) terá que desenvolver e implantar medidas para o tratamento e controle do odor, que afeta moradores vizinhos às estações de tratamento de esgotos. O projeto está em votação no plenário.

No exterior a legislação já existe há muito tempo. Na Alemanha, porém a lei sugere apenas como resolver o problema ou dá orientação para o licenciamento ambiental, em vista de um padrão de qualidade do ar máximo e mínimo (STUELZ e FRECHEN, 2001). Segundo Carmo Jr (2005) os países europeus, Austrália e os Estados Unidos começaram a desenvolver regulamentação para o odor desde a década de 70 e essa regulamentação criaram a necessidade de padronização dos métodos de medidas.

Na Suíça, o impacto muito alto não é tolerado. Esse é considerado “muito alto” se uma porção relevante da população sentir-se significativamente incomodada. Para determinar o desconforto, é usado o método do questionário, que considera a reação do público, numa escala que varia de zero a dez. A reação é considerada como o melhor termômetro para avaliar o desconforto (CARMO Jr, 2005).

Além do desconforto que os odores podem causar às áreas circunvizinhas, deve-se lembrar que os mesmos prejudicam a saúde, principalmente daqueles que tenham uma exposição aos gases mais freqüentes, como por exemplo, os operadores das ETEs. O gás sulfídrico é um altamente tóxico e irritante, atuando sobre o sistema nervoso, os olhos e as vias respiratórias. O grau de intoxicação depende da concentração do gás no ar, da duração, da freqüência de exposição e da suscetibilidade individual. (MORAES *et. al.*, 2000).

De acordo com o Guia de Primeiros Socorros para o Sulfeto de Hidrogênio da Environmental Protection Agency (E.P.A. 2001), a toxicidade do H<sub>2</sub>S ocorre por inalação ou pelo contacto com a pele e olhos. Os efeitos na saúde humana decorrentes de exposição aguda são: taquicardia, palpitações cardíacas, arritmias cardíacas, bronquites, edemas pulmonares, depressão respiratória e até paralisia respiratória. (LILIAMTIS e MANCUSO, 2003).

O H<sub>2</sub>S é um gás volátil, e a principal via de penetração é a respiratória, sendo a absorção cutânea por parte do homem ainda discutida. A partir do momento em que o H<sub>2</sub>S atinge a corrente sanguínea, ele se distribui por todo o organismo, produzindo efeitos

sistêmicos. No sistema nervoso central: excitação seguida de depressão, fraqueza, dor de cabeça, náuseas, vômito, hiperexcitabilidade, alucinações, amnésia, irritabilidade, delírios, sonolência, fraqueza, chegando até as convulsões e a morte. No sistema respiratório: tosse, às vezes expectoração sanguinolenta, respiração acelerada, espasmo brônquico, às vezes edema agudo de pulmão, rinite com perda de olfato, broncopneumonia e traqueobronquite.

O odor do  $H_2S$  não é um parâmetro seguro para se avaliar concentrações perigosas, pois ocorre fadiga olfatória em cerca de 2 – 15 minutos em concentrações acima de 100 ppm, isto é, o odor deixa de poder ser percebido.

A ação irritante do  $H_2S$  sobre a pele e as mucosas gastrintestinais provoca prurido e vermelhidão. Nos olhos surgem conjuntivite, fotofobia, lacrimejamento e opacificação da córnea.

Ainda não existe concordância na literatura quanto aos efeitos da exposição crônica ao  $H_2S$  pelo homem. Contudo, estudos mostram a possível ocorrência de efeitos sistêmicos, tais como: alterações neurológicas, distúrbios neurovegetativos, vertigens, dores de cabeça, nervosismo, paralisia, fraqueza e polineurites. Taxas elevadas de abortamento foram encontradas em mulheres grávidas expostas ao  $H_2S$ ; distúrbios digestivos, como perda de apetite, perda de peso e náuseas também foram observados, bem como conjuntivite, inflamação das vias aéreas superiores e bronquite crônica.

Em relação ao meio ambiente, a exposição ao gás sulfídrico provoca o chamuscamento das folhas dos vegetais, e ele, ao combinar-se com as águas das chuvas dá origem ao ácido sulfídrico, que, por sua vez, provoca necrose nas partes superiores das folhas, similares a outras lesões provocadas por outros compostos ácidos ou básicos.

Há também o problema do odor desagradável que fica no ambiente, semelhante ao de ovos podres (KUPCHELLA e HYLAND, 1993; MARGULIS, 1990).

Apesar do fato de que odores desagradáveis podem causar sintomas em alguns indivíduos, o problema do odor ocasionado pela poluição do ar é usualmente visto como sendo um incômodo. Geralmente, o odor, do ponto de vista da regulamentação ambiental, é visto como um fator de perda de bem estar e não de prejuízo à saúde.

Além do incômodo provocado pelo mau cheiro, a presença de uma fonte contínua de emissão pode provocar um decréscimo nos valores das propriedades das vizinhanças,

(GODISH, 1991), provocando baixo status social e econômico e inibindo o crescimento econômico, também afeta a queda na arrecadação de impostos e vendas (BRENNAN, 1993).

Assim, a importância da avaliação da produção de odor e do controle das emissões de gases odorantes está relacionada à qualidade de vida das pessoas, pois tais gases podem levar a estresses psicológicos, insônias, perda de apetite, entre outros problemas (BRENNAN, 1993).

### **5.3.2. Emissão de Gases do Efeito Estufa (GEE)**

Durante o intervalo de 1950 a 1998, houve a duplicação dos Gases de Efeito Estufa (GEE) no mundo. Estes gases são capazes de reter o calor do sol, sem os quais a radiação solar se dissiparia no espaço, este fenômeno é chamado comumente de "efeito estufa". O efeito estufa é um fenômeno que ocorre de forma natural na atmosfera. Os GEE são essenciais, portanto, para manter a temperatura necessária para a existência de vida no planeta. Contudo, as atividades humanas e naturais que causam as alterações ambientais vêm, ao longo dos anos, provocando mudanças climáticas em ritmos cada vez mais acelerados. A liberação de gases que causam o efeito estufa aumenta, a cada ano, uma vez que é produzida pela queima de combustíveis fósseis e de florestas, pelo mau uso das técnicas agrícolas e por gases emitidos pelo processo industrial. Em decorrência disso, a temperatura média do Planeta Terra teve um aumento médio entre 1,4 e 5,4 °C (IPCC (2001), EPA (2002)).

O aquecimento global é um fenômeno alarmante que foi reconhecido já em 1975, através da constatação da tendência de crescimento da temperatura ao longo dos últimos dois milênios (BROECKER, 1975; MANN e JONES, 2003; MANN *et al.*, 2003). Existem numerosas fontes de informação sobre os impactos do aquecimento global, uma delas certamente é o aumento de casos de instabilidades atmosféricas (TETT *et al.*, 1999), que estão criando grandes preocupações em nível internacional. No entanto, os comentários céticos sobre as projeções futuras dos efeitos do aquecimento global existem fora da comunidade científica (LOMBORG, 2001).

Por este motivo, recentemente, intensificou-se, no mundo inteiro, a busca por energias que liberem menos gases nocivos à atmosfera, levando em conta que as atuais formas de produção de energia trazem, quase sempre, um impacto negativo para o meio ambiente em sua totalidade.

Os gases que mais contribuem para os GEE são, os dióxidos de carbono ( $\text{CO}_2$ ), o Cloro Flúor Carbono (CFC), o metano ( $\text{CH}_4$ ), o vapor de água, o ozônio ( $\text{O}_3$ ) e o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (SILVA e CAMPOS, 2008).

O mais abundante na atmosfera é o  $\text{CO}_2$ , tem um alto poder calorífico e pode ser facilmente gerados por atividades humanas, fundamentalmente pela queima de combustíveis fósseis e madeira. O  $\text{CO}_2$  é o gás com efeito de estufa de referência, e os outros gases são expressas em unidades de  $\text{CO}_2$  ou  $\text{CO}_2$  equivalente ( $\text{CO}_{2e}$ ).

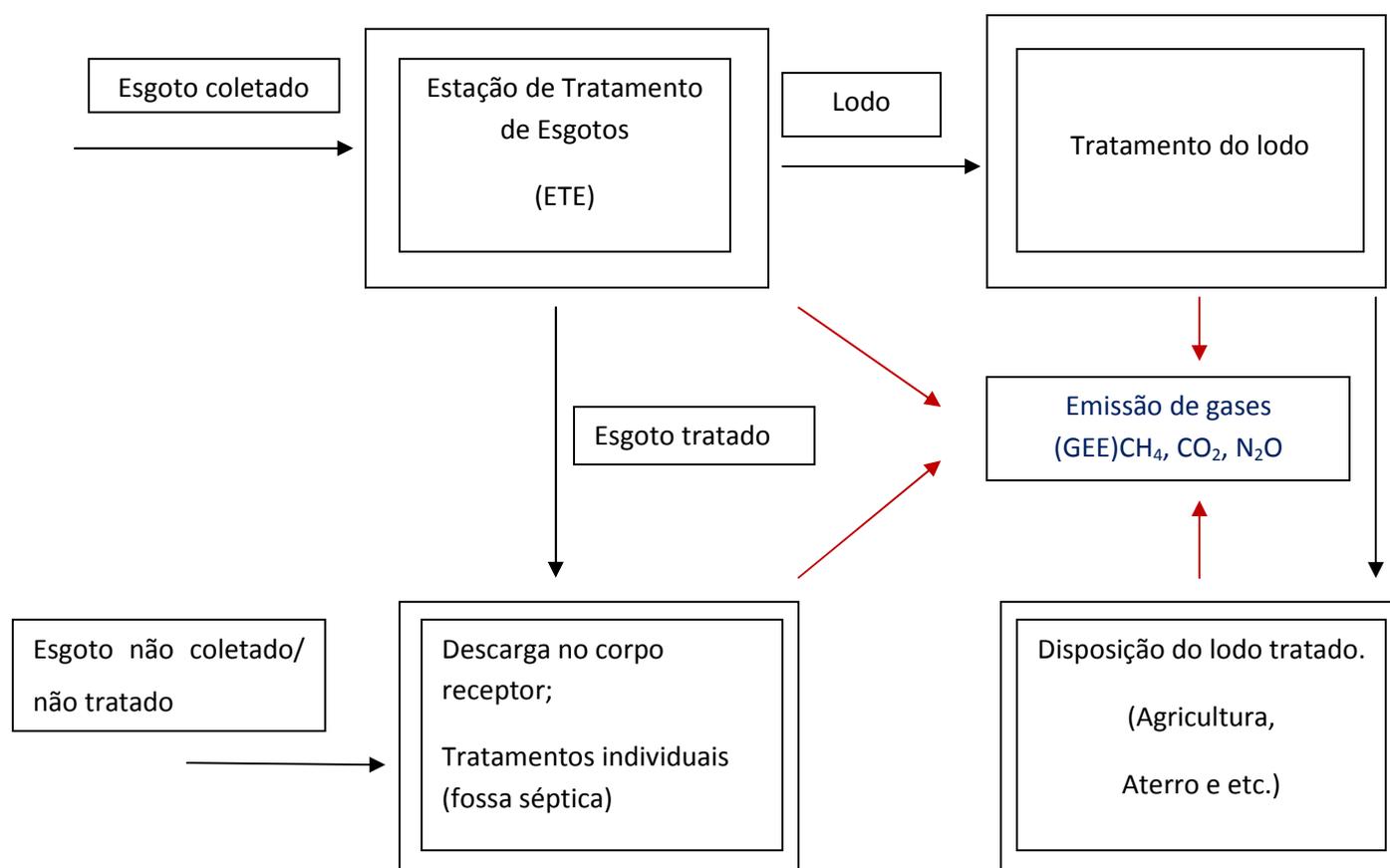
A disposição e tratamento de resíduos municipais e industriais podem produzir emissões dos mais importantes gases que provocam o efeito estufa. Os resíduos sólidos podem ser descartados em aterros, em lixões, sofrer reciclagem ou incineração. Os resíduos líquidos podem receber várias formas de tratamentos físico-químicos ou biológicos. Os tratamentos biológicos podem ser por decomposição aeróbia ou anaeróbia.

Segundo Keller e Hartley (2003), apesar de embora potencialmente produzidas o  $\text{CO}_2$  e o  $\text{N}_2\text{O}$  não são produzidos em quantidades significativas na faixa de tratamento de esgoto em larga escala sistemas.

O gás mais importante produzido no tratamento de resíduos é o metano ( $\text{CH}_4$ ). Quantias significativas de emissões anuais de metano produzidas e liberadas à atmosfera são um produto secundário da decomposição anaeróbia de resíduos.

As duas maiores fontes deste tipo de produção de metano são os aterros de lixo e o tratamento anaeróbio (processo biológico sob presença insuficiente de oxigênio) de esgoto e águas residuárias. Em cada caso, a matéria orgânica contida nos resíduos é decomposta pela ação de bactérias metanogênicas, que produzem o biogás composto principalmente de metano e gás carbônico.

Além do metano ( $\text{CH}_4$ ), os dióxidos de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) também são liberados durante o processo de tratamento de esgotos. A figura 5.1 mostra o esquema de liberação de gases do efeito estufa (GEE) no processo de tratamento de esgotos.



**Figura. 5.2.** Modelo conceitual de emissão de gases do efeito estufa oriundos do processo de tratamento de esgoto nas ETEs.

Adaptado de Lara-González (2003)

### 5.3.2.1. Metano

A produção e emissão do metano como gás do efeito estufa de fontes naturais e antropogênicas tem sido extensamente estudado (SØRENSEN *et al.*, 1981; LOVLEY *et al.*, 1982; OREMLAND and POLCIN, 1982; CONRAD *et al.*, 1987; GUPTA *et al.*, 1994; BHATTACHARYA *et al.*, 1996; SAHRAWAT, 2004; KUMAR KHANAL e HUANG, 2005).

A concentração atmosférica de CH<sub>4</sub> é relativamente baixa (1,72 ppm), mas o seu poder calorífico é de 63 ou 21 vezes maior do que a de CO<sub>2</sub> ao longo de um horizonte de 20 e 100 anos, respectivamente (Painel Intergovernamental sobre Mudança Climática (IPCC), 2000). CH<sub>4</sub> é emitido principalmente do cultivo de arroz, processo digestivo dos ruminantes, a gestão anaeróbia de resíduos sólidos e líquidos e queima de biomassa.

Segundo IPCC (1996), a concentração de metano aumentou em 1060 ppb (partes por bilhão) desde 1750. Esse número representa um aumento de 151% do total de emissões de metano no mundo, mais da metade é de origem antropogênica (aterros sanitários, agricultura de arroz, combustíveis fósseis e gado).

O principal fator para determinar o potencial de geração de  $\text{CH}_4$  de esgoto é a quantidade de material orgânico degradável no esgoto. Parâmetros comuns usados para medir a componente orgânica dos esgotos são a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). A DBO representa a quantidade de oxigênio que seria necessário para consumir completamente a matéria orgânica contida no esgoto através de processos de decomposição aeróbia, enquanto DQO é a medida do material total disponível para oxidação química (ambos biodegradáveis e não biodegradáveis). A DBO é utilizada como o principal fator determinante do potencial de geração de metano nos esgotos.

Partindo-se do princípio que a DBO é o principal fator determinante do potencial de geração de metano nos esgotos, é possível estimar quantidade de metano produzido no Brasil. O volume de esgotos gerados por pessoa depende da quantidade de água consumida, correspondendo normalmente a 80% desta. A carga orgânica unitária varia de país para país, entre 20 e 80 g DBO por habitante por dia. No Brasil, esta situa-se em torno de 50 g DBO/hab.dia (FEACHEM, 1983). Considerando-se este fator, tem-se no Brasil a geração de 1,97 milhões de toneladas de DBO por ano.

A produção mundial de metano gerado no tratamento de efluentes sob condições anaeróbias varia entre 30 e 40 Tg/ano. Isto representa de 8 a 11% do total global de emissões antropogênicas de metano, estimado em 360 Tg/ano (IPCC,1995). O tratamento de efluentes industriais contribui com a maior parcela, estimada entre 26 e 40 Tg/ano. As emissões de metano provenientes do tratamento de esgotos domésticos e comerciais são estimadas em, aproximadamente, 2 Tg/ano.

O metano possui uma grande energia contida nos seus átomos, o que faz com que o gás possa ser usado para a produção de energia elétrica através de sua combustão dentro de motogeradores que movem turbinas. Projetos deste tipo são de grande importância, pois diferentes fontes de energia alternativa podem diversificar ou incrementar a matriz energética atualmente existente, tais como a eólica, a solar, a biomassa e também a proveniente do biogás (EPA, 1996).

### 5.3.2 - Óxido Nitroso

O óxido nitroso ( $N_2O$ ), é o gás do efeito estufa (GEE) menos abundante na atmosfera, mas, por outro lado, tem um poder calorífico equivalente a 310-320 vezes maior do que o  $CO_2$  em um cenário de 100 anos (LEXMOND e ZEEMAN, 1995; IPCC, 1997a). Além disso, o  $N_2O$  contribui indiretamente para o consumo do ozônio ( $O_3$ ) estratosférico [ $N_2O + O(^1D) \rightarrow 2NO$ ;  $NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2$ ]. O  $N_2O$

Sua concentração atual é de 320 ppb (parte por bilhão), apresentando um crescimento linear nas duas últimas décadas de aproximadamente  $0,3\% \text{ ano}^{-1}$  (IPCC, 2009). O aumento total nos dois últimos séculos foi de 50 ppb ou de 18,5% em relação a sua concentração no período pré-industrial, quando se encontrava em 270 ppb (MCELROY, 2002).

Por ser um gás pouco reativo na troposfera, o  $N_2O$  possui um tempo de vida de aproximadamente 125 anos, que é o quociente da razão entre sua massa total na atmosfera [ $\sim 1500 \text{ Tg N}$  (1 Tg = 1 teragrama =  $10^{12} \text{ g}$ )] e sua taxa de consumo global na atmosfera ( $\sim 12 \text{ Tg N ano}^{-1}$ ) (IPCC, 2001).

O óxido nitroso ( $N_2O$ ) tem diferentes fontes de emissão. Ele é gerado pela atividade microbiana em águas residuais, solos e oceanos durante a degradação da matéria orgânica nitrada (MACKENZIE, 1998; IPCC, 2002). MACKENZIE (1998) reconhece um aumento da quantidade de emissões de  $N_2O$  devido à transformação microbiana do nitrogênio contido nas águas residuais.

A produção de óxido nitroso ( $N_2O$ ) no tratamento de águas residuais domésticas ocorre durante a nitrificação e desnitrificação do nitrogênio presente no esgoto, geralmente na forma de uréia, amônia e proteínas. Estes compostos são convertidos em nitratos ( $NO_3$ ) através do processo de nitrificação aeróbia, ou através da desnitrificação, que ocorre em condições anóxicas (sem oxigênio livre), e converge biologicamente o nitrato em gás nitrogênio ( $N_2$ ). O  $N_2O$  pode ser um produto intermediário de ambos os processos, mas é mais freqüentemente associada com desnitrificação.

Nos Estados Unidos, cerca de 7g  $N_2O$  é gerado per capita por ano (SCHEEHLE DOORN, 2001) Segundo a análise da CWNS 2000 existem 88 estações de tratamento nos Estados Unidos, servindo uma população de 2,6 milhões de pessoas, com desnitrificação como uma das operações de sua unidade. Com base em um fator de emissão de 7 gramas / habitante / ano, cerca de 17,5 toneladas de  $N_2O$  podem ter sido emitidas via desnitrificação

em 2000. Plantas sem nitrificação intencional/desnitrificação são assumidas para gerar 3,2 g N<sub>2</sub>O per capita por ano.

Segundo os estudos de Brotto *et al.*, (2010), a contribuição relativa, no que tange à emissão de N<sub>2</sub>O, das diversas unidades da ETE decresce na seguinte ordem: tanque de aeração (90%), recirculação do lodo (5%), digestor de lodo (3%), entrada do esgoto bruto-desarenador (1%), efluente (1%) e decantador secundário (<<1%), as altas emissões geradas no tanque de aeração, corroboram com os resultados encontrados por Czepiel *et al.*, (1995) que verificaram que 91% das emissões de N<sub>2</sub>O de uma ETE em Durham (EUA) se originavam do tanque de aeração.

Ainda segundo Brotto *et al.*, (2010), os fatores de emissão (FEs) de N<sub>2</sub>O per capita, por vazão de esgoto tratado e pela carga de entrada de nitrogênio total (associada ao esgoto) na ETE são: 13 g N<sub>2</sub>O pessoa<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>,  $9,0 \times 10^{-5}$  g N<sub>2</sub>O<sub>Lesgoto</sub><sup>-1</sup> e 0,14% da carga de N (% of N-load). Totalizando uma taxa de emissão total de N<sub>2</sub>O na estação de tratamento de esgoto (ETE) estudada de  $3,2 \times 10^4$  g N<sub>2</sub>O ano<sup>-1</sup>.

Com relação à estimativa de emissões de N<sub>2</sub>O, o fator de emissão padrão de N<sub>2</sub>O a partir de efluentes de águas residuais tem um elevado grau de incerteza. O IPCC recentemente atualizou esse fator, no entanto, futuras pesquisas podem identificar novos estudos que incluem dados atualizados. O fator que representa nitrogênio de esgoto não em águas residuais (banheiro, lavanderia, cozinha, componentes industriais) também tem um elevado grau de incerteza. Obtenção de dados sobre as mudanças na concentração média de nitrogênio afluente aos sistemas de tratamento centralizado sobre a série temporal iria melhorar a estimativa do N total de entrar no sistema, que poderia reduzir ou eliminar a necessidade de outros fatores para a proteína não-consumido ou do fluxo industrial. Além disso, há a incerteza associada com os fatores de emissão para as emissões diretas de N<sub>2</sub>O a partir de instalações de tratamento centralizado de efluentes. Esforços para ganhar mais confiança nestes fatores de emissão estão sendo perseguidos.

#### **5.4 - Impacto Ambiental por Aerossóis**

O esgoto bruto é um potencial condutor de microrganismos ele pode representar um risco a saúde quando microrganismos patogênicos tornam-se aerolizados durante o processo de aeração. (DIONÍSIO, 2006).

As estações de tratamento de esgotos são consideradas como fontes potenciais de microrganismos patogênicos, que são transportados para a via aérea. Em 1993 na Alemanha foi realizado um estudo que identificou centenas de diferentes espécies de fungos e bactérias saprofíticas, incluindo actinomicetos termofílicos, no ar de estações de tratamento de esgoto. Baixas concentrações de bactérias patogênicas e vírus também foram identificados (BÜNGER *et al.*, 2000).

Bioaerossóis contêm microrganismos que podem ser gerados através de processos naturais ou artificiais. Tem sido relatado que bioaerossóis são capazes de transportar microrganismos por longas distâncias e dependendo da fonte geradora eles são capazes de produzir infecções, problemas asmáticos e outros efeitos na saúde (BOVALLIUS *et al.*, 1980).

A concentração de microrganismos em gotas ejetadas pelo estouro das bolhas em combinação com a concentração microbiana na interface ar-água pode exceder a concentração na sub-superfície por diversas vezes, contribui para a formação de aerossóis. Gotas do jato que são maiores que as gotas de películas contêm massa significativa e prevalecem nos bioaerossóis. (DIONÍSIO, 2006)

Uma vez no ar as gotas evaporam e as bactérias na forma de bioaerossóis juntamente com as massas de ar podem ser transportadas para longas distâncias. A presença da bactéria no ar depende de uma combinação de fatores ambientais incluindo intensidade luminosa, tamanho e composição das gotas, assim como temperatura e umidade do ar. Até o presente momento, muito pouco é conhecido a respeito dos processos que controlam o fato das bactérias em gotas de aerossol. (DIONÍSIO, 2006)

A transferência de microrganismos das estações de tratamento de esgoto para o ar ocorre principalmente durante o processo de aeração no qual há formação de bioaerossóis, os quais são gerados do estouro das bolhas de ar produzidas pelos sistemas de aeração do tratamento de esgoto, que fornecem o oxigênio para os processos do biodegradação. Neste caso as bolhas de ar movimentam-se para a superfície e em seguida estouram. Este fato produz pequenas gotas que são lançadas para cima atingindo facilmente 15 cm acima da superfície do líquido (WOODCOCK, 1995). O número de bioaerossóis aumenta rapidamente com o tamanho da bolha (WARNECK, 1988).

Sendo assim, os tanques de aeração das estações de tratamentos de esgotos são reconhecidos como uma importante fonte de aerossóis microbianos e, entretanto, podem representar riscos de exposição, primeiramente para trabalhadores das estações de tratamento como uma consequência do contato direto como o material/substrato contaminado ou por inalação de microrganismos aerolizados. Entretanto, também um risco potencial para visitantes e para a população vizinha não pode ser excluído. Apesar disso, riscos para populações que vivem próximas a estações de tratamento têm sido pobremente investigado (BRANDI *et al.*, 2000).

Blnachard e Syzdek (1970) mostraram nos seus experimentos que concentrações de bactérias nas gotas ejetadas do estouro das bolhas foram 10 a 100 vezes maiores que da fonte de água, dependendo do tamanho da gota.

Concentrações de bactérias viáveis no ar da vizinhança medido a diferentes alturas e diferentes distâncias dos tanques de aeração já são descritos na literatura há muito tempo. Brandi *et al.*, (2000) investigaram a transmissão pelo ar de bactéria e fungos nas distâncias: 2 m e 10 m do tanque de aeração de duas estações de tratamento, com diferentes sistemas de aeração. As concentrações de aerossóis na distância de 2 m foram maiores quando geradas pelo sistema de aeração mecânica: 560 UFC/m<sup>3</sup> e 1110 UFC/m<sup>3</sup>, respectivamente, para bactérias e fungos, do que quando foram geradas pelo sistema de fina difusão de ar: 220 UFC/m<sup>3</sup> e 190 UFC/m<sup>3</sup>, respectivamente, para bactérias e fungos.

Sawer *et al.*, (1996) encontraram concentrações de 126 a 4840 UFC/m<sup>3</sup> de ar a diferentes alturas acima da superfície do tanque de aeração. Brenner *et al.*, (1988) determinaram entre 86 e 7143 UFC/m<sup>3</sup> de bactérias para uma distância de 25 m do centro da superfície de um aerador ou a 1 m da parede basal do aerador.

Bauer *et al.*, (2002) trabalharam com dois tipos diferentes de estações de tratamento de esgoto e avaliaram as quantidades de bactérias e fungos viáveis presentes nos bioaerossóis emitidos. Os autores observaram na planta piloto de lodo ativado concentrações médias de 17.000 UFC/m<sup>3</sup> de bactéria mesofílica, 2100 UFC/m<sup>3</sup> de ar para bactérias tsa-sb (bactérias associadas com determinados fator de virulência), 1.700 UFC/m<sup>3</sup> de ar para fungos mesofílicos e 45 UFC/m<sup>3</sup> de ar para fungos termotolerantes. Nos aerossóis provenientes do reator filme–fixado encontraram 3.000 UFC/m<sup>3</sup> de ar de bactérias mesofílica e 730 UFC/m<sup>3</sup> de ar de bactérias tsa-sb e 180 UFC/m<sup>3</sup> para fungos mesofílico e 14 UFC/m<sup>3</sup> de fungos termotolerantes. Os autores concluíram que as emissões de bactérias e fungos aerolizados são

significativamente diferentes para os dois tipos de tratamentos de esgoto. O reator filme-fixado gera menos emissões microbianas do que a estação de tratamento de lodo aditivado. Os microrganismos estavam contidos em aerossóis  $< 0,2 \mu\text{m}$ , os quais podem atingir os alvéolos pulmonares.

Brandi *et al.*, (2000) investigaram a influência de diferentes sistemas de aeração na dispersão microbiana. Eles concluíram que as mais baixas emissões de bioaerossóis foram causadas por bolhas finas difundidas no ar e que a maior parte das emissões bacterianas foi causada por gotas largas, que tendem a cair mais rapidamente. Brandi *et al.*, (2000) usaram três dispositivos amostradores de ar (SAS, ANDERSEN six-stages and all glass impinger) para avaliar o impacto ambiental de bioaerossóis de bactérias e fungos gerado por estações de tratamento de esgoto municipal que operam com diferentes métodos de oxigenação. Os autores observaram que as concentrações microbianas mais altas foram recuperadas acima dos tanques ( $2247 \text{ UFC/m}^3$  de ar) e em posições a 2 m de distâncias ( $1425 \text{ UFC/m}^3$ ). Ainda, os autores encontraram uma correlação linear entre a quantidade de esgoto tratada e a dispersão microbiana através do ar. A planta que opera com um sistema de ar difundido formando bolhas finas gera concentrações mais baixas de bactérias e fungos; além disso, microrganismos indicadores e estafilocos praticamente não foram encontrados. Finalmente, as bactérias: *Salmonellae*, *Pseudomona aeruginosa*, *Shigella*, *Aeromonas* spp. não foram detectadas tampouco nas plantas. Os autores concluíram que ocorre uma dispersão considerável de bactérias e fungos pelo ar, quando o tanque de aeração recebe oxigenação via agitação mecânica do esgoto, e sugerem a necessidade de convertê-lo para sistema de aeração difusa que possui menos riscos para a saúde humana.

A radiação ultravioleta assim como o oxigênio causa a morte de células vegetativas transportadas pelo ar. Outras situações como mudanças de temperatura e umidade relativa do ar estão entre os fatores que apresentam forte efeito germicida. Entretanto, a respeito dessas condições adversas, alguns microrganismos parecem sobreviver a longas distâncias transportados como bioaerossóis. Células contendo pigmentos carotenóides e em particular esporos de bactérias e fungos tendem a sobreviver melhor quando transportados pelo ar.

Bovallius *et al.*, (1980) relatam que esporos de *Bacillus* viajaram a uma distância de 1800 km da região próxima ao Mar Negro até a Suécia.

Na Estação de Pesquisa Rothera (Ilha Adelaide, Península Antártica), Hughes (2003) observou que doses moderadas de radiação UV reduziram o número de coliformes fecais

viáveis, depositadas pelo vento, em 99,9%, quando comparado com período de baixa incidência de radiação UV. O autor constatou ainda que apenas uma hora de exposição a estresse de dissecação e à radiação UV a redução foi respectivamente, 99,8% e 99,98% dos coliformes fecais viáveis. Este mesmo trabalho mostrou que com a velocidade moderada do vento de 15 m/s foi capaz de transportar coliformes fecais a uma distância de 175 m da estação de tratamento do esgoto.

Além disso, a dispersão de bactérias pode atingir altitudes extremamente elevadas, pois num experimento de caracterização de bioaerosol na Tasmânia observaram que as bactérias foram encontradas a 5,4 Km de altura.

Geralmente, alta velocidade dos ventos, alta umidade relativa do ar, céu nublado e altas concentrações de aerossóis no ar são provavelmente as condições mais importantes para o transporte efetivo de bactérias e fungos através do ar.

O ambiente próximo as fontes de aerossóis favorece o desenvolvimento de problemas respiratórios, gastro-intestinais, gripes e outros sintomas, que podem ser associados à exposição a microrganismos não infecciosos e toxinas microbianas específicas (DOUWES *et al.*, 2001).

Tanques de aeração de estação de tratamento de esgotos produzem por minuto mais que 130 partículas/m<sup>3</sup> de ar, sendo aproximadamente 10% constituídas de coliformes fecais (HO, 2002).

O bioaerosol produzido por estação de tratamento de esgoto pública pode conter vírus entérico que devido a sua alta estabilidade sob condições ambientais, baixa dose de infecção é transmitida pela rota do aerossol, provavelmente constitui um potencial de risco para a vizinhança (CARDUCCI *et al.*, 1999).

Diferentes autores têm ressaltado a incidência de uma forma especial de doença a chamada “síndrome dos trabalhadores de esgoto” entre os trabalhadores em tubulações e estações de tratamento de esgotos (BAUER, *et al.*, 2002). A doença é caracterizada pela indisposição geral, fraqueza, rinite aguda e febre (LAITINEN *et al.*, 1994), acompanhada de sintomas gastrointestinais.

Outros autores descrevem vários sintomas relacionados ao impacto provocado pela dispersão dos microorganismos através da atmosfera. Entre eles são citadas sinusites,

infecções recorrentes do ouvido ou sintomas de gripe (BURGGE, 1990; MAHAR, 1999; BUNGER *et al.*, 2000). Os sintomas respiratórios e as desordens gastrointestinais podem ocorrer após a exposição a longo prazo (RYLANDER, 1986; IVENS *et al.*, 1999).

Bioaerossóis são capazes de induzir severas reações tóxicas tais como a síndrome tóxica da poeira orgânica, também chamadas de pneumociste tóxica. Endotoxinas de bactérias Gram negativas foram identificadas como a causa destes sintomas tóxicos e foram também associadas com diminuição crônica e aguda da função pulmonar. Os fungos alérgenos podem causar alergias do tipo I - tais como asma bronquial rinite alérgica - em pessoas predispostas. (DIONÍSIO, 2006)

Doenças infecciosas e não infecciosas causadas pela inalação de diferentes bioaerossóis dependem não apenas das propriedades biológicas e composição química dos seus aerossóis, mas também do número inalado e do seu local de deposição no sistema respiratório. O local de deposição das partículas está diretamente relacionado ao diâmetro aerodinâmico das mesmas, o efeito dos bioaerossóis na saúde depende principalmente de suas propriedades físicas e especialmente sua distribuição de tamanho. (DIONÍSIO, 2006)

A capacidade da bactéria patogênica causar infecção segundo Kowal (1985) depende da virulência ou da infectividade das espécies, da hereditariedade e da susceptibilidade do receptor humano e das condições ambientais de transmissão. Sendo assim, a infecção é uma relação dose-resposta na qual a dose é o número de células bacterianas viáveis as quais o humano está exposto, e a resposta é o nível de infecção, ou seja é uma infecção sub-clínica sem doença, portadores sadios, ou uma infecção com doença.

Partículas maiores que 10  $\mu\text{m}$  têm baixa probabilidade de entrar e atravessar a região nasal do trato respiratório naso-faríngeo. Bioaerossóis com diâmetro aerodinâmico de 5-10  $\mu\text{m}$  são depositados principalmente na parte superior do sistema respiratório assim chamados de fração respirável e são capazes de penetrar nos alvéolos e podem causar alveolites alérgicas e outras doenças sérias (SELTZER, 1995).

O tamanho das células ou das partículas é um fator importante nos riscos associados com a contaminação microbiológica. Geralmente, quanto menor a partícula maior é o risco. A relação é devido ao fato que células menores e esporos podem atingir o pulmão e não são facilmente expelidas. (DIONÍSIO, 2006)

Krajewski *et al.*, (2004) realizaram, na Alemanha, um estudo com 99 trabalhadores de uma grande estação de tratamento de esgoto, com o objetivo de investigar queixas relativas à saúde dos trabalhadores expostos a bioaerossóis. A população estudada foi dividida em subgrupos de acordo com os postos de trabalho: tratamento mecânico, tratamento biológico, tratamento do esgoto e controle de operação. Foram avaliadas as concentrações de endotoxinas e D glucano no ar, na zona de respiração dos trabalhadores. As determinações foram feitas no verão durante a manhã. Os autores não encontraram relação estatisticamente significativa entre as queixas de saúde com os postos de trabalho. Na região de respiração dos trabalhadores a concentração média de endotoxinas foi de 20,3 ng/m<sup>3</sup> e o de D glucano foi 7,76 ng/m<sup>3</sup> e não se relacionou com o posto de trabalho. Entretanto, houve uma correlação altamente positiva entre os níveis de endotoxina e D Glucano, coeficiente de correlação 0,86,  $p < 0,0005$ .

### **5.5. Impactos ambientais associados aos produtos químicos utilizados em ETE**

Ao longo do processo de tratamento de esgotos vários produtos químicos podem ser utilizados. A frequência e a magnitude do seu uso dependerão do processo adotado.

Independentemente disso a presença de produtos químicos em qualquer unidade industrial sempre representará um perigo em potencial para o meio ambiente.

Dos cerca de 85.000 agentes químicos produzidos e utilizados nos países mais industrializados, 2.800 são produzidos em alta Escala (acima de 500.000 kg/ano). Desses, menos de 45% foram submetidos a testes toxicológicos básicos, e menos de 10% a efeitos tóxicos em organismos em desenvolvimento antes de chegarem ao mercado de consumo (MELLO-DA-SILVA e FRUCHTENGARTEN, 2005).

Em caso de vazamento um produto químico pode afetar o ambiente atmosférico, hídrico ou o solo. Devido a esta grande complexidade os produtos químicos serão tratados separadamente.

Os produtos químicos presentes nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) são utilizados nas operações de desumidificação de lodo (cloreto férrico, cal e polímeros), na flotação de matérias suspensas e gordura (polímeros) (LA ROVERE, 2002), e em alguns casos na desinfecção do efluente (cloro, ozônio e etc).

Os principais produtos químicos utilizados nas ETEs são:

- Cal, Hidróxido de cálcio ou Cal hidratada;
- Cloro (Cl) e Dióxido de cloro -  $\text{ClO}_2$ ;
- Sulfato de alumínio -  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ;
- Sulfato ferroso ( $\text{FeSO}_4$ );
- Cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3$ );
- Polieletrólitos;
- Peróxido de hidrogênio -  $\text{H}_2\text{O}_2$ ;
- Ozônio -  $\text{O}_3$ ;
- Permanganato -  $\text{KMnO}_4^-$ .

## **Cal**

Apresenta-se em pó seco, é irritante em contato com a pele e mucosas. Por ser um pó muito leve, pode se dispersar no ar facilmente, inspirando cuidados com o transporte e armazenamento (LA ROVERE, 2002).

Em contato com a água, a cal se solubiliza facilmente, e altera o pH de ambientes aquáticos, podendo causar um impacto altamente nocivo ao ambiente em caso de vazamento (LA ROVERE, 2002).

A utilização de cal no condicionamento de lodo pode acrescentar de 20 a 40% em massa seca (e conseqüentemente um volume associado) ao montante de torta gerado para disposição. Esta massa e volume adicionais podem exercer ações indevidas na vida útil de um aterro ou no local de disposição final para aplicação no solo.

## **Cloro (Cl) e Dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ );**

Quando liquefeito apresenta coloração âmbar, tem um odor irritante e é sufocante. Muitos produtos químicos, sobremaneira os orgânicos, reagem com o cloro facilmente e em alguns casos, com grande violência, podendo causar explosões (LA ROVERE, 2002).

Por ser uma substância desinfetante, altamente tóxica e irritante, o cloro representa um risco no ambiente. Em solução aquosa o cloro tende a formar compostos corrosivos (como HCl), cloraminas e outros, além de atacar diretamente a fauna e flora aquática de qualquer corpo d'água em seu caminho (LA ROVERE, 2002).

Na forma gasosa, o cloro é altamente tóxico, atacando as vias respiratórias de qualquer animal, causando lesões corrosivas podendo levar a morte. Em vegetais, causa a reação com a umidade dos tecidos vegetais, queimando quimicamente o mesmo. Entretanto o cloro gasoso se difunde na atmosfera com relativa rapidez, e vazamentos de pequeno porte não abrange uma área muito grande (LA ROVERE, 2002). O cloro gasoso pode ocasionar, inclusive em pequenas concentrações, alterações em vias aéreas em consequência da formação de ácido clorídrico. As alterações vão de irritação até a síndrome de sofrimento respiratório do adulto, e ao edema agudo de pulmão em concentrações de 40 a 60 ppm, sendo fatal após 1 hora de exposição a concentrações de 50 a 100 ppm. O cloro líquido pode causar lesão ocular em caso de respingo. Causa ainda alterações cutâneas como graves irritações e bolhas, além de acne clorada, no contato direto. Nos olhos seus vapores são irritantes podendo levar a queimadura, além de ação cáustica e necrozante, conjuntivite, queratite e blefarite. As alterações digestivas são erosão do esmalte e dentina, anorexia, vômitos e pirose.

O cloro ao ser misturado no efluente tratado, se combina com várias substâncias remanescentes do tratamento, como a amônia, nitratos e que podem gerar subprodutos perigosos como haloacetonitrilas, halocetonas, haloácido, aldeídos de baixa massa molecular, etc. Por esta razão várias pesquisas vem sendo realizadas com o objetivo de encontrar alternativas que minimizem os prejuízos que estes compostos causam aos organismos habitantes dos corpos receptores.

O uso do dióxido de cloro (ClO<sub>2</sub>) tem sido uma boa alternativa para substituir o cloro (Cl) (RIBEIRO *et al.*, 2000). Uma das vantagens da aplicação do ClO<sub>2</sub> como desinfetante em efluentes domésticos tratados é que não forma concentrações mensuráveis de trihalometanos (THMs). Segundo Amberger e Baumgärtner (1995), o dióxido de cloro não reage com a amônia, portanto não forma compostos, diminuindo o consumo de desinfetante. Segundo Richardson *et al.*, (1994) também não gera grandes quantidades de produtos halogenados que são comuns com a cloração, e reduz significativamente a cor e o odor dos efluentes.

Numerosas pesquisas já realizadas indicam que concentrações de cloro livre e cloraminas superiores a 0,1 mg/L são nocivas a diversos organismos aquáticos principalmente

a ictiofauna. Em efluentes nitrificados de unidades depuradoras secundárias, as aplicações de 8mg/L de cloro e com 20 minutos de contato resultam em concentrações de 1,44 mg/L de cloro livre e 0,48 mg/L de cloraminas (LIMA, 1993). Águas residuárias que apresentam fenóis em presença de cloro produzem clorofenóis que também não serão formados com dióxido de cloro.

Como ClO<sub>2</sub> não pode ser armazenado ou transportado em forma concentrada de gás ou como solução aquosa, deve ser produzido somente o que for consumido e no local onde for aplicado.

Para a utilização na indústria ou nos processos de tratamento de águas potáveis ou residuárias, o ClO<sub>2</sub> poderá ser obtido de várias maneiras utilizando-se o clorito de sódio com os seguintes reagentes: cloro dissolvido, ácido clorídrico, cloro gasoso, ácidos orgânicos e reações eletroquímicas.

As principais características do Cloro relacionadas com os aspectos ambientais estão sumarizadas na tabela 5.12.

**Tabela 5.12.** Principais características do Cloro relacionadas ao meio ambiente

| <b>Cloro</b>   |   |   |                                   |  |   |   |
|--|---|---|-----------------------------------|--|---|---|
| <b>Potencial de concentração na cadeia alimentar</b> |   | <b>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)</b>                   |                                   | <b>National Fire Protection Association (NFPA)</b>   |   |   |
| nenhum.  |   | nenhum.   |                                   | perigo de saúde (azul): 4<br>inflamabilidade (vermelho): 0<br>reatividade (amarelo): 0<br>observação: oxy<br>nfpa: (obs. ox) |   |   |
| <b>Informações Ecotoxicológicas</b>                  |   |   |                                   |  |   |   |
| <b>informações sobre intoxicação humana</b>          | <b>toxicidade e - limites e padrões</b> | <b>toxicidade ao homem e animais superiores (vertebrados)</b> | <b>toxicidade : espécie: rato</b> | <b>toxicidade: espécie: camundongo</b>   | <b>toxicidade aos organismos aquáticos:</b> | <b>toxicidade a outros organismos: mutagenicidade</b> |
| evitar   | L.P.O.:                                 | m.d.t.: tclo =  | via                               | via  | <i>salmo gairdneri</i> : cl50               | ser humano:   |

|                                 |   |   |  |  |  |                            |
|---------------------------------|---|---|--|--|--|----------------------------|
| contato com o líquido e o vapor | 3,5 ppm<br>P.P.: não pertinente<br>IDLH: 10 ppm<br>LT: Brasil - valor médio 48h: 0,8 ppm<br>LT: Brasil - valor teto: 2,3 ppm<br>LT: EUA - twa: 0,5 ppm<br>LT: EUA - stel: 1 ppm | 15 ppm<br>m.c.t.: lclo (30 min.): 873 ppm | respiração (CL <sub>50</sub> ): 293 ppm (1h) | respiração (CL <sub>50</sub> ): 137 ppm (1h) | (96 h) = 0,23 mg/l - água continental;<br><i>pimephales promelas</i> : (72 h) morte a 0,15 mg/l- água continental;<br><i>oncorhynchus kisutch</i> : (72 h) toxicidade letal: <0,1 mg/l água marinha(obs. 1)<br><br><i>gammarus pseudolimnaeus</i> : CL <sub>50</sub> (96 h) = 0,22 mg/l - água continental; <i>acartia tonsa</i> e <i>eurytemona affinis</i> (copepodes): dificuldade de sobrevivência | "cyt" (linfócito) = 20 ppm |
|---------------------------------|---|---|--|--|--|----------------------------|

**Código NAS (National Academy of Sciences)**

| <b>Fogo</b> | <b>Saúde</b>  | <b>Poluição das Águas</b>  | <b>Reatividade</b>                                       |
|-------------|---|--|--|
| fogo: 0     | vapor irritante: 4<br>líquido/sólido irritante: 2<br>venenos: 4 | toxicidade humana: 2<br>toxicidade aquática: 3<br>efeito estético: 2 | outros produtos químicos: 4<br>água: 1<br>auto reação: 0 |

Fonte: [http://www.cetesb.sp.gov.br/Emergencia/produtos/produto\\_consulta\\_nome.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/Emergencia/produtos/produto_consulta_nome.asp). Acessado em 13 de Maio de 2010.

### **Sulfato de alumínio - Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>**

O sulfato sólido é fornecido em sacos de papel, devendo o armazenamento ser feito sobre estrado em local seco. A umidade do ambiente rege com o sulfato de alumínio, produzindo ácido sulfúrico que é altamente corrosivo, atacando a sacaria e provocando vazamento. A exposição do sulfato de alumínio exposto a umidade cria ácido suficiente para danificar dosadores, acarretando riscos de interrupção na dosagem ou vazamento de material.

Em razão disso, a dosagem se dá preferencialmente na via úmida, dissolvendo os sais e trabalhando como se fosse uma solução. Os riscos ambientais podem ser evitados usando-se sacarias plásticas. (LA ROVERE, 2002).

As principais características do Sulfato de Alumínio relacionadas com os aspectos ambientais estão sumarizadas na tabela 5.13.

**Tabela 5.13.** Principais características do Sulfato de Alumínio relacionadas ao meio ambiente

| <b>Sulfato de Alumínio</b>                           |   |  |                                  |   |  |   |
|--|---|--|----------------------------------|---|--|---|
| <b>Potencial de concentração na cadeia alimentar</b> |   | <b>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)</b>                    |                                  |   | <b>National Fire Protection Association (NFPA)</b> |   |
| nenhum.  |   | nenhum.  |                                  |   | dados não disponíveis                              |   |
| <b>Informações Ecotoxicológicas</b>                  |   |  |                                  |   |  |   |
| <b>informações sobre intoxicação humana</b>          | <b>toxicidade - limites e padrões</b>   | <b>toxicidade ao homem e animais superiores (vertebrados)</b>  | <b>toxicidade: espécie: rato</b> | <b>toxicidade: espécie: camundongo</b>  | <b>toxicidade aos organismos aquáticos:</b>        | <b>toxicidade a outros organismos: mutagenicidade</b> |
| evitar contato com o líquido e o vapor               | L.P.O.: dado não disponível<br><br>p.p.: 0,2 mg/l (alumínio); 250 mg/l (sulfato)<br><br>idlh: dado não disponível<br><br>LT: Brasil - valor médio 48h: dado não disponível<br><br>LT: Brasil - valor teto: dado não | m.d.t.: dado não disponível<br><br>m.c.t.: dado não disponível | dados não disponíveis            | via oral (DL <sub>50</sub> ): 6.027 mg/kg; 770 mg/kg via cutânea (DL <sub>50</sub> ): 270 mg/kg (intrap.) | dados não disponíveis                              | dados não disponíveis                                 |

|  |  |                           |                    |  |  |  |
|--|--|---------------------------|--------------------|--|--|--|
|  | disponível<br>LT: EUA -<br>twa: 2 mg<br>/m <sup>3</sup> (como<br>al)<br><br>LT: EUA -<br>stel: dado<br>não<br>disponível |                           |                    |  |  |  |
| <b>Código NAS (National Academy of Sciences)</b> |  |                           |                    |  |  |  |
| <i>Fogo</i>                                      | <i>Saúde</i>   | <i>Poluição das Águas</i> | <i>Reatividade</i> |  |  |  |
| não listado                                      |  |                           |                    |  |  |  |

Fonte: [http://www.cetesb.sp.gov.br/Emergencia/produtos/produto\\_consulta\\_nome.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/Emergencia/produtos/produto_consulta_nome.asp). Acessado em 13 de Maio de 2010.

### Sulfato ferroso - (FeSO<sub>4</sub>)

Apresenta agressividade similar a do sulfato de alumínio. (LA ROVERE, 2002).

As principais características do Sulfato ferroso relacionadas com os aspectos ambientais estão sumarizadas na tabela 5.14.

**Tabela 5.14.** Principais características do Sulfato ferroso relacionadas ao meio ambiente

| <b>Sulfato ferroso</b>                               |  |  |
|--|--|--|
| <b>Potencial de concentração na cadeia alimentar</b> | <b>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)</b>                              | <b>National Fire Protection Association (NFPA)</b>             |
| nenhum.  | dado não disponível  | não listado  |
| <b>Informações Ecotoxicológicas</b>                  |  |  |
| <b>informações sobre intoxicação humana</b>          | <b>toxicidade - limites e padrões</b>                                    | <b>toxicidade ao homem e animais superiores (vertebrados)</b>  |
| isolar e remover o material derramado                | L.P.O.: não pertinente<br><br>p.p.: 250 mg/l (sulfato); 0,3 mg/l (ferro) | m.d.t.: dado não disponível<br><br>m.c.t.: dado não disponível |

|  |  |      |
|--|--|------|
|  | IDLH: dado não disponível<br>LT: Brasil - valor médio<br>48h: dado não disponível<br>LT: Brasil - valor teto:<br>dado não disponível<br>LT: EUA - twa: 1 mg/m <sup>3</sup><br>(como fe)<br>LT: EUA - stel: não<br>estabelecido |      |
| <b>Código NAS (National Academy of Sciences)</b> |  |      |
| Fogo   | Fogo   | Fogo |
| não listado                                      |  |      |

Fonte: [http://www.cetesb.sp.gov.br/Emergencia/produtos/produto\\_consulta\\_nome.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/Emergencia/produtos/produto_consulta_nome.asp). Acessado em 13 de Maio de 2010.

### **Cloreto férrico - (FeCl<sub>3</sub>)**

Na presença de umidade ou luz decompõem-se produzindo ácido clorídrico. Não tende a apresentar grandes riscos. Sua decomposição pode ser extremamente prejudicial ao ambiente pela liberação de HCl. (LA ROVERE, 2002).

A utilização de cloreto férrico no condicionamento do lodo pode acrescentar de 20 a 40% em massa seca (e conseqüentemente um volume associado) ao montante de torta gerado para disposição. Esta massa e volume adicionais podem exercer ações indevidas na vida útil de um aterro ou no local de disposição final para aplicação no solo.

As principais características do Cloreto férrico relacionadas com os aspectos ambientais estão sumarizadas na tabela 5.15.

**Tabela 5.15.** Principias características do Cloreto férrico relacionadas ao meio ambiente

| <b>Cloreto Férrico</b>                               |   |  |
|--|---|--|
| <b>Potencial de concentração na cadeia alimentar</b> | <b>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)</b> | <b>National Fire Protection Association (NFPA)</b> |
| nenhum.  | nenhum.                                     | dados não disponíveis                              |

| Informações Ecotoxicológicas                     |  |   |   |   |   |  |
|--|--|---|---|---|---|--|
| informações sobre intoxicação humana             | toxicidade - limites e padrões   | toxicidade ao homem e animais superiores (vertebrados)                | toxicidade: espécie: rato                               | toxicidade: espécie: camundongo   | toxicidade aos organismos aquáticos:  | toxicidade a outros organismos: mutagenicidade                             |
| evitar contato com o sólido e o pó               | <p>L.P.O.: dado não disponível</p> <p>p.p.: 250 mg/l (cloreto); 0,3 mg/l (ferro)</p> <p>IDLH: dado não disponível</p> <p>LT: Brasil - valor médio 48h: dado não disponível</p> <p>LT: Brasil - valor teto: dado não disponível</p> <p>LT: EUA - twa: 1 mg/m<sup>3</sup> (como ferro)</p> <p>LT: EUA - stel: não estabelecido</p> | <p>m.d.t.: dado não disponível</p> <p>m.c.t.: dado não disponível</p> | <p>via oral (dl 50): Idlo: 900 mg/kg (fecl3 . 6h2o)</p> | <p>via oral (dl 50): 1.278 mg/kg (fecl3)</p> <p>via cutânea (dl 50): 68 mg/kg (intrap.) (fecl3)</p> | <p><i>pygosteus pingitius</i> ("stickleback"): prejudicial (144 h) = 1,2 ppm - água continental; não prejudicial (240 h) = 1 ppm.</p> <p><i>daphnia sp.</i>: tlm (96 h) = 15 ppm - água continental</p> | <p>para fecl3 . 6 h2o - rato: "cyt" = 500 mg/kg (<i>ascites tumor</i>)</p> |
| <b>Código NAS (National Academy of Sciences)</b> |  |   |   |   |   |  |
| Fogo   | Saúde  |   | Poluição das Águas                                      |   | Reatividade   |  |
| não listado                                      |  |   |   |   |   |  |

Fonte: [http://www.cetesb.sp.gov.br/Emergency/produtos/produto\\_consulta\\_nome.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/Emergency/produtos/produto_consulta_nome.asp). Acessado em 13 de Maio de 2010.

## Polieletrólitos

São polímeros naturais ou sintéticos. Podem ser sólidos ou líquidos. Em geral não são corrosivos. A baixa toxicidade e a pouca capacidade de reagir gerando substâncias corrosivas ou tóxicas dos polieletrólitos, assim como a sua degradabilidade fácil, faz com que estes representem baixos riscos ambientais. (LA ROVERE, 2002).

## Peróxido de hidrogênio - H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>,

É reconhecidamente citado como o oxidante mais eficiente na conversão de SO<sub>2</sub> em SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, um dos maiores responsáveis pela acidez das águas de chuva (DENG e ZUO, 1999).

Certamente a sua utilização deve ser conduzida com segurança e responsabilidade, para se evitar riscos de queimas e explosões (KLAIS, 1993).

As principais características do Peróxido de hidrogênio relacionadas com os aspectos ambientais estão sumarizadas na tabela 5.16.

**Tabela 5.16.** Principias características do Peróxido de hidrogênio relacionadas ao meio ambiente

| Peróxido de Hidrogênio                        |                                |  |                           |                                 |   |  |
|---|--------------------------------|--|---------------------------|---------------------------------|---|--|
| Potencial de concentração na cadeia alimentar |                                | Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)                   |                           |                                 | National Fire Protection Association (NFPA)   |  |
| nenhum.                                       |                                | nenhum.  |                           |                                 | perigo de saúde (azul): 2<br>inflamabilidade (vermelho): 0<br>reatividade (amarelo): 1<br>nfpa: (obs.x) |  |
| Informações Ecotoxicológicas                  |                                |  |                           |                                 |   |  |
| informações sobre intoxicação humana          | toxicidade - limites e padrões | toxicidade ao homem e animais superiores (vertebrados) | toxicidade: espécie: rato | toxicidade: espécie: camundongo | toxicidade aos organismos aquáticos:  | toxicidade a outros organismos: mutagenicidade |

|  |  |   |   |   |  |   |
|--|--|---|---|---|--|---|
| evitar contato com o líquido e o vapor | <p>P.O.: não pertinente</p> <p>P.P.: não estabelecido</p> <p>IDLH: 75 ppm</p> <p>LT: brasil - valor médio 48h: dado não disponível</p> <p>LT: brasil - valor teto: dado não disponível</p> <p>LT: EUA - twa: 1 ppm</p> <p>LT: EUA - stel: não estabelecido</p> | <p>m.d.t.: dado não disponível</p> <p>m.c.t.: dado não disponível</p> | <p>via respiração (CL<sub>50</sub>): (4 h) = 2.000 mg/m<sup>3</sup></p> <p>via cutânea (DL<sub>50</sub>): 4.060 mg/kg</p> | <p>via respiração (CL<sub>50</sub>): lclo = 227 ppm</p> | <p><i>salmo sp</i>: tóxico: &gt; 40 ppm; tempo não determinado - água marinha.</p> | <p><i>salmonella typhimurium</i>: "mmo" = 10 ul/placa ;ser humano "dns" = 1 mmol/l (fibroblasto) (obs. 3)</p> |
|--|--|---|---|---|--|---|

**Código NAS (National Academy of Sciences)**

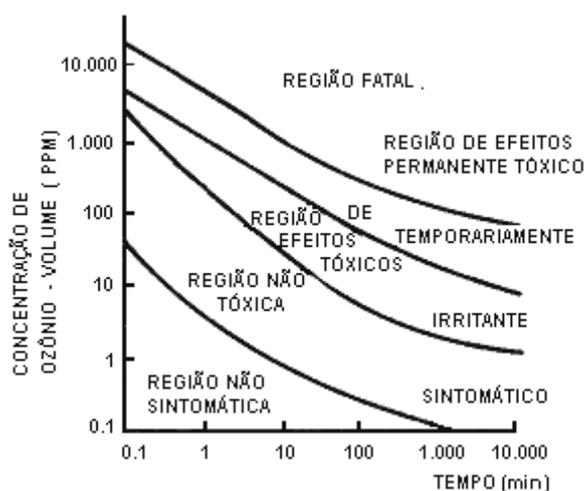
| Fogo    | Saúde  | Poluição das Águas  | Reatividade   |
|---------|--|---|---|
| fogo: 0 | <p>vapor irritante: 2</p> <p>líquido/sólido irritante: 3</p> <p>venenos: 1</p> | <p>toxicidade humana: 1</p> <p>toxicidade aquática: 3</p> <p>efeito estético: 1</p> | <p>outros produtos químicos: 4</p> <p>água: 1</p> <p>auto reação: 3</p> |

Fonte: [http://www.cetesb.sp.gov.br/Emergencia/produtos/produto\\_consulta\\_nome.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/Emergencia/produtos/produto_consulta_nome.asp). Acessado em 13 de Maio de 2010.

### **Ozônio**

A alta toxicidade do ozônio ao ser humano torna extremamente perigosa sua aspiração direta. Entretanto, a ingestão indireta, através de água ozonizada, não representa perigo sério ao ser humano, pois a meia vida do ozônio dissolvido na água é relativamente curta. A

tolerância do ser humano quando exposto em local com ozônio no ar pode ser observada na figura 5.2. Quando exposto durante cerca de 2 horas a uma dosagem de ozônio no ar da ordem de 2 mg/l, o ser humano sente secura na boca e garganta, dores no peito, perda de habilidade mental, dificuldade de coordenação e articulação, tosse e perda de 13% da capacidade vital. (DI BERNARDO, 1993, p.481).



**Figura 5.3** Tolerância do ser humano ao ozônio

Fonte: DI BERNARDO (1993, p.482)

O ozônio é pouco tóxico para os organismos aquáticos, sendo que os riscos mais freqüentemente evocados referem-se à formação de compostos mutagênicos, a partir dos numerosos produtos residuais industriais (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Chernicharo *et al.*, (2001) relatam ainda sobre a toxicidade do ozônio, principalmente sobre vias respiratórias, a necessidade de chamar a atenção sobre os efeitos que o ozônio pode provocar sobre os indivíduos que estão expostos profissionalmente, principalmente o pessoal de grandes estações com grande produção de ozônio.

## **5.6. Impactos ambientais relacionados aos setores da ETE**

### **Grades**

O correto dimensionamento da abertura das grades é um ponto muito importante na prevenção de impactos ambientais gerados no processo de gradeamento. Na abertura superdimensionada os resíduos sólidos que deveriam ficar retidos passarão para as etapas posteriores da ETE, causando entupimento ou assoreamento do corpo receptor. Caso o espaçamento entre as grades estejam subdimensionados ocorrerá a obstrução das grades graças a retenção em excesso de resíduos sólidos.

A obstrução das grades pode causar represamento dos esgotos no canal a montante, podendo ocasionar o aumento demasiado da velocidade do esgoto entre as barras, arrastando alguns materiais que se deseja reter e causando danos aos equipamentos que se seguem na ETE (LA ROVERE, 2002).

O represamento das grades também poderá a um transbordamento do afluente devido ao aumento do nível do canal a jusante das grades.

Os resíduos retirados podem apresentar odor muito forte, característico de ovos podres Mara e Silva (1996). O material removido deverá ser encaminhado para locais de tratamento ou disposição final adequada. Este material antes de ser encaminhado para o destino, deve ser lavado, secado e se necessários condicionados produtos químicos. A lavagem pode ser feita manualmente por meios de jato de água ou mecanicamente através de esteiras mecânicas com jatos de água. A secagem pode ser por simples drenagem do material acumulado ou por meio de dispositivos mecânicos (prensas, parafuso sem fim, e etc).

Para o combate aos odores ou a proliferação de insetos, pode-se usar produtos químicos, como cal. (LA ROVERE, 2002).

### **Desarenadores**

Por permanecer imerso no esgoto, a areia está contaminada por organismos patogênicos, libera odores ofensivos, além de atrair insetos e roedores (PRADO, 2006).

Com vazão baixa (em torno de 0,30 m/s) haverá deposição da areia com a matéria orgânica ocasionando odores desagradáveis pela decomposição do material sedimentado. Por isso, deve-se, sempre que possível, instalar os desarenadores em áreas abertas. Velocidade mais alta (geralmente superiores a 0,30 m/s) possibilitará o arraste de partículas acima do valor que se deseja reter, prejudicando os dispositivos subsequentes (LA ROVERE, 2002). A presença de areia nos decantadores é um grande problema, pois facilmente danifica os raspadores. As bombas e tubulações também são muito afetadas, o poder abrasivo da areia com freqüente provoca vazamentos nestes equipamentos. Ao final do processo a areia presente no efluente causa assoreamento do corpo receptor.

De acordo com a quantidade de matéria orgânica presente na areia, é possível que ela possa ser utilizada para reposição do material drenante utilizado no leito de secagem; quando bem lavada e selecionada, poderá ser utilizada em obras na própria ETE, ou ainda para aterros próximos. (LA ROVERE, 2002; PRADO, 2006).

## **Decantadores**

Os decantadores são grandes estruturas, cuja função, é promover a sedimentação dos sólidos contidos no efluente. A sedimentação é um processo físico, logo se devem evitar nos decantadores as condições para ocorrência da atividade microbiana.

A falta de inclinação no fundo dos decantadores pode comprometer o encaminhamento do lodo para o poço de acumulação. Isso certamente levará ao acúmulo do lodo no fundo do decantador, que posteriormente será degradado anaerobicamente, e em consequência disso, ocorrerá o desprendimento de maus odores. Além disso, pode ocorrer o arraste de lodo para a superfície.

O uso de telas e cercas no decantador pode ser de grande importância para evitar a queda de animais, pessoas ou objetos, e conseqüentemente paralisação na operação. (LA ROVERE, 2002).

Em alguns decantadores, principalmente os retangulares, deve-se ter atenção para a retirada de toda a espuma, durante a retirada de carga do mesmo, caso contrário, durante o processo de rebaixamento do nível, a espuma irá passar pelos vertedores de saída do efluente.

### **Remoção de gordura e sólidos flutuantes (escuma)**

Operação se resume nas limpezas periódicas e remoção da gordura e sólidos flutuantes retidos é feita nos decantadores e tem com finalidade evitar que o material seja arrastado com o efluente.

Acúmulo do gordura nas unidades de tratamento pode gerar odores desagradáveis prejudicando o funcionamento de outros dispositivos. Caso sejam jogados em corpos hídricos receptores, poderão causar mortandade de peixes devido à ausência de oxigênio. (LA ROVERE, 2002).

### **Leitos de secagem**

O leito de secagem é o local onde o lodo é depositado com o objetivo de estabelecer a sua exposição ao sol afim de se promover a desidratação. O lodo é considerado seco quando atinge umidade em torno de 70%, ou teor de sólido de 30%, possibilitando boas condições para remoção e transporte (LA ROVERE, 2002).

O dimensionamento inadequado do tanque de armazenamento, da camada drenante e/ou do sistema de drenagem do leito são os principais problemas no leito de secagem.

Os tijolos da camada-suporte podem estar mal assentados, dificultando a remoção do lodo seco e a reposição dos tijolos defeituosos. Pode ocorrer também a dificuldade na distribuição uniforme da camada de lodo ao longo de toda a área, levando a permanência de restos de lodo ou de áreas úmidas no leito de secagem podendo com isso, ocorrer à liberação de gases dissolvidos no lodo.

As juntas dos tijolos da camada-suporte não devem ser maiores do que o necessário pois, desta forma será facilitado à contaminação do solo.

Liberação de odores e atração de vetores também são problemas possíveis em leitos de secagem.

### **Lodos ativados**

A eliminação do efluente rico em sólidos é talvez um dos maiores problemas ambientais. Isso pode ocorrer por falha no controle do lodo recirculado, neste caso o lodo

pode ficar mais tempo no tanque de aeração prejudicando a sua decantação futura, tendo em vista a relação entre idade do lodo e a decantabilidade. (LA ROVERE, 2002).

A falta de oxigenação devido à interrupção de energia elétrica pode levar a morte dos microorganismos presentes e desta forma causar geração de maus odores.

Aerossóis formados na agitação mecânica do meio líquido, quando se utilizam aeradores convencionais de superfície. Doenças como a tuberculose, cujo bacilo é muito resistente pode ser levado em aerossóis em até um raio de 500m. (LA ROVERE, 2002; PONSONI *et al.*, 2004).

Falhas no processo podem levar a elevada produção de espumas que são despreendidas e conduzidas pelo vento para áreas vizinhas.

### **Filtros biológicos**

Erros na profundidade e no meio filtrante podem causar entupimento, distribuição inadequada ou falta de ventilação, conseqüentemente, a geração de maus odores. Proliferações de moscas *Psychoda alternata* podem ocorrer nos filtros. Estas são extremamente perturbadoras para vizinhança (LA ROVERE, 2002).

### **Lagoas de estabilização**

Devem ser levadas em consideração as características do terreno, localização do lençol freático, taxa de percolação, características topográficas, características do solo para se evitar a contaminação do solo.

Um dos principais aspectos ambientais nas lagoas de estabilização é a questão da proliferação de insetos, principalmente de mosquitos em área de doenças endêmicas como dengue, febre amarela e malária. Para que isso não ocorra, é importante que não haja vegetação muito perto das lagoas e que se tenha profundidades superiores a 80/90 cm. (LA ROVERE, 2002).

## **Flotador**

Os flotadores, quando mal operados pode gerar arraste de lodo, quando o tempo de retenção é reduzida ou excessiva, ocasionando contaminação do corpo receptor.

## **Digestores**

Os digestores devem possuir flair para queima permanente de gases, caso contrário ocorrerá a liberação de metano para a atmosfera. Deve-se chegar freqüentemente à produção de gases e caso seja detectado queda na produção, deve-se verificar cuidadosamente a estrutura dos digestores, pois podem surgir fissuras e, conseqüentemente, escapamento de gases e até incêndios. (LA ROVERE, 2002).

As bombas de recirculação de lodo podem ser focos de vazamento de lodo.

## **Reator UASB**

Nos reatores UASB pode ocorrer à liberação de maus odores, segundo Chernicharo *et. al.*, (1999), isto está geralmente associado à redução de compostos de enxofre a sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), que pode escapar do reator, tanto por via gasosa (coletor de gases) como por via líquida (dissolvido no efluente).

O processo de degradação da matéria orgânica desenvolvido no interior do reator UASB possui uma etapa denominada metanogênese, onde se dá a conversão do substrato em CO<sub>2</sub> e gás metano, gases conhecidos por serem responsáveis pelo aquecimento global.

## **Descarte do lodo**

O descarte do lodo é um processo que gera grandes problemas ambientais. A tabela 5.17 mostra os principais impactos ambientais relacionados com o descarte do lodo.

**Tabela 5.18.:** Impactos ambientais relacionados as diferentes alternativas de disposição de lodo de esgoto.

| <b>Alternativa de disposição</b>                    | <b>Potenciais impactos ambientais negativos</b>  |
|---|--|
| <b>Descarga oceânica</b>                            | Poluição da água e do sedimento;<br>Alteração de comunidades da fauna marinha;<br>Transmissão de doenças;<br>Contaminação de elementos da cadeia alimentar.                      |
| <b>Incineração</b>                                  | Poluição do ar;<br>Impactos associados com o local de disposição das cinzas.   |
| <b>Aterro sanitário</b>                             | Poluição das águas superficial e subterrânea;<br>Poluição do ar;<br>Poluição do solo;<br>Transmissão de doenças;<br>Impactos estéticos e sociais.                                |
| <b>Disposição superficial no solo (landfarming)</b> | Poluição das águas superficial e subterrânea;<br>Poluição do ar;<br>Poluição do solo;<br>Transmissão de doenças;   |
| <b>Recuperação de áreas degradadas.</b>             | Poluição das águas superficial e subterrânea;<br>Poluição do solo;<br>Odor;<br>Contaminação de elementos da cadeia alimentar;<br>Transmissão de doenças.                         |
| <b>Reciclagem agrícola</b>                          | Poluição das águas superficial e subterrânea;<br>Poluição do solo;<br>Contaminação de elementos da cadeia alimentar;<br>Transmissão de doenças;<br>Impactos estéticos e sociais. |

Adaptado de LARA *et al.*, (2001)

## 6 – Avaliação dos impactos ambientais

É indiscutível que o tratamento do esgoto bruto na ETE traz benefícios ambientais, mas, como toda indústria de transformação, os processos utilizados podem impactar o ambiente, de modo positivo e/ou negativo, mesmo quando objetivo é a conservação da qualidade dos recursos hídricos da localidade atendida. Ao considerar a variável ambiental, como já vem ocorrendo em diversos setores industriais, uma ETE não só pode reduzir eventuais impactos ambientais decorrentes de suas atividades, como também aumentar a eficiência de seus processos, melhorar sua relação com a comunidade, prevenir acidentes e otimizar o consumo de energia. (LA ROVERE, *et al*, 2002).

Em qualquer proposta de implementação de um empreendimento é prática usual, tanto do ponto de vista da engenharia como da economia, a elaboração de uma análise das relações entre custos e benefícios. Mais recentemente, a sociedade tem reconhecido que, para além destas análises habituais, deve haver uma avaliação detalhada do efeito de um empreendimento sobre o meio ambiente. Tendo em vista que Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) correspondem a empreendimentos causadores de impactos ambientais, é de grande importância aplicar métodos para a identificação destes impactos possibilitando a proposição de medidas mitigadoras e preventivas.

A avaliação dos impactos ambientais (AIA) pode ser definida como um processo destinado a identificar, prognosticar, avaliar e mitigar os impactos ambientais. Tais métodos têm como objetivo tentar estabelecer uma relação entre os aspectos e os impactos ambientais associados à implementação ou operação de um determinado empreendimento.

Na norma NBR ISO 14001 são apresentadas as seguintes definições para aspectos e impactos ambientais (ABNT, 2004):

- **aspecto ambiental:** elemento das atividades, produtos ou serviços de uma organização que pode interagir com o meio ambiente;
- **impacto ambiental:** qualquer modificação do meio ambiente, adversa ou benéfica, que resulte, no todo ou em parte, das atividades, produtos ou serviços de uma organização.

Em ETEs os aspectos ambientais verificados nas avaliações de impactos ambientais com mais frequência são:

- geração e lançamento de emissões atmosféricas (gases, materiais particulados, ruídos);
- geração e lançamento de efluentes líquidos fora dos padrões legais estabelecidos;
- geração e disposição de resíduos sólidos;

Estes aspectos em sua maioria estão relacionados aos impactos ambientais apresentados a seguir:

- alteração da qualidade do ar;
- alteração da qualidade de água superficial;
- alteração da qualidade de água subterrânea;
- assoreamento de corpos d'água;
- alteração da qualidade de solos;
- esgotamento de recursos naturais;
- uso / modificação de espaço físico;
- danos à flora e à fauna;
- aquecimento global;

Embora a relação entre aspectos e impactos ambientais seja óbvia em alguns casos, pode apresentar mecanismos complexos em outros, demandando uma análise mais completa para estabelecer o vínculo entre causa e efeito. Como exemplos podemos citar as emissões atmosféricas de partículas sedimentáveis que podem levar à contaminação do solo superficial, que em seqüência pode contaminar as águas superficiais, através da drenagem pluvial no solo, que por fim pode causar danos à flora e à fauna dependentes destas águas. Por outro lado, os contaminantes carregados pela água pluvial podem infiltrar e percolar no solo, alcançando o lençol freático e levando à contaminação da água subterrânea. Mais exemplos dessa complexidade podem ser encontrados em Holland e Watkiss (2005).

Além da sua utilidade na implantação de SGAs, a avaliação dos impactos ambientais é uma ferramenta de grande utilidade para o andamento de auditorias ambientais, tanto as de conformidade legal quanto as de certificação ambiental. A lei n 1.898 de Auditorias Ambientais do Estado do Rio de Janeiro, por exemplo, é explícita no que diz respeito à obrigatoriedade da realização de Auditorias Ambientais em instalações de tratamento e nos sistemas de disposição final de esgotos domésticos (LA ROVERE *et al*, 2002).

A Diretriz 056-R.3 - Diretriz para realização de auditoria ambiental do Estado do Rio de Janeiro, informa que um dos seus objetivos é "...4.6 - Avaliar os impactos e eventuais riscos para a qualidade ambiental na empresa ou atividade e em área de influência. Já a norma de certificação de sistemas de gestão ambiental ABNT, NBR ISO 14001, tem como um dos requisitos mais importantes o 4.3 - Aspectos ambientais que diz "... A organização deve estabelecer e manter procedimento(s) para identificar os aspectos ambientais de suas atividades, produtos ou serviços que possam por ela ser controlados e sobre os quais presume-se que ela tenha influência, a fim de determinar aqueles que tenham ou possam ter impacto significativo sobre o meio ambiente. A organização deve assegurar que os aspectos relacionados a estes impactos significativos sejam considerados na definição de seus objetivos ambientais. (LA ROVERE, *et al*, 2002).

Outra situação em que a avaliação dos impactos ambientais pode ser requerida é durante o momento de licenciamento da ETE, não muito raro, a referida avaliação está presente entre as condicionantes exigidas pelo órgão ambiental.

Por tudo isso, a avaliação dos impactos ambientais tem se constituído nos últimos anos em um importante instrumento de suporte para a tomada de decisão, por proporcionar os elementos necessários à avaliação dos impactos causados pela implementação e operação de determinadas atividades ou pelo lançamento de determinadas substâncias no ambiente (MEDEIROS, 2001).

Dentre os benefícios gerados pela identificação dos impactos ambientais, podemos citar:

**Gestão ambiental** – estimar os impactos ambientais do empreendimento facilita no gerenciamento destes;

**Oportunidade de novos negócios** - inovações em produtos e serviços, novos mercados, inovações em distribuição, a localização da cadeia de abastecimento;

**Preservação de mercado** – estabilidade no mercado devido ao fortalecimento da marca e lealdade dos consumidores;

**Comunidade** – estabelecimento da relação com a comunidade através de melhores canais de comunicação;

**Licenças e autorizações** – maior facilidade na obtenção de licenças e autorizações através de uma melhor relação com os órgãos governamentais.

### **6.1 - Histórico da Avaliação de Impacto Ambiental**

A Avaliação de Impacto Ambiental - AIA teve origem a partir da fusão do controle da poluição com a conservação da natureza, sob o tema abrangente da Proteção Ambiental (GILPIN,1995). Colby (1991) também observa que as avaliações de impactos ambientais surgiram na década de 70 e foram institucionalizadas em determinados países industrializados sob o paradigma de desenvolvimento denominado de Proteção Ambiental. Nele, a proposta era prover um mecanismo racional para a avaliação dos custos e benefícios das atividades de desenvolvimento, antes da sua implantação efetiva. Nessa fase, a ênfase era dada ao controle da poluição no tocante à reparação e ao estabelecimento de limites para as atividades danosas. Com isso, a abordagem regulatória dos instrumentos de comando e controle e a prescrição de inovações tecnológicas surgiram como solução confiável para os problemas de poluição. Entretanto, Colby (1991) destaca que nessa fase era visível uma crescente preocupação, mas não ainda totalmente incorporada, com a aplicação do conceito de sustentabilidade que começava a aparecer na agenda política internacional, particularmente no ambiente das conferências mundiais, onde o tema corrente, segundo Perman *et al.* (1999) era a relação entre pobreza, desenvolvimento econômico e meio ambiente.

Em 1970, nos EUA (MORRIS, 1995, p.1; SUREHMA/GTZ, 1992, p.1), a pressão pública obrigou o governo a estabelecer uma política ambiental nacional através da NEPA (National Environment Policy Act). Através desta lei, surgiu uma tendência de utilização da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) como processo para análise da variedade de impactos, visando integrá-los na tomada de decisão dos projetos.

A evolução da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) pode ser dividida em várias etapas. Inicialmente, na década de 1970, foram introduzidos os princípios básicos, arranjos institucionais, desenvolvidas as primeiras técnicas de condução da AIA e implementadas as primeiras legislações sobre o assunto.

No final da década de 1970 e início dos anos 80, a Avaliação de Impacto Ambiental, que originalmente analisava os meios físico e biótico, passou a incluir progressivamente os aspectos sociais e de saúde, análise de risco e fatores relacionados com a participação pública.

Em meados dos anos 80 e 90, o método foi redirecionado com aumento dos esforços para análise dos efeitos cumulativos, implementação de uma estrutura de planejamento e de regulamentação, estabelecimento do monitoramento, da auditoria e de outros procedimentos de retroalimentação (feedback).

Na década de 90 houve significantes desenvolvimentos nos métodos para Avaliação de Impacto Ambiental (AIA). As maiores reformas foram feitas baseadas em sucessos na implantação deste tipo de procedimento na Austrália, EUA, Nova Zelândia e Canadá. Tendo sido formalmente reconhecido na Reunião de Cúpula do Rio de Janeiro (“Earth Summit – UNCED – United Nations Conference on Environment and Development”), realizada no Rio de Janeiro, em 1992.

Atualmente vários países têm contemplado na sua legislação ambiental a obrigatoriedade da Avaliação do Impacto Ambiental (AIA) como uma importante ferramenta de gerenciamento ambiental. Nos Estados Unidos da América, primeiro país a adotar uma legislação sobre a Avaliação do Impacto Ambiental (AIA), esta “lei” estabelecia a necessidade da preparação de uma declaração prevendo os impactos ambientais para qualquer tipo de projeto (SUREHMA/GTZ, 1992, p.3). No Canadá, o “Canadian Environmental Assessment Act (the Act)” especifica qual a forma da Avaliação de Impacto Ambiental é necessária para cada tipo de projeto (SADDLER, 1996, p.2-14). Na Austrália (ENVIRONMENT AUSTRALIA, 2002, p.1), cada estado e/ou território tem sua legislação própria relativa à Avaliação de Impacto Ambiental. A legislação principal relativa no país é o “EPIP Act – Environment Protection (Impact of Proposals) Act”. Esta legislação foi estabelecida em 1974 e substituída pelo “Environment Protection and Biodiversity Conservation Act (EPBC Act)”, em 1999. Esta legislação envolve o envio da proposta para o Ministério do Meio Ambiente, a elaboração de informações preliminares da proposta (“NOI – Notice of Intention”) e o seu encaminhamento para o órgão federal responsável pelo meio ambiente que irá decidir qual o nível de avaliação que será necessário para o projeto em questão.

O Processo de Avaliação de Impacto Ambiental foi instituído no Brasil pela Lei nº 6.938/81 que no seu Art. 9º (Instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente), inciso III, faz menção a avaliação de impactos ambientais. A Constituição federal/1988, no seu inciso IV menciona que deve ser exigido, na forma da lei, para instalação de obra ou atividade

potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente, estudo prévio de impacto ambiental, a que se dará publicidade.

A institucionalização da AIA no Brasil, e em diversos outros países, se guiou pela experiência norte-americana (de 1969 - National Environmental Policy Act – NEPA), que introduziu a execução da avaliação de impacto ambiental como um requerimento formal de política pública a ser procedida na análise de planos, programas, projetos e de propostas legislativas de intervenção no meio ambiente. O propósito do NEPA foi, entre outros, o de promover esforços para prevenir ou eliminar danos ao meio ambiente, pelos quais as agências deveriam utilizar uma abordagem interdisciplinar e sistemática que asseguraria que valores ambientais não quantificáveis no presente momento seriam considerados no processo decisório, juntamente com os aspectos técnicos e econômicos (SADLER, 1996).

Para Cocklin *et. al.* (1992), a orientação dada pelo NEPA foi seguida por muitos países, tendo a AIA se tornado uma prática padrão, com expressivo progresso nos 20 anos subsequentes, no que diz respeito ao seu entendimento, aos métodos de análise, aos arranjos institucionais e a sua prática geral. Gilpin (1995) observa que a terminologia adotada para essa proposta metodológica de avaliação dos impactos ambientais decorrentes da atividade econômica pode variar de um país a outro, sendo que essa variação ocorre tanto em significado, como no escopo de aplicação.

## **6.2 Métodos de Avaliação dos Impactos Ambientais (AIA)**

Existem vários métodos de Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) conhecidos. A escolha do método pode depender de vários fatores como por exemplo (adaptado de SUREHMA/GTZ, 1992, p.6):

- tipo e tamanho do projeto;
- objetivo da avaliação;
- alternativas que também devem ser avaliadas;
- a natureza dos impactos prováveis;
- a natureza e conveniência do método de identificação do impacto;
- a experiência da equipe de Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) com o método de identificação do impacto escolhido;
- os recursos disponíveis – custo, informação, tempo, pessoal;

- o tipo de envolvimento público no processo e a experiência do empreendedor com o tipo de projeto e tamanho.

A combinação de dois métodos bem como adaptações em métodos existentes também pode ser utilizada para tornar a avaliação mais completa e exata (ALMEIDA, 2002).

Segundo Almeida (2002), independentemente da metodologia escolhida, de uma forma geral, todas as técnicas devem contemplar as seguintes etapas:

- 1 - Desenvolvimento de um completo entendimento da ação proposta.
- 2 – Aquisição de um completo entendimento do ambiente a ser afetado.
- 3 – Determinação dos possíveis impactos sobre as características ambientais quantificando, quando possível, as mudanças.
- 4 – Apresentação dos resultados da análise de maneira tal, que a avaliação das prováveis conseqüências ambientais da ação proposta possa ser utilizada num processo de decisão.

Uma gama extensiva de métodos foi desenvolvida para avaliar os impactos ambientais potenciais de uma proposta (SUREHMA/GTZ, 1992, p.6-32 e RODRIGUES, 1998, p.25). Alguns métodos existentes de Avaliação de Impacto Ambiental estão descritos na tabela 6.1.

**Tabela 6.1** – Principais métodos de Avaliação de Impactos Ambientais e suas características.

| <b>Método de AIA</b>             | <b>Características</b>   |
|----------------------------------|--|
| AdHoc                            | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Feitos através de reuniões com especialistas;</li> <li>• Pode-se utilizar um questionário com dúvidas sobre o empreendimento previamente elaborado;</li> <li>• Vantagens – rapidez na identificação dos impactos;</li> <li>• Desvantagens – vulnerabilidade a subjetividade tendenciosas.</li> </ul>  |
| Listagens de controle            | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Feitos através de listas de fatores (ou componentes) ambientais potencialmente afetáveis pelas ações propostas;</li> <li>• Vantagens – simplicidade aplicação, reduzida exigência quanto a dados e informações;</li> <li>• Desvantagens – não permite projeções e previsões ou a identificação de impactos de segunda ordem.</li> <li>• Exemplos: listagens descritivas, listagens comparativas, listagens comparativas, listagens em questionário, listagens ponderais.</li> </ul> |
| Método da superposição de cartas | Composta por cartas temáticas relativas aos fatores ambientais potencialmente afetados;  |

|                                   |  |
|-----------------------------------|--|
|                                   | <p>As informações são resultado da sobreposição segundo conceitos de fragilidade;</p> <p>É bastante utilizada em rodovias, dutos e linhas de transmissão.</p>  |
| Métodos de redes de interação     | <p>São importantes para indicar impactos indiretos ou de ordem inferior, destacando-os dos impactos primários ou diretos;</p> <p>Tem como vantagem a possibilidade de atuação no conjunto de ações que contribuem para a magnitude de um impacto;</p> <p>Como desvantagens pode-se destacar o fato de só abranger impactos negativos.</p>  |
| Método das matrizes de interação  | <p>Disposto em linhas e colunas os impactos ambientais e as ações;</p> <p>Tem como vantagem a possibilidade de identificar o impacto de cada ação isoladamente;</p> <p>Tem como desvantagem o fato de não detectar critérios de relevância e de ponderação dos indicadores ambientais, para torná-los comensuráveis;</p> <p>Como exemplo de técnica podemos citar a matriz de Leopold.</p>   |
| Métodos dos modelos de simulação  | <p>São modelos matemáticos com a finalidade de representar o funcionamento dos sistemas ambientais em relação a fatores físicos, biológicos e socioeconômicos;</p> <p>Como dificuldade temos a dificuldade de encontrar dados requeridos para a calibração do modelo, dificuldade em incorporar fatores como os estéticos, sociais e outros;</p> <p>Como vantagens citamos a versatilidade, a possibilidade de previsão de projeções temporais e comunicação interdisciplinar.</p> |
| Método da análise benefício-custo | <p>Propõe-se a computar e comparar os custos e os benefícios de um projeto ou de suas alternativas.</p>  |

Fonte: BRAGA *et. al.* (2005)

Dentre os métodos de AIA a Matriz de Leopold (LEOPOLD *et. al.*, 1971) é a mais difundida e utilizada no país. Apesar de ser um método de AIA bastante abrangente, de baixo custo e de caráter multidisciplinar, apresenta algumas desvantagens, como por exemplo: a necessidade do estabelecimento de pesos, que constitui um dos pontos mais críticos, não só das técnicas matriciais, mas também dos demais métodos quantitativos. A matriz de Leopold pode ser criticada neste sentido, pois, em sua concepção primeira não explicita claramente as bases de cálculo das escalas de pontuação de importância e da magnitude.

Par outro lado, o usuário sente-se mais livre para modificá-la e encontrar suas necessidades de acordo com o projeto em questão, isto é o que vem acontecendo na maioria das AIA de diversos projetos nacionais: uso de Matrizes modificadas, tendo como base a estrutura da Matriz de Leopold (COUTO, 1980; ROSA CLAUDIO, 1987).

Uma modificação da matriz de Leopold muito utilizada foi feita por Rocha (1997). O referido autor fez substanciais modificações principalmente no que concerne a adaptação e complementação da parte quantitativa do método.

### **6.2.1. – Matriz Leopold**

A Matriz de Impactos, ou Matriz de Correlação Causa x Efeito, foi inicialmente proposta por Leopold (1971), e vem sendo alterada e aperfeiçoada, com o intuito de melhor adequá-la aos objetivos do Estudo de Impacto Ambiental.

Trata-se de um método quantitativo de avaliação de impacto. Segundo Tommasi (1993), o uso da matriz de Leopold permite uma rápida identificação, ainda que preliminar, dos problemas ambientais envolvidos em determinado processo, também permite identificar para cada atividade, os efeitos potenciais sobre variáveis ambientais. Tem sido utilizada em Estudos de Impactos Ambientais, procurando associar os impactos de uma determinada ação de um empreendimento com as diversas características ambientais de sua área de influência.

Baseadas na matriz de Leopold, as matrizes atuais correspondem a uma listagem bidimensional para identificação de impactos, permitindo, ainda, a atribuição de valores de magnitude e importância para cada tipo de impacto. Os impactos positivos e negativos de cada meio (físico, biótico e sócio-econômico) são alocados no eixo vertical da matriz, de acordo com a fase em que se encontrar o empreendimento (implantação e/ou operação), e com as áreas de influência (direta e/ou indireta), sendo que alguns impactos podem ser alocados, tanto nas fases de implantação e/ou operação, como nas áreas direta e/ou indireta do projeto, com valores diferentes para alguns de seus atributos respectivamente. Cada impacto é, então, alocado na matriz por meio (biótico, antrópico e físico), e cada um contém subsistemas distintos no eixo vertical, sobre o qual os impactos são avaliados nominal e ordinalmente, de acordo com seus atributos.

Os atributos com suas escalas nominais (atribuindo qualificações, por exemplo, alto, médio e baixo) e ordinal (atribuindo uma ordenação hierarquizada – por exemplo, primeiro, segundo e terceiro grau), possibilitam uma melhora da análise qualitativa, como destaca-se a seguir.

- **Extensão** – Tamanho da ação ambiental do empreendimento
- **Periodicidade** – Define o tempo necessário para o término da manifestação dos efeitos gerados pela ação. É classificado da seguinte forma:

Permanente – Aquele cujo efeito se manifesta através de alternâncias regulares em sua permanência.

Variável – Aquele cujo efeito se manifesta através de alterações irregulares em sua permanência.

Temporário – Aquele cujo efeito se manifesta como um modo de ação intermitente e contínuo ao longo do tempo.

- **Intensidade** – Está relacionada ao impacto ambiental causado. Pode ser baixo, médio ou alto.
- **Distribuição espacial** – Define a abrangência do impacto. É classificado da seguinte forma:

Pontual – quando a ação impactante produz efeito muito localizado.

Parcial – efeito maior do que o pontual, afeta uma área de abrangência mediana.

Externo – se estende por uma grande área.

- **Ação** – É classificado da seguinte forma:
  - Primário – É aquele cujo efeito tem uma incidência imediata em algum fator ambiental.
  - Secundário – Aquele cujo efeito supõe uma incidência imediata a respeito da interdependência de um fator ambiental com outro.
- **Ignição** – É classificado da seguinte forma:
  - Imediata - quando o efeito surge simultaneamente com a ocorrência da ação.

Médio prazo - quando o efeito se manifesta com certa defasagem de tempo em relação à ação.

Longo prazo – a manifestação ocorre em um longo tempo em relação à ação.

- **Criticidade** – Definidas como o nível de interatividade entre os fatores, de modo a aumentar o poder de modificação do impacto. É classificado da seguinte forma:

baixa – Aquele cujo efeito se manifesta sobre apenas um componente ambiental, cuja ação é individualizada, sem conseqüências para outros novos efeitos nem na acumulação destes impactos.

médio – Aquele efeito que ao prolongar-se no tempo, sua ação como agente impactante se incrementa progressivamente.

alto – Aquele que se produz quando o efeito conjunto da presença simultânea de vários agentes ocasiona uma incidência ambiental maior que o efeito das incidências individuais contempladas isoladamente.

Os estudos nominais e ordinais dos atributos são utilizados para determinação da magnitude e importância dos impactos, sendo a magnitude, segundo Bisset (1986), definida como a medida de gravidade de alteração do valor de um parâmetro ambiental.

Dessa maneira, a magnitude é a soma dos valores determinados para os atributos extensão, periodicidade e intensidade. Já a importância do impacto, segundo Bisset (1986), é a medida de significância de um impacto. Logo, a importância é o resultado da soma dos valores de magnitude e dos atributos de ação, ignição e criticidade.

Os componentes de cada fase do empreendimento e por área de influência apresentam também uma magnitude e importância médias de impactos positivos e negativos que são calculados. Finalmente, a magnitude por meio (físico, biótico e antrópico, ou sócio-econômico) é a média das magnitudes totais, e a importância dos impactos em cada meio é representada pela média das importâncias totais de cada subsistema ambiental.

O princípio básico da Matriz de Leopold consiste em, primeiramente, assinalar todas as possíveis interações entre as ações e os fatores, para em seguida estabelecer em uma escala que varia de 1 a 10, para a magnitude e importância de cada impacto, identificando se o mesmo é positivo ou negativo. Enquanto a valoração da magnitude é relativamente objetiva ou empírica, pois refere-se ao grau de alteração provocado pela ação sobre o fato ambiental, a

pontuação da importância é subjetiva ou normativa uma vez que envolve atribuição de peso relativo ao fator afetado no âmbito do projeto.

A Matriz de Leopold considera até 100 ações que podem causar impacto, representadas por colunas e 88 características e condições ambientais que podem ser impactadas, representadas por linhas. (ABI-CHAHIN *et. al.*, 2008)

Nas quadrículas formadas, os analistas deverão expor suas impressões que caracterizem a magnitude e intensidade dos impactos. Deverá ser preparada uma matriz para cada alternativa de projeto a ser analisado. São considerados na composição da matriz os atributos de impacto, com suas escalas nominais (alto, médio ou baixo impacto) e ordinais (primeiro, segundo ou terceiro). Os estados nominais e ordinais dos atributos são utilizados para determinar a magnitude através de conceitos numéricos. A importância destes impactos deve ser qualificada como POSITIVO e NEGATIVO atribuindo-se sinal (+) ou (-), respectivamente. (ABI-CHAHIN *et. al.*, 2008)

Onde serão classificados como **impactos positivos** – Aqueles admitidos como tal, tanto pela comunidade científica como pela comunidade afetada pelo empreendimento. Já os **impactos negativos** deverão ser classificados como aqueles cujos efeitos se traduzem em perdas de valores naturais, estéticos, culturais, paisagísticos, de produtividade ecológica, bem como aumento dos prejuízos derivados da contaminação, da erosão e demais riscos ambientais em discordância com a estrutura ecológica.

Segundo Abi-chahin *et. al.*, (2008), a avaliação de impactos ambientais (AIA) é composta por procedimentos lógicos, técnicos e operacionais capazes de permitir que o processo de análise ambiental seja feito com a maior eficiência possível, contudo, embora possam incorporar parâmetros de avaliação, são métodos basicamente de identificação.

A identificação destes impactos é de fundamental importância, e podem ser melhor aproveitados quando analisados junto com métodos de análises de risco, cujo objetivo é avaliar os riscos de ocorrência dos impactos ambientais nos desvios das atividades do empreendimento, que em muitos casos não são computados durante a AIA.

### 6.3 Análise de riscos

A análise de risco tem a propriedade de avaliar o grau de confiabilidade de uma instalação, reduzindo e mantendo o nível de risco em padrões aceitáveis.

A crescente preocupação com questões ambientais levou as autoridades competentes a solicitarem o Estudo e Análise de Riscos – EAR em processos de licenciamento ambiental.

O objetivo principal do EAR é subsidiar o órgão ambiental a compreender e avaliar os riscos ambientais envolvidos na implantação e operação de empreendimentos de grande porte, cujas atividades podem originar situações de risco as pessoas.

Conceituar a palavra “risco” não é fácil como parece. Muitas vezes, risco é confundido com perigo, levando a longas discussões. Para melhor entendimento dos respectivos conceitos, adotaremos as definições para perigo e risco, segundo Stricoff (1996 *apud* LIMA, 2000), “**Perigo** é uma propriedade inerente em um agente químico, físico, ou biológico ou em um conjunto de condições. **Risco** é uma função da probabilidade e conseqüências”.

Portanto perigo refere-se a uma característica intrínseca de uma substância ou situação. A água para consumo humano que contenha agentes patológicos caracteriza um perigo, em quanto seu fornecimento a população traz um risco, que pode ser quantificado e expresso em termos de probabilidade de ocorrência de um agravo, por exemplo, casos de diarreia. (BEVILACQUA *et. al.*, 2002).

São vários os conceitos de risco, mas um ponto comum entre eles é a inclusão da noção de probabilidade (GUIMARÃES, 2003). Para Conway (1982), risco é definido como a medida da probabilidade e da severidade de efeitos adversos; Inhaber (1982) o define como a probabilidade de ocorrer acidentes e doenças, resultando em ferimentos ou mortes.

Logo:

$$\mathbf{RISCO = PROBABILIDADE \times SEVERIDADE}$$

Onde:

- A probabilidade pode ser expressa em eventos/ano, acidentes/mês, etc.

- A severidade pode ser expressa em fatalidades/evento, mortes/acidente, \$/evento, dias perdidos/acidente, etc.
- O risco pode ser expresso em fatalidades/ano, dias parados/mês, custo/ano, mortes/ano, etc.

Em todas as fases de um empreendimento (instalação, operação e descomissionamento), há geração de impactos ambientais, algo que é certo de ocorrer pela própria decorrência dos aspectos ambientais do empreendimento. Porém, os riscos ambientais vinculados a estas fases, como estão associados com a probabilidade de ocorrência do evento indesejado, podem variar numa escala que vai desde desprezível (evento raro) a sério (evento certo). Contudo, uma vez que o evento indesejado ocorra (perigo ambiental), dar-se-á o impacto ambiental.

O conceito de probabilidade contemplada nos estudos de análise ambiental representa a medida da confiança que pode ser dada a uma proposição incerta, usualmente derivada da reflexão e análise do cenário na qual esta probabilidade está inserida. Dessa forma, é comum que diferentes analistas associem diferentes probabilidades a uma proposição, dependendo de seu julgamento.

No conceito de risco a severidade representa o grau das conseqüências de um evento, e pode ser aplicada a uma série de categorias, como pessoas, meio ambiente, bens, propriedade, dentre outros (GUIMARÃES, 2003). Em alguns casos a severidade compreende além do conceito de intensidade (quanto um receptor é afetado), a abrangência (quantos receptores são afetados).

Na categoria de pessoas, as conseqüências podem ser expressas como danos à saúde, devido à exposição a agentes tóxicos ou cancerígenos, e à segurança, decorrente de eventos acidentais. Nesse último caso, pode-se expressar os danos pelo número e intensidade de injúrias (lesões leves, severas, etc) e número de fatalidades decorrentes do evento acidental.

Na categoria de meio ambiente, as conseqüências podem ser representadas pelos impactos ambientais. Neste caso, a severidade dos impactos pode ser expressa pela modificação causada no meio, como o grau e abrangência de alteração da qualidade do ar ou água superficial ou número de espécies animais, afetadas.

Para a categoria de bens e propriedades a severidade pode ser expressa como número de instalações afetadas ou destruídas, sendo normalmente transformado em indicadores financeiros, ou seja, o custo para reformar/refazer as instalações até o seu estado original.

Além das conseqüências a bens e propriedades, indicadores financeiros, expressos através de números absolutos (reais, dólares, etc.) ou normalizados (percentual do faturamento, do lucro, etc.), podem ser utilizados para representar a severidade das conseqüências a pessoas e ao meio ambiente, bem como conseqüências a bens intangíveis, como a imagem das empresas.

O gerenciamento de riscos é o conjunto de ações e medidas preventivas e mitigadoras que devem ser tomadas, depois de avaliadas e analisadas as causas e impactos de possíveis acidentes e seus efeitos sobre o meio ambiente e a saúde pública, através de técnicas apropriadas de análise de risco, cujos resultados fornecem subsídios para uma decisão gerencial.

Conforme o Manual de Orientação para Elaboração de Estudos de Análise de Riscos da CETESB (1994, p. 2), em geral, os estudos de análise de riscos constituem-se de seis etapas, a saber:

- a) Caracterização do empreendimento;
- b) Classificação do perigo potencial;
- c) Identificação de perigos;
- d) Análise de conseqüências e avaliação de vulnerabilidade;
- e) Estimativa de freqüências;
- f) Avaliação e gerenciamento de riscos.

A análise de riscos, num sentido amplo, tem por objetivo responder às seguintes perguntas relativas a uma instalação:

- 1 - O que pode acontecer de errado?
- 2 - Com que freqüência isto pode acontecer?
- 3 - Quais são os efeitos e as conseqüências?

#### 4 - De que modo se pode reduzir os riscos?

A avaliação de riscos pode ser dividida em duas partes: estimativa de risco e apreciação de risco.

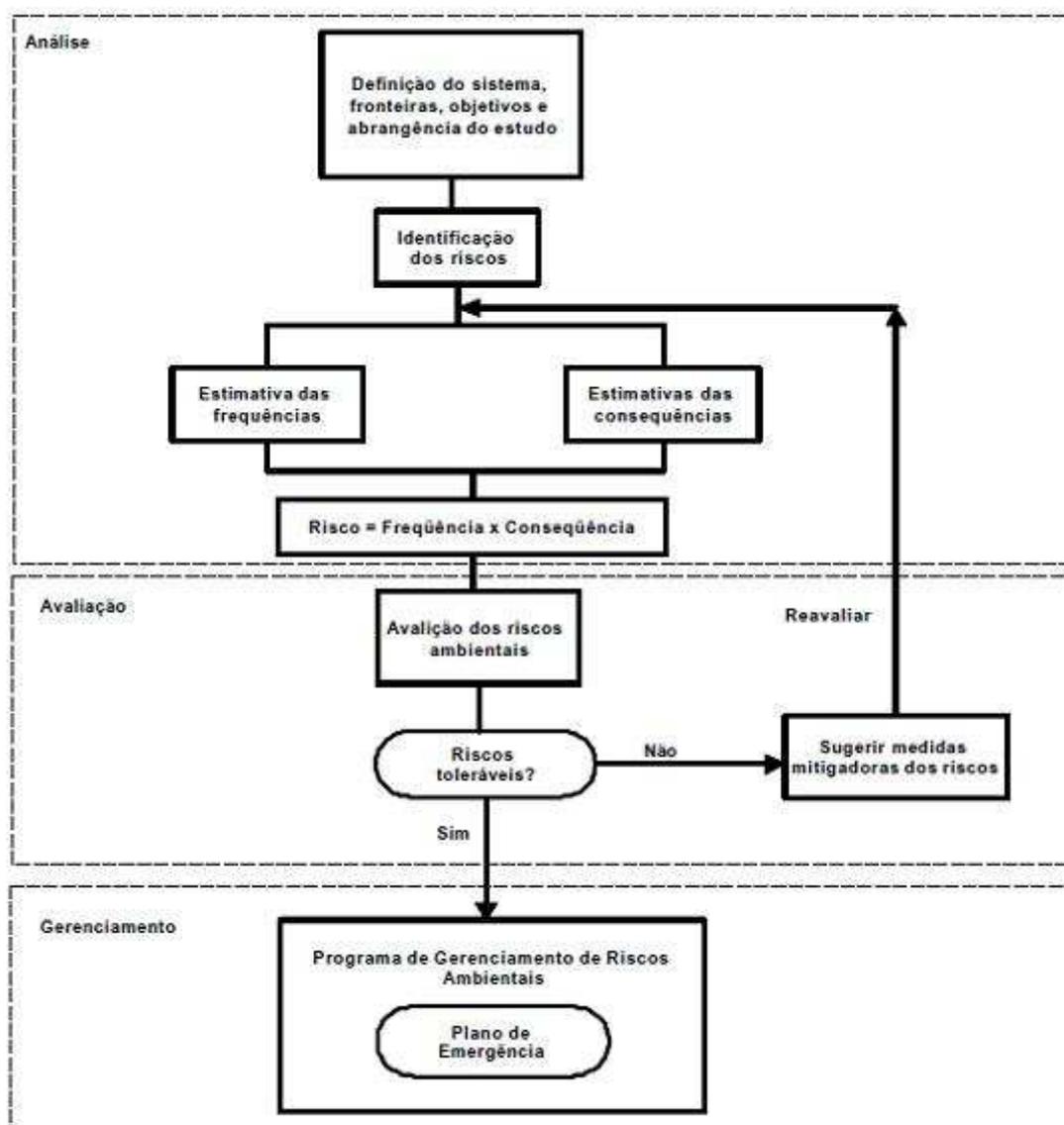
A primeira procura identificar o que pode dar errado em uma dada situação (identificação dos eventos acidentais), assim como as conseqüências da ocorrência (avaliação das conseqüências) de tal erro e a freqüência com que a situação identificada ocorre (estimativa das freqüências de ocorrência). Deste modo, partindo-se da definição anteriormente fornecida para Risco, estes podem ser então estimados.

A apreciação de risco, por sua vez, vem a ser o complexo processo de determinação do significado ou valor dos danos identificados e dos riscos estimados para aquelas pessoas diretamente ameaçadas ou envolvidas pelo mesmo (SCHAEFFER, 1986).

Para cada uma das questões ambientais (risco, impacto, dano e passivo) pode-se utilizar uma das ferramentas de solução (análise, avaliação e gerenciamento). Estas, se usadas de forma integrada, representam a Gestão Ambiental. A análise é a etapa em que se divide o objeto de estudo em quantas partes forem necessárias para o seu total entendimento. (AGUIAR *et. al.* 2008)

A avaliação pode ser entendida como um processo pelo qual os resultados da análise são comparados com padrões, com o objetivo de tomar decisões estratégicas. A etapa do gerenciamento pode ser considerada a formulação e a implantação de medidas e procedimentos que têm por finalidade prevenir, reduzir e controlar as questões ambientais (riscos, impactos, danos e passivos) presentes em uma organização. (AGUIAR *et. al.* 2008)

A Figura 6.1 apresenta graficamente as etapas da gestão do risco ambiental – análise, avaliação e gerenciamento



**Figura 6.1.** Etapas da gestão de riscos ambientais.

Fonte: (AGUIAR *et. al.* 2008)

No presente trabalho, o risco é expresso como o produto da frequência pela consequência e não como consequência apenas. Uma vantagem desta abordagem é a possibilidade de intervir diretamente no projeto do empreendimento através de combinações de seus componentes e sistemas, com o intuito de reduzir a frequência de ocorrência de possíveis cenários acidentais e, assim, efetivamente diminuir os riscos.

O controle de um determinado risco é possível por meio da implementação de ações para reduzir tanto a frequência (ou probabilidade) do evento indesejado acontecer, como as consequências por ele geradas, caso venha a ocorrer. Portanto, os estudos de análise de riscos voltados para a prevenção de eventos indesejados (perigos), no contexto do controle ambiental, devem resultar na proposição de medidas para o pleno gerenciamento dos riscos ambientais do empreendimento.

Assim, pode-se definir o gerenciamento de riscos ambientais como sendo a formulação e a implantação de medidas e procedimentos que têm por finalidade prevenir, reduzir e controlar os riscos ambientais presentes em um empreendimento (adaptado de CETESB, 1994; 2003). Deve também contemplar a implantação de medidas para a redução das frequências de ocorrência dos acidentes (medidas de prevenção) e também para a minimização das consequências (medidas de proteção), caso esses acidentes venham a ocorrer.

Na maioria dos casos, os eventos mais frequentes apresentam menores consequências, porém em uma pequena parcela dos eventos a frequência de ocorrência é pequena, mas com grandes consequências. Como o risco tem uma relação inversa com as medidas de salvaguardas existentes, a redução do risco se faz pelo aumento das medidas de proteção e prevenção. Quando medidas de prevenção são propostas, se está atuando para a diminuição da frequência de ocorrência do evento indesejado. E quando são sugeridas medidas de proteção, se está mitigando as consequências do evento, caso ele venha ocorrer. E como risco é o produto entre frequência e consequência, ao se diminuir a frequência e/ou consequência, se diminui o risco. (AGUIAR *et. al.* 2008)

O Programa de Gerenciamento de Riscos (PGR) é a última etapa do estudo de riscos. Representa também o início de uma nova fase que deve ser mantida ao longo da vida útil do empreendimento, de modo que ele opere dentro de padrões ambientais considerados toleráveis (AGUIAR *et. al.* 2008).

O gerenciamento de riscos deve contemplar a implantação de medidas de prevenção, cujo propósito é reduzir as frequências de ocorrência dos eventos indesejados e, também, medidas de proteção, para a minimização das consequências, caso esses eventos indesejados venham a ocorrer. Dentre as ações comumente contempladas em um programa de gerenciamento de riscos, podem ser destacadas:

Medidas de prevenção:

- melhoria da qualidade da instalação;
- aumento da confiabilidade dos sistemas de controle e de segurança;
- programas de inspeção e manutenção;
- programas de treinamento e capacitação técnica.

Medidas de proteção:

- ações para redução dos impactos de acidentes;
- redução do inventário de substâncias perigosas armazenadas;
- sistemas de contenção de vazamentos;
- sistemas de abatimento de vapores tóxicos ou inflamáveis;
- reforço de estruturas para a absorção de impactos decorrentes de explosões;
- ações para a proteção da população exposta;
- plano de emergência.

O plano de emergência é particularmente importante para a prevenção de impactos maiores decorrentes de distúrbios operacionais. Um plano deve ser elaborado com base nas premissas oriundas do estudo de análise de riscos, de forma que os cenários acidentais estudados sejam contemplados no plano e ações de resposta compatíveis com eles sejam definidas e implantadas. Deve-se ressaltar que um plano de emergência é uma medida de proteção que não tem função preventiva, isto é, não evita a ocorrência de um acidente, mas pode fazer com que uma ocorrência anormal não se transforme em uma tragédia (AGUIAR *et. al.* 2008).

Assim, um programa de gerenciamento de riscos ambientais deve especificar de maneira clara e objetiva as atribuições e as responsabilidades das diversas áreas da empresa envolvidas no processo. Deve contar com o apoio da alta direção e propiciar as condições para o desenvolvimento de ações integradas entre os diferentes departamentos, tais como: produção, recursos humanos, manutenção, segurança e meio ambiente, entre outros. Alguns aspectos básicos que devem nortear o desenvolvimento de um programa de gerenciamento de riscos são: conscientização, integração, apoio da direção, documentação e controle.

### 6.3.1 - Análise Preliminar de Perigos (APP)

A Análise Preliminar de Perigos (APP) ou Preliminary Hazard Analysis (PHA) é uma metodologia utilizada para identificação dos perigos, análise das conseqüências avaliando a vulnerabilidade aos efeitos físicos gerados. A qualificação dos riscos é realizada com base nos parâmetros da norma militar americana MIL-STD-882 (System Safety Program Requirements), adotada como padrão em inúmeras situações. É feita uma análise dos riscos associados, identificando-se, desta forma, aqueles que requerem priorização. Além disso, são sugeridas medidas preventivas e/ou mitigadoras dos riscos, a fim de eliminar as causas ou reduzir as conseqüências dos perigos identificados.

O escopo da APP abrange os eventos perigosos cujas causas tenham origem no empreendimento analisado, englobando tanto as falhas de componentes ou sistemas, como eventuais erros operacionais ou de manutenção (falhas humanas). O grau de risco é determinado por uma matriz de risco gerada por profissionais com experiência na unidade, sob orientação do profissional conhecedor da metodologia.

Na APP são levantadas as causas que podem promover a ocorrência de cada um dos perigos e suas respectivas conseqüências, sendo, então, feita uma avaliação qualitativa da frequência de ocorrência das causas, da severidade das conseqüências e do risco associado. Portanto, os resultados obtidos são qualitativos, não fornecendo estimativas numéricas.

Normalmente uma APP fornece também uma ordenação qualitativa dos riscos associados aos perigos identificados, a qual pode ser utilizada como um primeiro elemento na priorização das medidas propostas para redução destes riscos do empreendimento analisado.

A metodologia de APP compreende a execução das seguintes etapas:

- definição dos objetivos e do escopo da análise;
- definição das fronteiras do processo/ instalação analisados;
- coleta de informações sobre a região, a instalação e os perigos envolvidos;
- divisão do processo/ instalação em subsistemas;
- listagem dos perigos existentes em cada subsistema;
- descrição das causas que podem promover a ocorrência de cada um dos perigos com suas respectivas conseqüências;

- classificação da frequência de ocorrência das causas e da severidade das conseqüências do evento indesejado (perigo), ambos com base em critérios pré-estabelecidos;
- determinação do grau de risco;
- elaboração das estatísticas dos perigos identificados por categorias de risco;
- análise e comunicação dos resultados.

A realização da análise propriamente dita é feita através do preenchimento de uma planilha de APP para cada subsistema. A planilha adotada para a realização da APP contém sete colunas, as quais foram preenchidas conforme a descrição a seguir.

**1ª coluna - Perigos Identificados** - Define os perigos para o sistema em estudo, ou seja, eventos que podem causar danos às instalações, aos operadores, meio ambiente, entre outros, como por exemplo, vazamentos de produto, mau funcionamento de equipamentos, etc.

**2ª coluna – Causas** - Identificação das causas básicas possíveis dos perigos, definidas como evento ou seqüência que produzem uma conseqüência. Essas causas podem envolver tanto falhas intrínsecas de equipamentos, como erros de operação e manutenção.

**3ª coluna – Conseqüências** - Conclusão dos resultados de uma ou mais causas é definido como conseqüência.

**4ª coluna - Frequência** - Listagem das medidas estruturais e não estruturais, procedimentos, de forma a prevenir ou corrigir eventos indesejáveis, correspondentes a cada perigo identificado. Preenchida conforme a Tabela 6.2.

**Tabela 6.2.** Categorias de probabilidade de ocorrência de um determinado evento.

| <b>Categoria</b> | <b>Denominação</b>  | <b>Faixa de frequência (anual)</b> | <b>Descrição</b>   |
|------------------|---------------------|------------------------------------|--|
| A                | Extremamente remota | $f < 10^{-4}$                      | Extremamente improvável de ocorrer durante a vida útil do processo/ instalação |
| B                | Remota              | $10^{-4} < f > 10^{-3}$            | Não esperado ocorrer durante a vida útil do processo/instalação                |
| C                | Improvável          | $10^{-3} < f > 10^{-2}$            | Pouco provável de ocorrer durante a vida útil do                               |

|   |           |                         |  |
|---|-----------|-------------------------|--|
|   |           |                         | processo/instalação  |
| D | Provável  | $10^{-2} < f > 10^{-1}$ | Provável de ocorrer durante a vida útil do processo/instalação           |
| E | Freqüente | $f > 10^{-1}$           | Esperado ocorrer várias vezes durante a vida útil do processo/instalação |

Esta avaliação de freqüência poderá ser determinada pela experiência dos componentes do grupo ou por banco de dados (próprio ou de outras empresas similares).

**5ª coluna - Severidade** - Preenchida conforme a tabela 6.3.

**Tabela 6.3.** Categorias de severidade quando da ocorrência de um determinado evento

| <b>Categoria</b> | <b>Severidade-</b>    | <b>Descrição</b>  |
|------------------|-----------------------|---|
| I                | Desprezível           | A falha não irá resultar numa degradação maior do sistema, nem irá produzir danos funcionais ou lesões, ou contribuir com um risco ao sistema.      |
| II               | Marginal ou limítrofe | A falha irá degradar o sistema numa certa extensão, porém sem envolver danos maiores ou lesões, podendo ser compensada ou controlada adequadamente. |
| III              | Crítica               | A falha irá degradar o sistema causando lesões, danos substanciais, ou irá resultar num risco inaceitável, necessitando ações corretivas imediatas. |
| IV               | Catastrófica          | A falha irá produzir severa degradação ao sistema resultando em uma perda total, lesão ou óbito.  |

**6ª coluna - Classificação de Risco** - Correlacionando-se os valores obtidos em Probabilidade e Severidade, é possível qualificar o evento conforme classificação padronizada na tabela 6.4.

Tabela 6.4. Matriz de classificação de risco

|            |     | A | B | C | D | E |
|------------|-----|---|---|---|---|---|
| SEVERIDADE | IV  | 2 | 3 | 4 | 5 | 5 |
|            | III | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|            | II  | 1 | 1 | 2 | 3 | 4 |
|            | I   | 1 | 1 | 1 | 2 | 3 |

Severidade: I – Menor; II – Moderada; III – Crítica; IV – Catastrófica

Freqüência: A – Extremamente Remota; B – Remota; C – Improvável; D – Provável; E – Freqüente

|               |                 |           |           |          |             |
|---------------|-----------------|-----------|-----------|----------|-------------|
| <b>Risco:</b> | 1 - Desprezível | 2 - Baixo | 3 - Médio | 4 - Alto | 5 - Crítico |
|---------------|-----------------|-----------|-----------|----------|-------------|

## 7. Metodologia

A confecção do presente trabalho baseia-se em uma revisão bibliográfica com base na literatura técnica, nacional e internacional, na busca de informações em diversas páginas da Internet e na experiência prática do autor e dos orientadores do presente trabalho.

A fim de que se cumprisse o objetivo descrito no item anterior, foram analisados, separadamente, cada um dos problemas associados ao meio ambiente, decorrentes da operação das ETEs.

Importante salientar que os impactos ambientais das etapas de construção e eventual descomissionamento das ETEs não são alvo deste trabalho. Preocupou-se apenas com o levantamento das conseqüências ambientais da operação das unidades de tratamento de efluentes e de suas emissões.

Cabe ressaltar que os impactos ambientais foram avaliados tendo-se como referencia os centros urbanos. A análise qualitativa e quantitativa será utilizada no exame dos impactos e riscos ambientais.

A abordagem feita nos Capítulos não se aplica a nenhuma ETE em particular. Para uma melhor identificação e avaliação dos impactos ambientais gerados, utilizamos um fluxograma típico de um sistema de lodos ativados convencional conforme a figura 7.1. O referido processo é mais habitualmente utilizados nas estações de tratamento de efluentes atualmente no mundo.



**Figura 7.1.** Fluxograma de um sistema de lodos ativados convencional

Fonte Sperling (2005)

Como ferramentas para a identificação dos impactos ambientais gerados durante os procedimentos operacionais regulares da unidade foi utilizado como base a metodologia da matriz de Leopold (LEOPOLD *et al.*, 1971, p.4), bem como, a sua forma modificada por Rocha (1997) a qual é chamada de matriz Leopold-Rocha. A referida técnica foi escolhida por ser considerada a melhor matriz de interação conhecida além de atender satisfatoriamente a maioria dos projetos (MMA, 1995; COSTA *et. al.*, 2005). Outras vantagens mencionadas são: a excelente relação entre causa e efeito (SOUZA, 2000, p.12), a forma como os resultados são exibidos, a simplicidade de elaboração e o baixo custo (SUREHMA/GTZ, 1992, 3100, p.5).

Embora a matriz de Leopold e a Leopold-Rocha tenha sido utilizada como base neste trabalho, algumas modificações foram propostas para que a referida técnica estivesse mais adaptada a presente situação (avaliação dos impactos ambientais em ETEs). Tal procedimento é cada vez mais usual entre os técnicos (COUTO, 1980; ROSA CLAUDIO, 1987).

Para que possamos entender melhor a metodologia, bem como as modificações propostas, descreveremos cada etapa do processo.

## 7.1 - Determinação dos valores de magnitude e importância

Os valores são atribuídos a cada um dos aspectos ambientais são obtidos a partir do cruzamento entre os impactos ambientais considerados (linhas da tabela) e os parâmetros (extensão, periodicidade, intensidade, distribuição espacial - para magnitude) e (ação, ignição e criticidade – para importância). Para maiores detalhes sobre os parâmetros mencionados verificar o ítem 6.2.1.

Na matriz de Leopold os parâmetros acima mencionados recebem valores de 0 a 2 de acordo com a sua intensidade (a exceção é o parâmetro extensão que pode variar de 0 a 10, e os parâmetros ação, que pode varia de 0 a 3) a magnitude e a importância recebem notas de 1 a 10. Tais notas são geradas a partir do somatório dos valores atribuídos aos parâmetros acima mencionados.

Na matriz proposta no presente trabalho o parâmetro **extensão** foi excluído, tendo em vista a sua semelhança com o parâmetro **distribuição espacial** bem como, a possibilidade de contribuição desproporcional aos demais parâmetros, já que o, sozinho, mesmo pode variar de 0 a 10. Outra mudança proposta foi a alteração dos pesos, que na matriz utilizada o menor valor possível considerado foi o 1, e o maior 3 (com exceção do parâmetro **ação** cuja nota máxima é 4 e da intensidade, e da **intensidade**). A proposta destas alterações se deve ao entendimento de que mesmo o menor impacto previsto deve ser mensurado afim de que contribua no somatório total.

O parâmetro **intensidade** também sofreu modificações, nossa proposição é que o supracitado parâmetro receba uma maior importância no cálculo do impacto, bem como a maior diversificação de pesos. Esta modificação se justifica pelo fato da intensidade representar um quantificação da ação impactante ou seja a exuberância da ação impactante, e portanto não está relacionada a características intrínsecas de cada aspecto ambiental, ao contrário do que acontece com os demais parâmetros, por isso, um mesmo aspecto ambiental poderá causar impactos diferentes, devido a sua intensidade, dependendo do tipo de processo utilizado na ETE, como pode ser visto na tabela 7.2. Uma exemplo que pode ser utilizado para elucidar esta justificativa se refere ao lançamento de fármacos e de nutrientes através do efluente de uma ETE. O impactos qualitativo dos fármacos possivelmente apresenta um maior valor do que o impactos causado pelo lançamento de nutrientes, isso se deve as suas características intrínsecas como bioatividade e etc. No entanto, do ponto de vista quantitativo,

o lançamento de nutrientes é muito maior tendo em vista os freqüentes casos de eutrofização encontrados em nossos corpo hídricos.

Os detalhes das alterações propostas estão apresentados na tabela 7.3.

**Tabela 7.2.** Intensidade dos aspectos ambientais em diferentes tipos de processo de tratamento de esgotos.

| <b>Intensidade</b> | <b>Liberação de gases do efeito estufa</b> | <b>Liberação de micropoluentes</b> | <b>Liberação de sólidos (org. e inorg.)</b> | <b>Liberação de agentes patogênicos</b> | <b>Liberação de gás sulfídrico</b> | <b>Liberação de aerossóis</b> | <b>Liberação de nutrientes</b> |
|--------------------|--|------------------------------------|---|---|------------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|
| Lodo ativado       | 1  | 1                                  | 7   | 1                                       | 1                                  | 5                             | 1                              |
| UASB               | 5  | 1                                  | 1   | 1                                       | 5                                  | 1                             | 3                              |
| Filtro biológico   | 1  | 1                                  | 3   | 3                                       | 3                                  | 1                             | 3                              |
| Lagoas facultativa | 3  | 1                                  | 3   | 3                                       | 3                                  | 1                             | 1                              |

**Tabela 7.3.** Comparação entre os valores para magnitude e importância

|                      | <b>Matriz de Leopold e Leopold</b>  | <b>Rocha Matriz proposta</b>   |
|----------------------|---|--|
| <b>Extensão</b>      | Tamanho da ação ambiental do empreendimento Ex. Se 20% significa peso 2 etc   | Excluída   |
| <b>Periodicidade</b> | 0 - cessa quando pára a ação<br>1 - quando não se sabe quando termina o efeito após cessar a ação<br>2 - não cessa mesmo parando a ação | 1 - cessa quando pára a ação<br>2 - não se sabe quando termina o efeito após cessar a ação<br>3 - não cessa mesmo parando a ação |
| <b>Intensidade</b>   | 0 – baixa<br>1 – média<br>2 - alta  | 1 – muito baixa<br>3 – baixa<br>5 – média<br>7 – alta<br>9 – extremamente alta   |

|                              |  |  |
|------------------------------|--|--|
| <b>Distribuição espacial</b> | 0 - impacto local<br>1 - além das imediações<br>2 - interesse nacional   | 1 - impacto local<br>2 - além das imediações<br>3 - interesse nacional   |
| <b>Ação</b>                  | 0 - Primária (1 causa => 1 efeito)<br>1 - Secundária (1 causa => 2 efeitos)<br>2 - Terciária (1 causa => 3 efeitos)<br>3 - Enésima (1 causa => n efeitos)  | 1 - Primária (1 causa => 1 efeito)<br>2 - Secundária (1 causa => 2 efeitos)<br>3 - Terciária (1 causa => 3 efeitos)<br>4 - Enésima (1 causa => n efeitos)  |
| <b>Ignição</b>               | 0 - Imediata (causa => efeito simultâneo)<br>1 - Médio prazo (causa => efeito surge simultâneo e, ou, tempo depois)<br>2 - Longo prazo (causa => efeito surge muito tempo depois, concomitante ou não com os casos anteriores) | 1 - Imediata (causa => efeito simultâneo)<br>2 - Médio prazo (causa => efeito surge simultâneo e, ou, tempo depois)<br>3 - Longo prazo (causa => efeito surge muito tempo depois, concomitante ou não com os casos anteriores) |
| <b>Críticidade</b>           | 0 - Baixa: Baixo nível de ação entre os fatores causa x efeito<br>1 - Média: Médio nível de ação entre os fatores causa x efeito<br>2 - Alta: Alto nível de ação entre os fatores causa x efeito.                              | 1 - Baixa: Baixo nível de ação entre os fatores causa x efeito<br>2 - Média: Médio nível de ação entre os fatores causa x efeito<br>3 - Alta: Alto nível de ação entre os fatores causa x efeito.                              |

Como resultado desta alteração, os pesos que variavam de 0 a 10 para magnitude e importância respectivamente na matriz de Leopold, neste trabalho irão variar de no mínimo 3 (1 (periodicidade) +1 (intensidade) +1(distribuição espacial)) a no máximo 15 ((3 (periodicidade) +9 (intensidade) +3(distribuição espacial)) para **magnitude** e no mínimo 6 (3 (magnitude) + 1 (ação) + 1 (ignição) + 1 (críticidade)) a no máximo 25 ((15 (magnitude) + 4 (ação) + 3 (ignição) + 3 (críticidade))) para **importância**.

## 7.2 - Determinação dos valores da média total dos impactos ambientais

Na matriz de Leopold existem vários aspectos ambientais (97 no total) bem como, diversos impactos ambientais (88 no total), possibilitando até 8.536 interações possíveis. Na matriz proposta para este trabalho, foram selecionados 7 aspectos ambientais e 9 impactos ambientais divididos em 4 fatores ambientais (água, atmosfera, solo e biota), que possibilitam até 63 interações. Tal remanejamento já é previsto na própria metodologia (LEOPOLD *et al.*, 1971, p.5). A tabela 7.4 mostra com mais detalhes os aspectos e impactos ambientais escolhidos bem como, compara estes parâmetros com a matriz de Leopold.

Os aspectos ambientais e os impactos ambientais utilizados foram selecionados em virtude da sua melhor adequação com o tema em questão.

**Tabela 7.4.** Comparação entre aspectos e impactos ambientais disponíveis na matriz de Leopold e com os aspectos e impactos propostos pela matriz utilizada no trabalho.

|  | <b>Matriz de Leopold e Leopold-Rocha</b> | <b>Matriz proposta</b>  |
|--|--|---|
| <b>Aspectos ambientais</b>             | 97                                       | <b>7</b> (Geração de gases do efeito estufa (metano, dióxido de carbono e óxido nitroso), Liberação de micropoluentes (produtos de limpeza e cosméticos, fármacos, interferentes endócrinos), Liberação de nutrientes (nitrogênio e fósforo), Liberação de sólidos (orgânicos e inorgânicos), Liberação de agentes patogênicos, Geração de gás sulfídrico e Geração de aerossóis) |
| <b>Impactos ambientais</b>             | 88                                       | <b>9</b> (Contaminação dos recursos hídricos, Eutrofização, Contaminação do solo, Sobrecarga de aterros sanitários, Aquecimento global, Geração de maus odores, Poluição atmosférica, Proliferação de vetores e Desequilíbrio da fauna).  |
| <b>Máximo de cruzamentos possíveis</b> | 8.536                                    | 63  |

A **média total** será determinada a partir da média aritmética (excluindo-se o zero) dos valores atribuídos a cada impactos ambiental. A média total será referente a cada fator ambiental (água, solo, atmosfera e biota).

### 7.3 - Determinação dos valores de totais reais e a significância do impacto

Os valores referentes aos **totais reais (x)** serão obtidos a partir do somatório dos valores da média total de todos os aspectos ambientais para cada um dos 4 fatores ambientais (água, solo, atmosfera e biota). Os valores dos totais reais serão utilizados, na variável  $x$ , da equação do **grau de deterioração (y)**.

### 7.4 - Calculo do grau de deterioração real

O **grau de deterioração real (y)** será obtido a partir da equação da reta

$$y = a*x+b \text{ (EQ1)}$$

O grau de deterioração será calculado para magnitude e para importância, referente a cada um dos fatores ambientais (água, solo, atmosfera e biota) através da EQ1. O grau de deterioração (y) varia de 0% até 100% de deterioração.

Para que o grau de deterioração real (y) correspondente a magnitude e importância de cada fator ambiental seja encontrado é necessário que seja feito o calculo do grau de deterioração referente a deterioração de 0% e 100%. Para isso, devemos calcular o  $x$  da equação da reta (EQ1) correspondente a deterioração de 0% e 100%. No caso da deterioração correspondente a 0% este foi calculado através da multiplicação do valor mínimo da magnitude (no caso 3) e da importância (no caso 6) pela quantidade de aspectos ambientais relacionados com o fator ambiental em questão. O grau de deterioração (y) correspondente a deterioração de 100% foi calculado através da multiplicação do valor máximo da magnitude (no caso 15) e da importância (no caso 25) pela quantidade de aspectos ambientais relacionados com o fator ambiental em questão.

Após ter definido o valor de  $x$  correspondente ao grau de deterioração de 0% e 100%, é necessário o calculo do valor de  $a$  e  $b$ , feito através da resolução de um sistema de duas incógnitas.

Feito isso poderemos calcular o **grau de deterioração real (y)** correspondente magnitude e importância de cada fator ambiental decorrente dos impactos ambiental provenientes do empreendimento em estudo. Para isso utilizaremos a EQ1, onde:

Y = é o grau de deterioração em %

X = valor dos totais reais

a e b = são os valores encontrados no cálculo do grau de deterioração.

A metodologia aplicada na tabulação dos dados e no preenchimento das tabelas encontra-se detalhados em Rocha (1997) e Leopold *et. al.* (1971).

Outra modificação proposta está relacionada com a identificação de impactos positivos e negativos. Na matriz de Leopold são considerados os impactos ambientais positivos e negativos. Tal distinção entre os impactos se faz necessário em situações onde a viabilidade do empreendimento é analisada. Em estações de tratamento de esgotos esta análise não se faz necessária tendo em vista que a implementação de uma ETE sempre terá como objetivo final a solução de impactos negativos de grande magnitude (liberação de esgoto não tratado, propagação de doenças e etc) de forma que a implementação do empreendimento sempre será de caráter positivo. Por isso, na presente matriz só foram avaliados os impactos negativos.

Além dos valores previstos na matriz de Leopold-Rocha, optamos em acrescentar os valores percentuais referentes aos aspectos ambientais relacionados a cada fator ambiental. Desta forma, é possível compreender quantos por cento de cada aspecto se relaciona com cada um dos fatores ambientais.

Os impactos ambientais provenientes de desvios da condição normal de operação serão identificados com a metodologia de avaliação de riscos ambientais, a técnica escolhida foi a Análise Preliminar de Perigos (APP - Preliminary Hazard Analysis – PHA). O uso de técnicas de avaliação de risco incorpora uma grande vantagem ao presente estudo porque através da APP é possível identificar a probabilidade e a severidade dos cenários acidentais ou eventos indesejados que se ocorrerem provocarão impactos ambientais associados a desvios operacionais, como por exemplo, um vazamento.

## 8. Resultados

A partir do cruzamento dos aspectos ambientais: geração de gases do efeito estufa (metano, dióxido de carbono e óxido nitroso), liberação de micropoluentes (produtos de limpeza e cosméticos, fármacos, interferentes endócrinos), liberação de nutrientes (nitrogênio e fósforo), liberação de sólidos (orgânicos e inorgânicos), liberação de agentes patogênicos, geração de gás sulfídrico e geração de aerossóis, com os fatores ambientais: contaminação dos recursos hídricos e eutrofização (água), contaminação do solo e sobrecarga de aterros sanitários (solo), aquecimento global, geração de maus odores, poluição atmosférica (atmosfera), proliferação de vetores e desequilíbrio da fauna (biota), foi possível obter os resultados referentes a magnitude e a importância dos impactos ambientais provocados pelo processo de tratamento de esgotos conforme o mostrado na Figura 8.1.

Os resultados das cruzamentos conceberam 32 interações entre cada grupo de aspectos ambientais e os seus respectivos fatores ambientais, abordados neste estudo. Os resultados estão apresentados nas Tabelas 8.1 a 8.7

**Tabela 8.1:** Relação entre os fatores ambientais e a emissão de gases do efeito estufa

| GASES DO EFEITO ESTUFA |                                  | MAGNITUDE     |             |                       |       | IMPORTÂNCIA |      |         |             |       | MÉDIA TOTAL |             |
|------------------------|----------------------------------|---------------|-------------|-----------------------|-------|-------------|------|---------|-------------|-------|-------------|-------------|
|                        |                                  | periodicidade | Intensidade | distribuição espacial | TOTAL | Magnitude   | Ação | Ignição | Criticidade | TOTAL | Magnitude   | Importância |
| Água                   | Contaminação recursos hídricos   |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                        | Eutrofização                     |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| Solo                   | Contaminação                     |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                        | Sobrecarga de aterros sanitários |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| Atmosfera              | Aquecimento global               | 3             | 1           | 3                     | 7     | 7           | 4    | 3       | 1           | 15    | 5           | 10,5        |
|                        | Odor                             | 1             | 1           | 1                     | 3     | 3           | 1    | 1       | 1           | 6     |             |             |
|                        | Poluição atmosférica             |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| Biota                  | Proliferação de vetores          |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                        | Desequilíbrio fauna              |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |

Tabela 8.2: Relação entre os fatores ambientais e a liberação de micropoluentes

| LIBERAÇÃO DE MICROPOLUENTES |                                  | MAGNITUDE     |             |                       |       | IMPORTÂNCIA |      |         |             |       | MÉDIA TOTAL |             |
|-----------------------------|----------------------------------|---------------|-------------|-----------------------|-------|-------------|------|---------|-------------|-------|-------------|-------------|
|                             |                                  | periodicidade | Intensidade | distribuição espacial | TOTAL | Magnitude   | Ação | Ignição | Criticidade | TOTAL | Magnitude   | Importância |
| Água                        | Contaminação recursos hídricos   | 2             | 1           | 2                     | 5     | 5           | 4    | 3       | 1           | 13    | 5           | 13          |
|                             | Eutrofização                     |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| Solo                        | Contaminação                     | 2             | 1           | 1                     | 4     | 4           | 4    | 3       | 1           | 12    | 4           | 12          |
|                             | Sobrecarga de aterros sanitários |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| Atmosfera                   | Aquecimento global               |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                             | Odor                             |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                             | Poluição atmosférica             |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| Biota                       | Proliferação de vetores          |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                             | Desequilíbrio fauna              |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |

**Tabela 8.3:** Relação entre os fatores ambientais e a emissão de gás sulfídrico

| EMISSÃO DE GÁS SULFÍDRICO |                                  | MAGNITUDE     |             |                       |       | IMPORTÂNCIA |      |         |             |       | MÉDIA TOTAL |             |
|---------------------------|----------------------------------|---------------|-------------|-----------------------|-------|-------------|------|---------|-------------|-------|-------------|-------------|
|                           |                                  | periodicidade | Intensidade | distribuição espacial | TOTAL | Magnitude   | Ação | Ignição | Criticidade | TOTAL | Magnitude   | Importância |
| <b>Água</b>               | Contaminação recursos hídricos   |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                           | Eutrofização                     |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| <b>Solo</b>               | Contaminação                     |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                           | Sobrecarga de aterros sanitários |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| <b>Atmosfera</b>          | Aquecimento global               |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     | 5           | 8           |
|                           | Odor                             | 1             | 3           | 1                     | 5     | 5           | 1    | 1       | 1           | 8     |             |             |
|                           | Poluição atmosférica             |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| <b>Biota</b>              | Proliferação de vetores          |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                           | Desequilíbrio fauna              |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |

**Tabela 8.4:** Relação entre os fatores ambientais e a liberação de sólidos

| LIBERAÇÃO DE SÓLIDOS |                                  | MAGNITUDE     |             |                       |           | IMPORTÂNCIA |      |         |             |           | MÉDIA TOTAL |             |
|----------------------|----------------------------------|---------------|-------------|-----------------------|-----------|-------------|------|---------|-------------|-----------|-------------|-------------|
|                      |                                  | periodicidade | Intensidade | distribuição espacial | TOTAL     | Magnitude   | Ação | Ignição | Criticidade | TOTAL     | Magnitude   | Importância |
| <b>Água</b>          | Contaminação recursos hídricos   |               |             |                       | <b>X</b>  |             |      |         |             |           | <b>3</b>    | <b>7</b>    |
|                      | Eutrofização                     | 1             | 1           | 1                     | <b>3</b>  | 3           | 1    | 2       | 1           | <b>7</b>  |             |             |
| <b>Solo</b>          | Contaminação                     | 2             | 3           | 1                     | <b>6</b>  | 6           | 2    | 2       | 2           | <b>12</b> | <b>8</b>    | <b>15</b>   |
|                      | Sobrecarga de aterros sanitários | 3             | 5           | 2                     | <b>10</b> | 10          | 2    | 3       | 3           | <b>18</b> |             |             |
| <b>Atmosfera</b>     | Aquecimento global               |               |             |                       | <b>X</b>  |             |      |         |             | <b>X</b>  | <b>3</b>    | <b>6</b>    |
|                      | Odor                             |               |             |                       | <b>X</b>  |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |
|                      | Poluição atmosférica             | 1             | 1           | 1                     | <b>3</b>  | 3           | 1    | 1       | 1           | <b>6</b>  |             |             |
| <b>Biota</b>         | Proliferação de vetores          | 1             | 1           | 1                     | <b>3</b>  | 3           | 1    | 1       | 1           | <b>6</b>  | <b>3</b>    | <b>7</b>    |
|                      | Desequilíbrio fauna              | 1             | 1           | 1                     | <b>3</b>  | 3           | 2    | 2       | 1           | <b>8</b>  |             |             |

Tabela 8.5: Relação entre os fatores ambientais e a liberação de agentes patogênicos

| LIBERAÇÃO DE<br>AGENTES PATOGÊNICOS |                                  | MAGNITUDE     |             |                          |       | IMPORTÂNCIA |      |         |             |       | MÉDIA<br>TOTAL |             |
|-------------------------------------|----------------------------------|---------------|-------------|--------------------------|-------|-------------|------|---------|-------------|-------|----------------|-------------|
|                                     |                                  | periodicidade | Intensidade | distribuição<br>espacial | TOTAL | Magnitude   | Ação | Ignição | Criticidade | TOTAL | Magnitude      | Importância |
| Água                                | Contaminação recursos hídricos   | 1             | 3           | 2                        | 6     | 6           | 2    | 2       | 3           | 13    | 6              | 13          |
|                                     | Eutrofização                     |               |             |                          | X     |             |      |         |             | X     |                |             |
| Solo                                | Contaminação                     | 1             | 3           | 2                        | 6     | 6           | 2    | 2       | 3           | 13    | 6              | 13          |
|                                     | Sobrecarga de aterros sanitários |               |             |                          | X     |             |      |         |             | X     |                |             |
| Atmosfera                           | Aquecimento global               |               |             |                          | X     |             |      |         |             | X     |                |             |
|                                     | Odor                             |               |             |                          | X     |             |      |         |             | X     |                |             |
|                                     | Poluição atmosférica             |               |             |                          | X     |             |      |         |             | X     |                |             |
| Biota                               | Proliferação de vetores          |               |             |                          | X     |             |      |         |             | X     | 3              | 8           |
|                                     | Desequilíbrio fauna              | 1             | 1           | 1                        | 3     | 3           | 2    | 2       | 1           | 8     |                |             |

Tabela 8.6: Relação entre os fatores ambientais e a geração de aerossóis

| GERAÇÃO DE AEROSSÓIS |                                  | MAGNITUDE     |             |                       |       | IMPORTÂNCIA |      |         |             |       | MÉDIA TOTAL |             |
|----------------------|----------------------------------|---------------|-------------|-----------------------|-------|-------------|------|---------|-------------|-------|-------------|-------------|
|                      |                                  | periodicidade | Intensidade | distribuição espacial | TOTAL | Magnitude   | Ação | Ignição | Criticidade | TOTAL | Magnitude   | Importância |
| Água                 | Contaminação recursos hídricos   | 1             | 1           | 1                     | 3     | 3           | 1    | 2       | 1           | 7     | 3           | 7           |
|                      | Eutrofização                     |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| Solo                 | Contaminação                     | 1             | 1           | 1                     | 3     | 3           | 1    | 2       | 1           | 7     | 3           | 7           |
|                      | Sobrecarga de aterros sanitários |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| Atmosfera            | Aquecimento global               |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     | 6           | 10          |
|                      | Odor                             |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                      | Poluição atmosférica             | 1             | 3           | 2                     | 6     | 6           | 1    | 1       | 2           | 10    |             |             |
| Biota                | Proliferação de vetores          |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                      | Desequilíbrio fauna              |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |

**Tabela 8.7:** Relação entre os fatores ambientais e a liberação de nutrientes

| LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES |                                  | MAGNITUDE     |             |                       |       | IMPORTÂNCIA |      |         |             |       | MÉDIA TOTAL |             |
|-------------------------|----------------------------------|---------------|-------------|-----------------------|-------|-------------|------|---------|-------------|-------|-------------|-------------|
|                         |                                  | periodicidade | Intensidade | distribuição espacial | TOTAL | Magnitude   | Ação | Ignição | Criticidade | TOTAL | Magnitude   | Importância |
| Água                    | Contaminação recursos hídricos   |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     | 9           | 18          |
|                         | Eutrofização                     | 2             | 5           | 2                     | 9     | 9           | 3    | 3       | 3           | 18    |             |             |
| Solo                    | Contaminação                     |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                         | Sobrecarga de aterros sanitários |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| Atmosfera               | Aquecimento global               |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                         | Odor                             |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                         | Poluição atmosférica             |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| Biota                   | Proliferação de vetores          |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     | 3           | 8           |
|                         | Desequilíbrio fauna              | 1             | 1           | 1                     | 3     | 3           | 2    | 2       | 1           | 8     |             |             |

Na tabela 8.8, observam-se os resultados referentes aos Totais reais (x) de magnitude e importância e suas respectivas médias aritméticas que representam a significância dos respectivos impactos ambientais. O valor dos totais reais (x) referentes a cada fator ambiental foi obtido a partir do somatório dos pesos atribuídos a cada cruzamento de aspecto ambiental e fator ambiental.

**Tabela 8.8:** Valores oriundos dos 32 cruzamentos da Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) referentes aos fatores ambientais

### ASPECTOS AMBIENTAIS

|                  | Liberação de gases do efeito estufa |      | Liberação de micropoluentes |    | Liberação de sólidos |    | Liberação de agentes patogênicos |    | Liberação de gás sulfídrico |   | Liberação de aerossóis |    | Liberação de nutrientes |    | TOTAIS REAIS (X) |             | MÉDIA (significância do impacto) |           |
|------------------|-------------------------------------|------|-----------------------------|----|----------------------|----|----------------------------------|----|-----------------------------|---|------------------------|----|-------------------------|----|------------------|-------------|----------------------------------|-----------|
|                  | M                                   | I    | M                           | I  | M                    | I  | M                                | I  | M                           | I | M                      | I  | M                       | I  | M                | I           | M                                | I         |
| <b>Água</b>      |                                     |      | 5                           | 13 | 3                    | 7  | 6                                | 13 |                             |   | 3                      | 7  | 9                       | 18 | <b>26</b>        | <b>58</b>   | <b>5</b>                         | <b>12</b> |
| <b>Solo</b>      |                                     |      | 4                           | 12 | 8                    | 15 | 6                                | 13 |                             |   | 3                      | 7  |                         |    | <b>21</b>        | <b>47</b>   | <b>5</b>                         | <b>12</b> |
| <b>Atmosfera</b> | 5                                   | 10,5 |                             |    | 3                    | 6  |                                  |    | 5                           | 8 | 6                      | 10 |                         |    | <b>19</b>        | <b>34,5</b> | <b>5</b>                         | <b>9</b>  |
| <b>Biota</b>     |                                     |      |                             |    | 3                    | 7  | 3                                | 8  |                             |   |                        |    | 3                       | 8  | <b>9</b>         | <b>23</b>   | <b>3</b>                         | <b>8</b>  |
| <b>MÉDIA</b>     |                                     |      |                             |    |                      |    |                                  |    |                             |   |                        |    |                         |    | <b>19</b>        | <b>41</b>   | <b>4,5</b>                       | <b>10</b> |

M (magnitude) e I (importância)

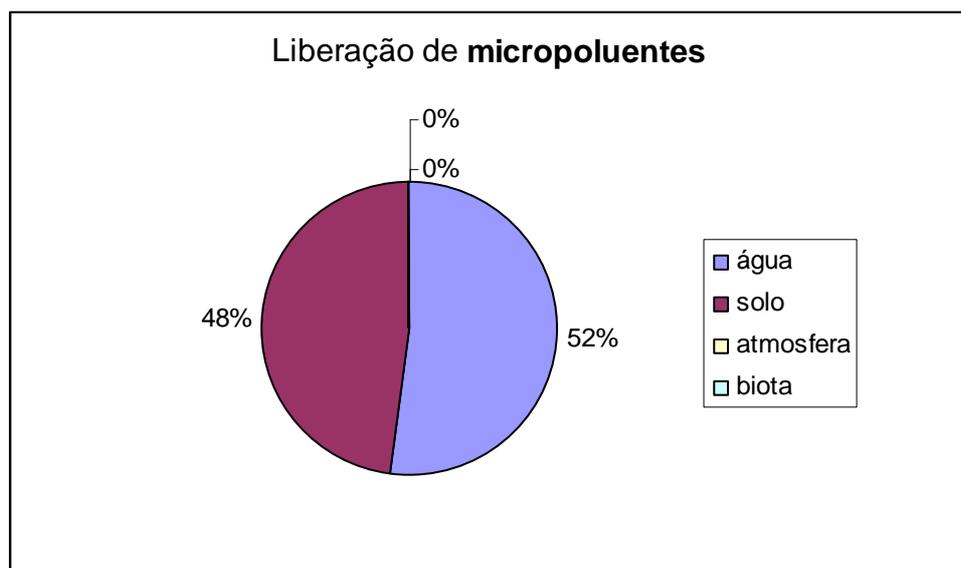
Segundo Rocha *et al.*, (2003) valores de média (em relação aos fatores ambientais) para magnitude e importância, até 5 representam impactos ambientais de pouca significância, valores de 5 até 8 exigirão medidas compensatórias e mitigadoras, se for o caso. Valores acima de 8 podem inviabilizar a atividade.

Avaliando a tabela 8.8 podemos perceber que todos os valores encontrados na magnitude estão abaixo de 5, e portanto representam baixo impactos ambiental, do ponto de vista da importância todos os valores estão acima de 8 e portanto segundo Rocha *et al.*, (2003) devem ser alvo de medidas mitigadoras ou compensatórias.

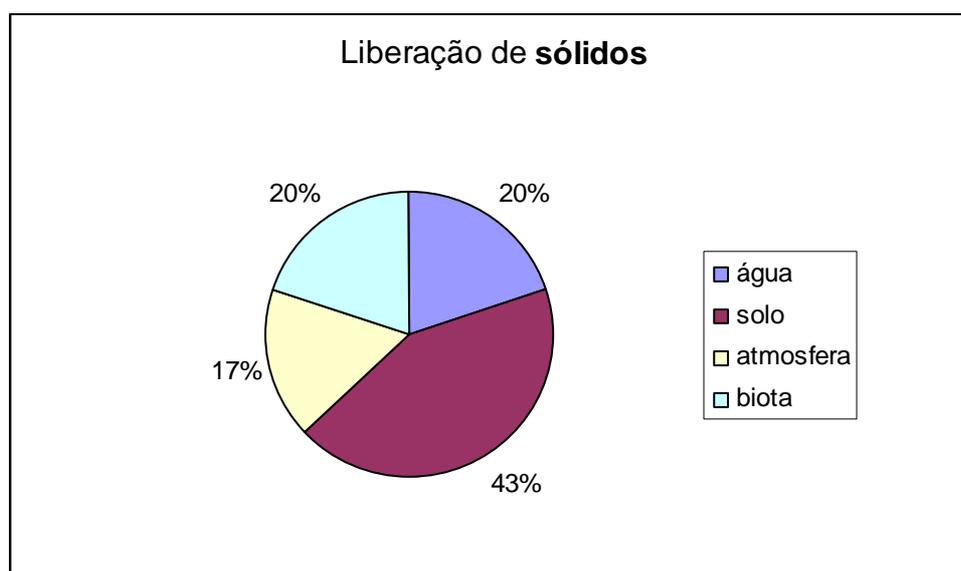
Os Gráficos 8.1, 8.2, 8.3, 8.4, 8.5, 8.6 e 8.7 mostram a proporção em que cada aspectos ambiental afeta os diferentes fatores ambientais, para isso, foi utilizado como modelo a importância e não a magnitude, por entendermos que este parâmetro está mais condizentes com a realidade dos impactos ambientais reais, já que contemplam a magnitude na composição do seu valor.



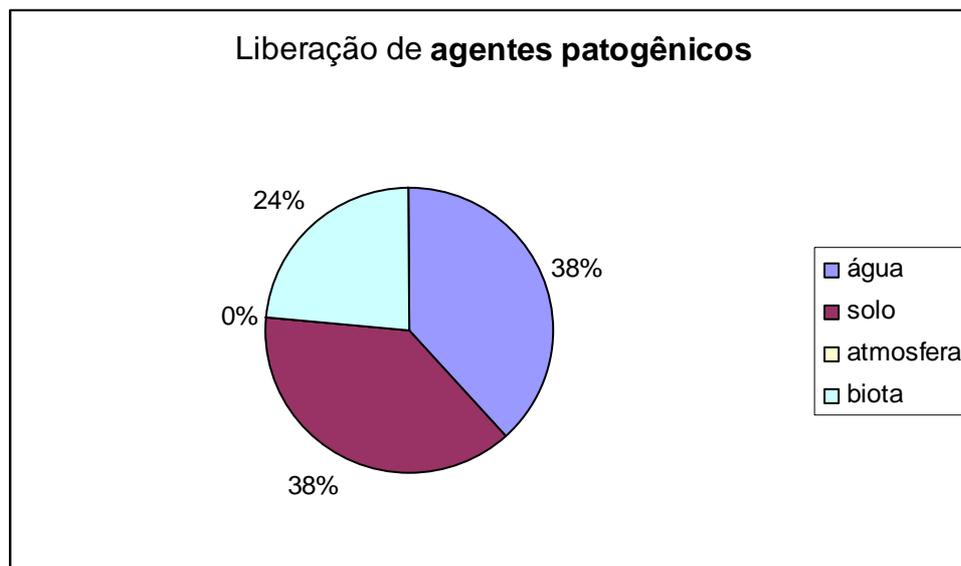
**Gráfico 8.1.** Proporção da importância do impactos ambiental na liberação dos gases do efeito estufa nos diferentes fatores ambientais em uma ETE



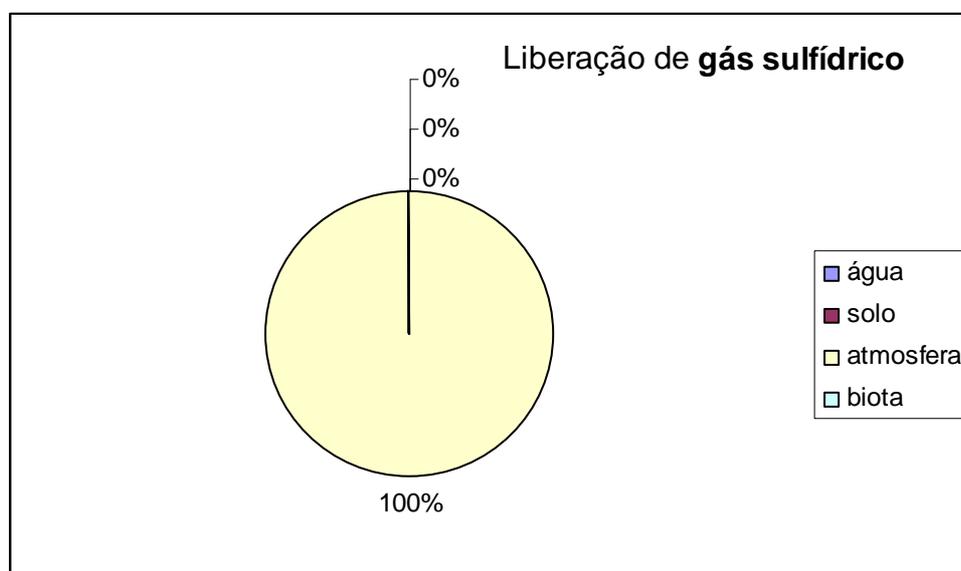
**Gráfico 8.2.** Proporção da importância do impacto ambiental na liberação de micropoluentes nos diferentes fatores ambientais em uma ETE



**Gráfico 8.3.** Proporção da importância do impacto ambiental na liberação de sólidos nos diferentes fatores ambientais em uma ETE



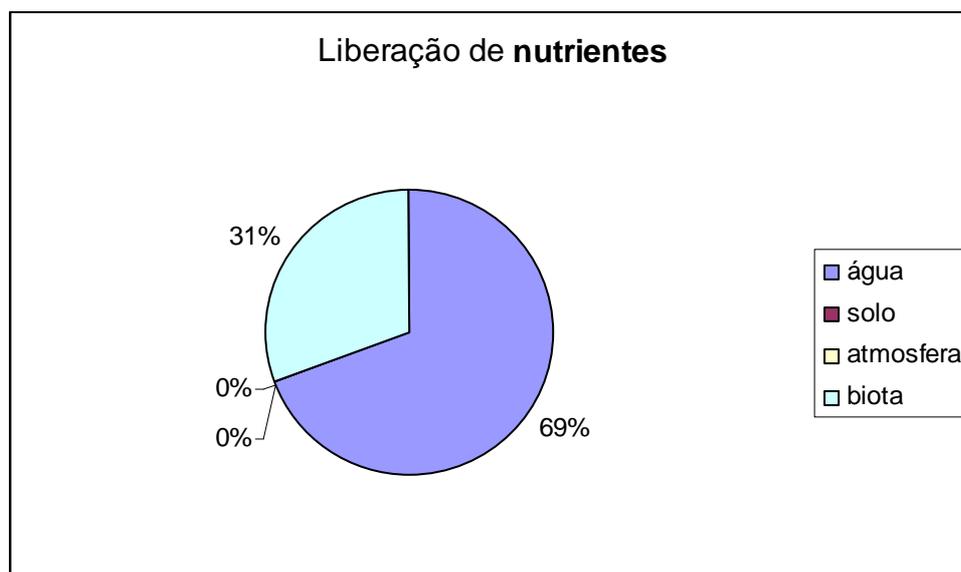
**Gráfico 8.4.** Proporção da importância do impacto ambiental na liberação de agentes patogênicos nos diferentes fatores ambientais em uma ETE



**Gráfico 8.5.** Proporção da importância do impacto ambiental na liberação de gás sulfídrico nos diferentes fatores ambientais em uma ETE



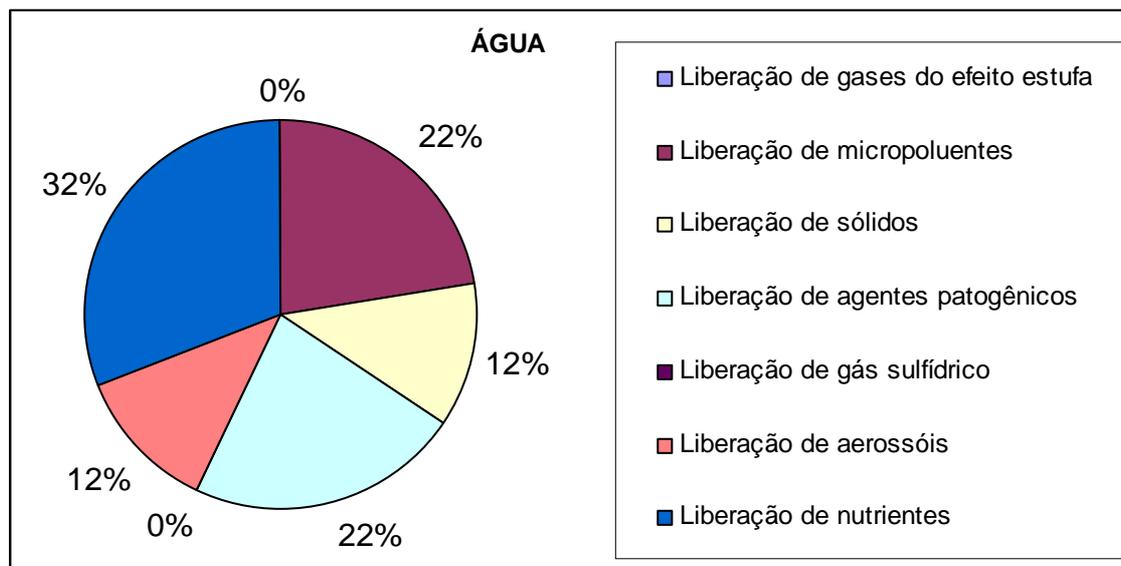
**Gráfico 8.6.** Proporção da importância do impacto ambiental na liberação de aerossóis nos diferentes fatores ambientais em uma ETE



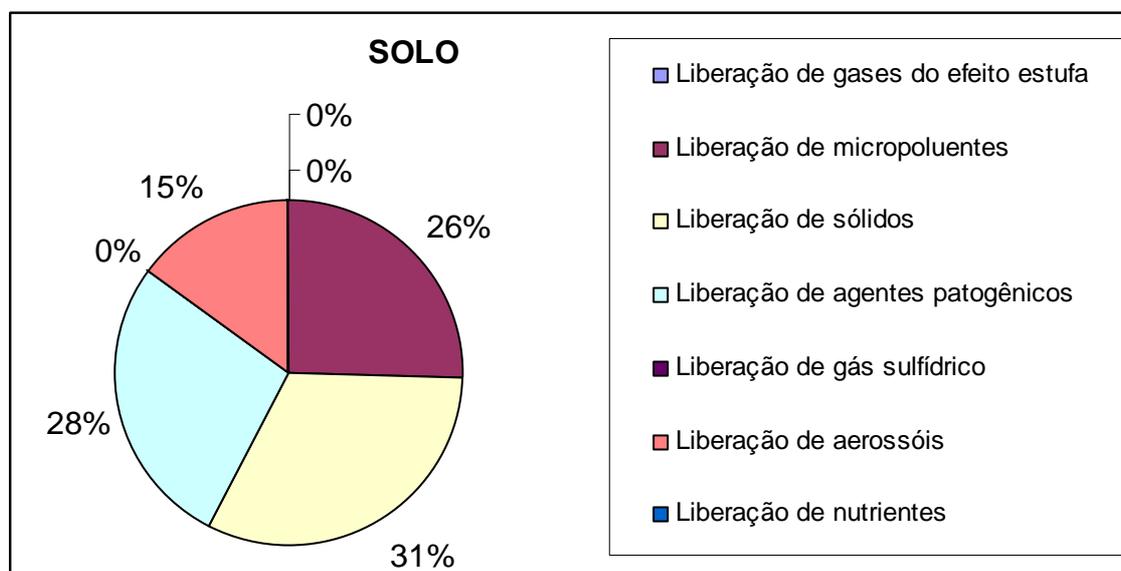
**Gráfico 8.7.** Proporção da importância do impacto ambiental na liberação de nutrientes nos diferentes fatores ambientais em uma ETE

Analisando os gráficos acima é possível perceber que a **liberação de sólidos** atinge todos os fatores ambientais (20% a água, 43% o solo, 17% a atmosfera e 24% a biota), sendo o solo o mais atingido. Já a liberação de **gases do efeito estufa** e **gás sulfídrico** atingem somente a atmosfera.

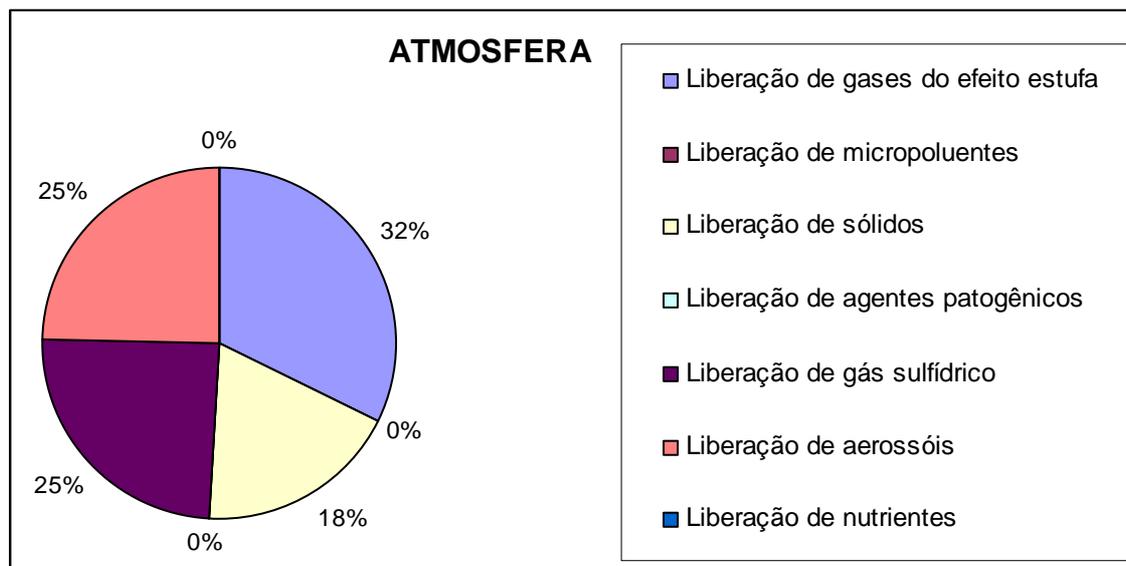
Nos gráficos 8.8, 8.9, 8.10 e 8.11 é mostrado a proporção em que cada aspecto ambiental afeta um determinado fator ambiental.



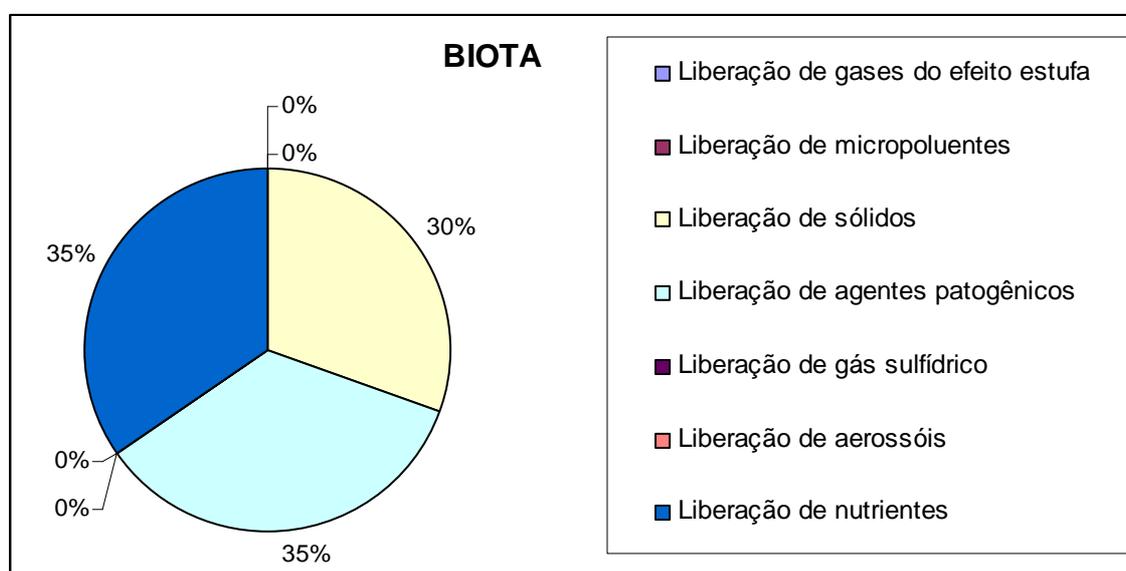
**Gráfico 8.8.** Proporção da importância do impacto ambiental na água causado pelos aspectos ambientais selecionados em uma ETE



**Gráfico 8.9.** Proporção da importância do impacto ambiental na solo causado pelos aspectos ambientais selecionados em uma ETE



**Gráfico 8.10.** Proporção da importância do impacto ambiental na atmosfera causado pelos aspectos ambientais selecionados em uma ETE



**Gráfico 8.11.** Proporção da importância do impacto ambiental na biota causado pelos aspectos ambientais selecionados em uma ETE

A água é o fator afetado pelo maior número de aspectos ambientais, do total de sete aspectos ambientais, cinco afetam a água, com destaque para a liberação de nutrientes, maior responsável pela eutrofização dos corpos hídricos. Solo e água são atingidos, cada um, por

quatro aspectos ambientais. De todos os fatores ambientais, a biota é a que é atingida pelo menor número de aspectos ambientais.

Na Tabela 8.9, observam-se os resultados percentuais do grau de deterioração real (y), estes valores foram obtidos pelo processo descrito na metodologia no item 7.4.

A formulação da equação da reta de deterioração real de cada fator ambiental foi elaborada da seguinte forma:

### **1 – definição dos pesos aplicados a magnitude e importância e das quantidades de aspectos ambientais aplicados a cada fator ambiental.**

Conforme descrito no item 7.1, os pesos variam de no **mínimo 3** (1 (periodicidade) +1 (intensidade) +1(distribuição espacial)) a no **máximo 15** ((3 (periodicidade) +9 (intensidade) +3(distribuição espacial)) para **magnitude** e no **mínimo 6** (3 (magnitude) + 1 (ação) + 1 (ignição) + 1 (criticidade)) a no **máximo 25** ((15 (magnitude) + 4 (ação) + 3 (ignição) + 3 (criticidade))) para **importância**.

A quantidade de correlações estabelecidas neste estudo entre os aspectos ambientais propostos e os fatores ambientais foram: água (5), solo (4), atmosfera (4) e biota (3). Conforme a tabela 8.8.

### **2 – cálculo da equação da reta de deterioração real**

A equação da reta de deterioração real foi calculada para a magnitude e para a importância em relação a cada fator ambiental, esta situação se deve ao fato de que os cruzamentos entre fatores ambientais e aspectos ambientais se mostram diferentes para cada fator ambiental. Os cálculos foram feitos da seguinte forma:

#### **ÁGUA**

##### **Magnitude**

$Y = 0\% \rightarrow x = 15$  (3 ( valor mínimo para magnitude) x 5 (quantidade de interações - aspectos ambientais x água)

$Y = 100\% \rightarrow x = 75$  (15 ( valor máximo para magnitude) x 5 (quantidade de interações - aspectos ambientais x água)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 15a + b \rightarrow b = -15a \rightarrow b = -9(1,7) = -25,5$$

$$Y = 100\% = 75a + b \rightarrow 100\% = 75a + (-15a) = 60a \rightarrow a = 100/60 = 1,7$$

$$\mathbf{Y = 1,7 (26) + (-25,5) = 19\%}$$

### **Importância**

$Y = 0\% \rightarrow x = 30$  (6 ( valor mínimo para importância) x 5 (quantidade de interações - aspectos ambientais x água)

$Y = 100\% \rightarrow x = 125$  (25 ( valor máximo para importância) x 5 (quantidade de interações - aspectos ambientais x água)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 30a + b \rightarrow b = -30a \rightarrow b = -30(1,05) = -31,5$$

$$Y = 100\% = 125a + b \rightarrow 100\% = 125a + (-30a) = 95a \rightarrow a = 100/95 = 1,05$$

$$\mathbf{Y = 1,05 (58) + (-31,5) = 29\%}$$

## **SOLO**

### **Magnitude**

$Y = 0\% \rightarrow x = 12$  (3 ( valor mínimo para magnitude) x 4 (quantidade de interações - aspectos ambientais x solo)

$Y = 100\% \rightarrow x = 60$  (15 ( valor máximo para magnitude) x 4 (quantidade de interações - aspectos ambientais x solo)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 12a + b \rightarrow b = -12a \rightarrow b = -12(2) = -24$$

$$Y = 100\% = 60a + b \rightarrow 100\% = 60a + (-12a) = 48a \rightarrow a = 100/48 = 2$$

$$\mathbf{Y = 2 (21) + (-24) = 18\%}$$

### **Importância**

$Y = 0\% \rightarrow x = 24$  (6 ( valor mínimo para importância) x 4 (quantidade de interações - aspectos ambientais x solo))

$Y = 100\% \rightarrow x = 100$  (25 ( valor máximo para importância) x 4 (quantidade de interações - aspectos ambientais x solo))

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 24a + b \rightarrow b = -24a \rightarrow b = -24(1,3) = -31$$

$$Y = 100\% = 100a + b \rightarrow 100\% = 100a + (-24a) = 76a \rightarrow a = 100/76 = 1,3$$

$$\mathbf{Y = 1,3 (47) + (-31) = 30\%}$$

## **ATMOSFERA**

### **Magnitude**

$Y = 0\% \rightarrow x = 12$  (3 ( valor mínimo para magnitude) x 4 (quantidade de interações - aspectos ambientais x atmosfera))

$Y = 100\% \rightarrow x = 60$  (15 ( valor máximo para magnitude) x 4 (quantidade de interações - aspectos ambientais x atmosfera))

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 12a + b \rightarrow b = -12a \rightarrow b = -12(2) = -24$$

$$Y = 100\% = 60a + b \rightarrow 100\% = 60a + (-12a) = 48a \rightarrow a = 100/48 = 2$$

$$\mathbf{Y = 2 (19) + (-24) = 14\%}$$

**Importância**

$Y = 0\% \rightarrow x = 24$  (6 ( valor mínimo para importância) x 4 (quantidade de interações - aspectos ambientais x atmosfera)

$Y = 100\% \rightarrow x = 100$  (25 ( valor máximo para importância) x 4 (quantidade de interações - aspectos ambientais x atmosfera)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 24a + b \rightarrow b = -24a \rightarrow b = -24(1,3) = -31$$

$$Y = 100\% = 100a + b \rightarrow 100\% = 100a + (-24a) = 76a \rightarrow a = 100/76 = 1,3$$

$$\mathbf{Y = 1,3 (34,5) + (-31) = 14\%}$$

**BIOTA****Magnitude**

$Y = 0\% \rightarrow x = 9$  (3 ( valor mínimo para magnitude) x 3 (quantidade de interações - aspectos ambientais x biota)

$Y = 100\% \rightarrow x = 45$  (15 ( valor máximo para magnitude) x 3 (quantidade de interações - aspectos ambientais x biota)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 9a + b \rightarrow b = -9a \rightarrow b = -9(2,8) = -25,2$$

$$Y = 100\% = 45a + b \rightarrow 100\% = 45a + (-9a) = 36a \rightarrow a = 100/36 = 2,8$$

$$\mathbf{Y = 2,8 (9) + (-25,2) = 0\%}$$

**Importância**

$Y = 0\% \rightarrow x = 18$  (6 ( valor mínimo para importância) x 3 (quantidade de interações - aspectos ambientais x biota)

$Y = 100\% \rightarrow x = 75$  (25 ( valor máximo para importância) x 3 (quantidade de interações - aspectos ambientais x biota)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 18a + b \rightarrow b = -18a \rightarrow b = -18(2) = -36$$

$$Y = 100\% = 75a + b \rightarrow 100\% = 75a + (-18a) = 57a \rightarrow a = 100/57 = 2$$

$$Y = 2(23) + (-36) = 10\%$$

**Tabela 8.9:** Resultados finais dos cruzamentos

|   | TOTAIS VIRTUAIS MAXIMOS |     | TOTAIS REAIS (X) |           | GRAU DE DETERIORAÇÃO REAL (%) |           |
|---|-------------------------|-----|------------------|-----------|-------------------------------|-----------|
|   | M                       | I   | M                | I         | M                             | I         |
| <b>Água</b>                                       | 75                      | 125 | 26               | 58        | 19                            | 29        |
| <b>Solo</b>                                       | 60                      | 100 | 21               | 47        | 18                            | 30        |
| <b>Atmosfera</b>                                  | 60                      | 100 | 19               | 34,5      | 14                            | 14        |
| <b>Biota</b>                                      | 45                      | 75  | 9                | 23        | 0                             | 10        |
| <b>Média</b>                                      |                         |     | <b>19</b>        | <b>41</b> | <b>13</b>                     | <b>21</b> |
| <b>Grau de deterioração médio TOTAL (M%+I%/2)</b> |                         |     |                  |           | <b>17%</b>                    |           |

Segundo a tabela 8.10 o grau de deterioração real médio total do impacto ambiental obtido pela análise foi de 17%. Este valor é considerado alto tendo em vista que valores acima de 10% indicam a deterioração do ambiente (Graciele, 2005), no entanto o valor obtido encontra-se na média de alguns apresentado em outros trabalhos como, por exemplo, o de Graciele (2005) com o valor de deterioração real médio de 29% (em bacias hidrográficas), Mendes (2004) com o valor de deterioração real médio 13,5% (em tubulações forçadas) e Kurtz (2004) com o valor de deterioração real médio 10,41% (como parâmetro econômico e ambiental da água).

A avaliação dos riscos relacionados aos desvios de operacionais foram tratados pela metodologia da Análise Preliminar de Risco (APP) que oferece a possibilidade de se classificar os riscos de acordo com a sua severidade e atribuir prioridades nas ações corretivas relacionadas com estes riscos os seus resultados estão apresentados na tabela 8.11. O gráfico 8.12 mostra a proporção das categorias de risco encontradas em ETEs, o gráfico 8.13 mostra a proporção dos tipos de medidas preventivas que devem ser adotadas e por fim o gráfico 8.14 mostra a proporção das medidas de proteção que devem ser adotadas.

Tabela 8.10 – Avaliação Preliminar de Risco (APP)

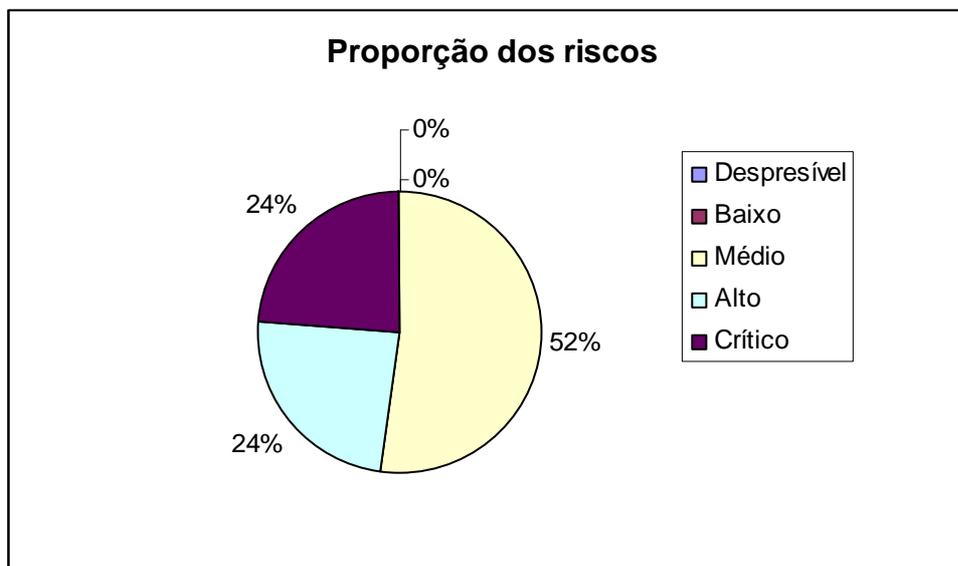
| <b>ANÁLISE PRELIMINAR DE PERIGO (APP)</b>  |  |  |                   |                   |              |                             |                            |
|--|--|--|-------------------|-------------------|--------------|-----------------------------|----------------------------|
| <b>Elementos acessórios</b>                |  |  |                   |                   |              |                             |                            |
| <b>Perigo</b>                              | <b>Causa</b>   | <b>Conseqüências</b>                     | <b>Frequência</b> | <b>Severidade</b> | <b>Risco</b> | <b>Medidas de prevenção</b> | <b>Medidas de proteção</b> |
| Vazamentos em bombas                       | Falhas no equipamento e/ou humanas                     | Contaminação do solo por esgotos         | E                 | I                 | MÉDIO        | Manutenção preventiva       | Calhas de contenção        |
| Vazamento através de comportas             | Falhas na vedação                                      | Contaminação do solo por esgotos         | D                 | II                | MÉDIO        | Manutenção preventiva       | Calhas de contenção        |
| Vazamentos em tubulações ou tanques        | Defeitos em válvulas e vedações e/ou rompimento        | Contaminação do solo por esgotos         | D                 | II                | MÉDIO        | Manutenção preventiva       | Calhas de contenção        |
| <b>Elevatórias</b>                         |  |  |                   |                   |              |                             |                            |
| Liberação de gases odoríferos na atmosfera | Mau funcionamento dos mecanismos de tratamento de odor | Poluição atmosférica                     | E                 | II                | ALTO         | Manutenção preventiva       | Não procedente             |
| Saída do esgoto pelo extravasor            | Paralisação do funcionamento                           | Contaminação do solo e do corpo receptor | D                 | III               | ALTO         | Manutenção preventiva       | Não procedente             |

|  |  |  |   |     |         |   |   |
|--|--|--|---|-----|---------|---|---|
|  |  | por esgotos  |   |     |         |   |   |
| <b>Gradeamento</b>                                   |  |  |   |     |         |   |   |
| Permanência dos resíduos gerados por tempo excessivo | Falha na operação  | Geração de maus odores e atração de vetores                              | D | II  | MÉDIO   | Retirada do resíduo com mais frequência                             | Extensão dos mecanismos de tratamento de odor para este setor |
| Resíduos com alto teor de umidade                    | Armazenamento do resíduo em locais não protegidos de chuva | Contaminação do solo por esgoto  | D | II  | MÉDIO   | Providenciar cobertura para os locais de armazenamento dos resíduos | Calhas de contenção do líquido                                |
| Transbordamento de esgoto                            | Obstrução das grades                                       | Contaminação do solo por esgotos   | C | III | MÉDIO   | Manutenção preventiva   | Calhas de contenção do líquido                                |
| Passagem de sólidos para o efluente                  | Aumento na velocidade de passagem do esgoto pelas grades   | Contaminação do corpo receptor, entupimento de unidades da ETE a jusante | E | III | CRITICO | Manutenção preventiva   | Limpeza das unidades  |
| <b>Caixa de areia</b>                                |  |  |   |     |         |   |   |
| Baixa retenção de areia                              | Velocidade   | Assoreamento do corpo  | E | III | CRITICO | Revisão do sistema  | Limpeza das   |

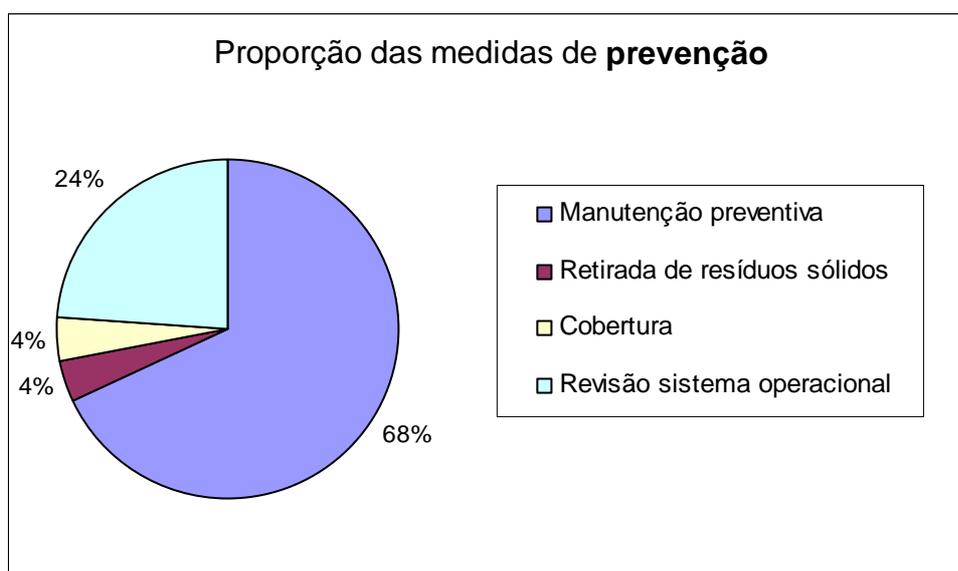
|  |   |  |   |     |         |                                   |                                |
|--|---|--|---|-----|---------|-----------------------------------|--------------------------------|
|  | afluente alta   | receptor e das unidades a jusante  |   |     |         | operacional da unidade            | unidades                       |
| Areia removida com alto teor de umidade                | Funcionamento inadequado dos removedores                    | Contaminação do solo   | D | II  | MÉDIO   | Manutenção preventiva             | Calhas de contenção do líquido |
| Criação de regiões de acúmulo de areia sedimentada     | Funcionamento inadequado dos defletores e/ou dos raspadores | Geração de mau odor  | D | II  | MÉDIO   | Manutenção preventiva             | Limpeza da unidade             |
| Transbordamento de esgoto                              | Obstrução da tubulação de saída                             | Contaminação do solo por esgotos   | C | III | MÉDIO   | Manutenção preventiva             | Limpeza do entorno             |
| <b>Decantadores</b>                                    |   |  |   |     |         |                                   |                                |
| Permanência da espuma e/ou do lodo por tempo excessivo | Falhas nos mecanismos raspadores e/ou falha operacional     | Geração de mau odor, liberação de matéria orgânica para o corpo receptor | E | III | CRÍTICO | Manutenção preventiva             | Limpeza da unidade             |
| Transbordamento de esgoto                              | Obstrução da tubulação de saída                             | Contaminação do solo por esgotos   | C | III | MÉDIO   | Manutenção preventiva             | Limpeza do entorno             |
| Passagem de lodo para o efluente                       | Aumento da manta de lodo                                    | Contaminação do corpo hídrico  | E | III | CRÍTICO | Revisão do sistema operacional da | Paralisação da unidade         |

|  |   |   |   |     |       |   |                        |
|--|---|---|---|-----|-------|---|------------------------|
|  |   |   |   |     |       | unidade                                   |                        |
| <b>Adensadores</b>                       |   |   |   |     |       |   |                        |
| Aumento da manta superficial de lodo     | Geração de lodo séptico   | Geração de mau odor e liberação de matéria orgânica para o sobrenadante | E | I   | MÉDIO | Revisão do sistema operacional da unidade | Limpeza da unidade     |
| Transbordamento de esgoto                | Obstrução da saída do sobrenadante  | Contaminação do solo por esgotos  | C | III | MÉDIO | Manutenção preventiva                     | Limpeza do entorno     |
| <b>Biodigestores</b>                     |   |   |   |     |       |   |                        |
| Liberação de metano para a atmosfera     | Problemas técnicos no flair e/ou pontos de escape na estrutura do biodigestor | Maior aporte de gases do efeito estufa na atmosfera                     | D | III | ALTO  | Manutenção preventiva                     | Paralisação da unidade |
| <b>Centrífuga/Filtro prensa</b>          |   |   |   |     |       |   |                        |
| Geração de lodo com alto teor de umidade | Problemas técnicos e/ou operacionais  | Contaminação do solo por esgotos  | E | II  | ALTO  | Manutenção preventiva                     | Paralisação da unidade |
| Geração de ruído                         | Problemas técnicos e/ou ausência de mecanismos                                | Perturbação da vizinhança e/ou da biota local                           | E | II  | ALTO  | Manutenção preventiva                     | Paralisação da unidade |

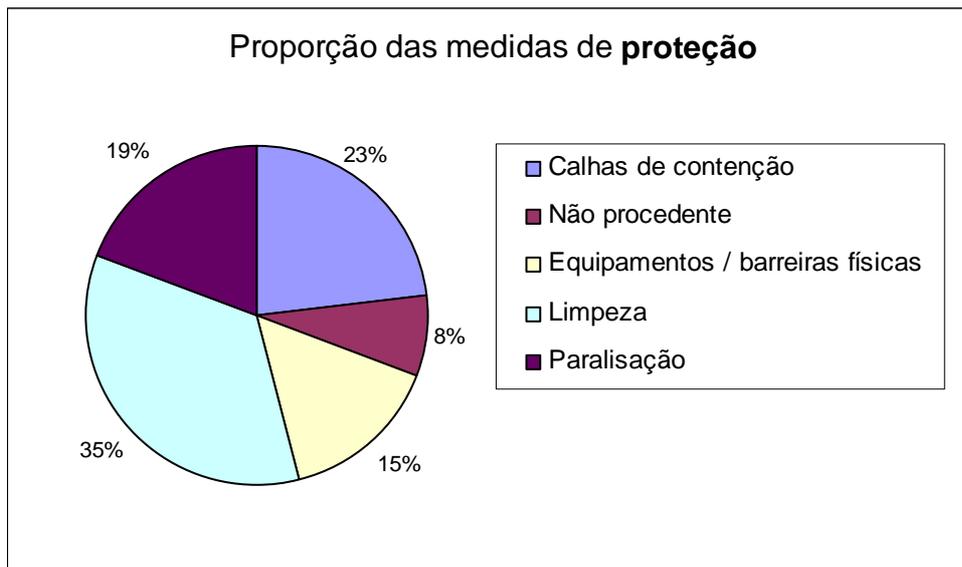
|   |   |   |   |     |         |   |                        |
|---|---|---|---|-----|---------|---|------------------------|
|   | abafadores  |   |   |     |         |   |                        |
| <b>Secagem térmica</b>  |   |   |   |     |         |   |                        |
| Geração de ruído  | Problemas técnicos e/ou ausência de mecanismos abafadores | Perturbação da vizinhança e/ou da biota local | E | II  | ALTO    | Manutenção preventiva                     | Paralisação da unidade |
| Emissão de material particulado                                       | Problemas técnicos e/ou operacionais                      | Contaminação atmosférica                      | E | III | CRITICO | Revisão do sistema operacional da unidade | Criação de barreiras   |
| <b>Aeradores</b>  |   |   |   |     |         |   |                        |
| Emissão de aerossóis  | Falhas operacionais                                       | Contaminação atmosférica                      | E | III | CRITICO | Revisão do sistema operacional da unidade | Criação de barreiras   |
| Emissão de material particulado (na forma de espuma) para a atmosfera | Desequilíbrio microbiológico                              | Contaminação atmosférica                      | D | II  | MÉDIO   | Revisão do sistema operacional da unidade | Criação de barreiras   |



**Gráfico 8.12** – Proporção dos riscos encontrados na APP de ETE



**Gráfico 8.13** – Proporção das medidas de prevenção encontradas na APP de ETE



**Gráfico 8.14** – Proporção das medidas de proteção encontradas na APP de ETE

A avaliação preliminar de perigo (APP) nos mostra que dos vinte e cinco aspectos levantados a partir dos desvios operacionais em ETEs, seis se encontram na categoria CRÍTICA, e por isso, necessitam de atenção especial no que concerne a medidas de controle, são eles: passagem de sólidos para o efluente, baixa retenção de areia, permanência da espuma e/ou do lodo por tempo excessivo, passagem de lodo para o efluente, emissão de material particulado e emissão de aerossóis. Não menos importante estão os seis desvios relacionados com a categoria ALTO, são eles: liberação de gases odoríferos na atmosfera, saída do esgoto pelo extravasor, liberação de metano para a atmosfera, geração de lodo com alto teor de umidade e geração de ruído. O somatório dos riscos inseridos nas categorias CRÍTICA e ALTA representam 48% do total dos riscos encontrados no processo de tratamento de esgotos.

Com o objetivo de complementar a APP, os procedimentos utilizados para calcular os impactos ambientais foram utilizados também nos impactos gerados a partir dos cenários identificados na APP.

Tabela 8.11: Relação entre os fatores ambientais e vazamento

| VAZAMENTOS       |                                | MAGNITUDE     |             |                       |       | IMPORTÂNCIA |      |         |             |       | MÉDIA TOTAL |             |
|------------------|--------------------------------|---------------|-------------|-----------------------|-------|-------------|------|---------|-------------|-------|-------------|-------------|
|                  |                                | periodicidade | Intensidade | distribuição espacial | TOTAL | Magnitude   | Ação | Ignição | Criticidade | TOTAL | Magnitude   | Importância |
| <b>Água</b>      | Contaminação do corpo receptor | 3             | 1           | 1                     | 5     | 5           | 2    | 2       | 2           | 11    | 5           | 11          |
|                  | Assoreamento                   |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| <b>Solo</b>      | Contaminação do solo           | 3             | 1           | 1                     | 5     | 5           | 2    | 2       | 1           | 10    | 5           | 10          |
| <b>Atmosfera</b> | Aquecimento global             |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
|                  | Odor                           |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |
| <b>Biota</b>     | Proliferação de vetores        | 1             | 1           | 1                     | 3     | 3           | 2    | 1       | 1           | 7     | 3           | 7           |
|                  | Desequilíbrio fauna            |               |             |                       | X     |             |      |         |             | X     |             |             |

**Tabela 8.12:** Relação entre os fatores ambientais e a saída de esgoto pelo extravasor

| SAÍDA DE ESGOTO PELO EXTRAVASOR |                                | MAGNITUDE     |             |                       |           | IMPORTÂNCIA |      |         |             |           | MÉDIA TOTAL |             |
|---------------------------------|--------------------------------|---------------|-------------|-----------------------|-----------|-------------|------|---------|-------------|-----------|-------------|-------------|
|                                 |                                | periodicidade | Intensidade | distribuição espacial | TOTAL     | Magnitude   | Ação | Ignição | Criticidade | TOTAL     | Magnitude   | Importância |
| <b>Água</b>                     | Contaminação do corpo receptor | 3             | 7           | 2                     | <b>12</b> | 12          | 2    | 2       | 2           | <b>18</b> | <b>9,5</b>  | <b>15,5</b> |
|                                 | Assoreamento                   | 3             | 3           | 1                     | <b>7</b>  | 7           | 2    | 1       | 3           | <b>13</b> |             |             |
| <b>Solo</b>                     | Contaminação do solo           |               |             |                       | <b>X</b>  |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |
| <b>Atmosfera</b>                | Aquecimento global             |               |             |                       | <b>X</b>  |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |
|                                 | Odor                           |               |             |                       | <b>X</b>  |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |
| <b>Biota</b>                    | Proliferação de vetores        |               |             |                       | <b>X</b>  |             |      |         |             | <b>X</b>  | <b>3</b>    | <b>9</b>    |
|                                 | Desequilíbrio fauna            | 1             | 1           | 1                     | <b>3</b>  | 3           | 2    | 3       | 1           | <b>9</b>  |             |             |

**Tabela 8.13:** Relação entre os fatores ambientais e a permanência de resíduos sólidos por tempo excessivo

| PERMANÊNCIA DE RESÍDUOS<br>SÓLIDOS POR TEMPO EXCESSIVO |                                | MAGNITUDE     |             |                          |          | IMPORTÂNCIA |      |         |             |           | MÉDIA<br>TOTAL |             |
|--|--------------------------------|---------------|-------------|--------------------------|----------|-------------|------|---------|-------------|-----------|----------------|-------------|
|  |                                | periodicidade | Intensidade | distribuição<br>espacial | TOTAL    | Magnitude   | Ação | Ignição | Criticidade | TOTAL     | Magnitude      | Importância |
| <b>Água</b>  | Contaminação do corpo receptor |               |             |                          | <b>X</b> |             |      |         |             | <b>X</b>  |                |             |
|  | Assoreamento                   |               |             |                          | <b>X</b> |             |      |         |             | <b>X</b>  |                |             |
| <b>Solo</b>  | Contaminação do solo           |               |             |                          | <b>X</b> |             |      |         |             | <b>X</b>  |                |             |
| <b>Atmosfera</b>                                       | Aquecimento global             | 3             | 1           | 1                        | <b>5</b> | 5           | 4    | 3       | 1           | <b>13</b> | <b>7</b>       | <b>13,5</b> |
|  | Odor                           | 1             | 7           | 1                        | <b>9</b> | 9           | 1    | 1       | 3           | <b>14</b> |                |             |
| <b>Biota</b>   | Proliferação de vetores        | 1             | 1           | 1                        | <b>3</b> | 3           | 2    | 3       | 1           | <b>9</b>  | <b>3</b>       | <b>9</b>    |
|  | Desequilíbrio fauna            |               |             |                          | <b>X</b> |             |      |         |             | <b>X</b>  |                |             |

**Tabela 8.14:** Relação entre os fatores ambientais e a geração de resíduos com alto teor de umidade

| RESÍDUOS COM ALTO TEOR DE UMIDADE |                                | MAGNITUDE     |             |                       |           | IMPORTÂNCIA |      |         |             |           | MÉDIA TOTAL |             |
|-----------------------------------|--------------------------------|---------------|-------------|-----------------------|-----------|-------------|------|---------|-------------|-----------|-------------|-------------|
|                                   |                                | periodicidade | Intensidade | distribuição espacial | TOTAL     | Magnitude   | Ação | Ignição | Criticidade | TOTAL     | Magnitude   | Importância |
| <b>Água</b>                       | Contaminação do corpo receptor |               |             |                       | <b>X</b>  |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |
|                                   | Assoreamento                   |               |             |                       | <b>X</b>  |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |
| <b>Solo</b>                       | Contaminação do solo           | 3             | 7           | 1                     | <b>11</b> | 11          | 2    | 2       | 2           | <b>17</b> | <b>11</b>   | <b>17</b>   |
| <b>Atmosfera</b>                  | Aquecimento global             |               |             |                       | <b>X</b>  |             |      |         |             | <b>X</b>  | <b>5</b>    | <b>9</b>    |
|                                   | Odor                           | 1             | 3           | 1                     | <b>5</b>  | 5           | 1    | 1       | 2           | <b>9</b>  |             |             |
| <b>Biota</b>                      | Proliferação de vetores        | 1             | 1           | 1                     | <b>3</b>  | 3           | 2    | 3       | 1           | <b>9</b>  | <b>3</b>    | <b>9</b>    |
|                                   | Desequilíbrio fauna            |               |             |                       | <b>X</b>  |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |

**Tabela 8.15:** Relação entre os fatores ambientais e a passagem de sólidos para o efluente

| PASSAGEM DE SÓLIDOS PARA O EFLUENTE |                                | MAGNITUDE     |             |                       |          | IMPORTÂNCIA |      |         |             |           | MÉDIA TOTAL |             |
|-------------------------------------|--------------------------------|---------------|-------------|-----------------------|----------|-------------|------|---------|-------------|-----------|-------------|-------------|
|                                     |                                | periodicidade | Intensidade | distribuição espacial | TOTAL    | Magnitude   | Ação | Ignição | Criticidade | TOTAL     | Magnitude   | Importância |
| <b>Água</b>                         | Contaminação do corpo receptor | 3             | 3           | 2                     | <b>8</b> | 8           | 2    | 2       | 1           | <b>13</b> | <b>6,5</b>  | <b>11,5</b> |
|                                     | Assoreamento                   | 1             | 3           | 1                     | <b>5</b> | 5           | 2    | 1       | 2           | <b>10</b> |             |             |
| <b>Solo</b>                         | Contaminação do solo           |               |             |                       | <b>X</b> |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |
| <b>Atmosfera</b>                    | Aquecimento global             |               |             |                       | <b>X</b> |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |
|                                     | Odor                           |               |             |                       | <b>X</b> |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |
| <b>Biota</b>                        | Proliferação de vetores        |               |             |                       | <b>X</b> |             |      |         |             | <b>X</b>  | <b>6</b>    | <b>12</b>   |
|                                     | Desequilíbrio fauna            | 3             | 1           | 2                     | <b>6</b> | 6           | 2    | 3       | 1           | <b>12</b> |             |             |

**Tabela 8.16:** Relação entre os fatores ambientais e a liberação excessiva de metano

| LIBERAÇÃO EXCESSIVA DE METANO |                                | MAGNITUDE     |             |                       |          | IMPORTÂNCIA |      |         |             |           | MÉDIA TOTAL |             |
|-------------------------------|--------------------------------|---------------|-------------|-----------------------|----------|-------------|------|---------|-------------|-----------|-------------|-------------|
|                               |                                | periodicidade | Intensidade | distribuição espacial | TOTAL    | Magnitude   | Ação | Ignição | Criticidade | TOTAL     | Magnitude   | Importância |
| <b>Água</b>                   | Contaminação do corpo receptor |               |             |                       | <b>X</b> |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |
|                               | Assoreamento                   |               |             |                       | <b>X</b> |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |
| <b>Solo</b>                   | Contaminação do solo           |               |             |                       | <b>X</b> |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |
| <b>Atmosfera</b>              | Aquecimento global             | 3             | 1           | 1                     | <b>5</b> | 5           | 4    | 3       | 1           | <b>13</b> | <b>4</b>    | <b>10,5</b> |
|                               | Odor                           | 1             | 1           | 1                     | <b>3</b> | 3           | 1    | 1       | 3           | <b>8</b>  |             |             |
| <b>Biota</b>                  | Proliferação de vetores        |               |             |                       | <b>X</b> |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |
|                               | Desequilíbrio fauna            |               |             |                       | <b>X</b> |             |      |         |             | <b>X</b>  |             |             |

**Tabela 8.17:** Valores oriundos dos 16 cruzamentos dos Impactos Ambientais (AIA) identificados na APP em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs)

### ASPECTOS AMBIENTAIS

|                  | Liberação excessiva de metano |      | Vazamentos |    | Saída de esgoto pelo extravasor |      | Permanência de resíduos sólidos por |      | Resíduos com alto teor de umidade |    | Passagem de sólidos para o efluente |      | TOTAIS REAIS (X) |    | Importância (significância do impacto) |      |
|------------------|-------------------------------|------|------------|----|---------------------------------|------|-------------------------------------|------|-----------------------------------|----|-------------------------------------|------|------------------|----|--|------|
|                  | M                             | I    | M          | I  | M                               | I    | M                                   | I    | M                                 | I  | M                                   | I    | M                | I  | M                                      | I    |
| <b>Água</b>      |                               |      | 5          | 11 | 9,5                             | 15,5 |                                     |      |                                   |    | 6,5                                 | 11,5 | 21               | 38 | 7                                      | 12,7 |
| <b>Solo</b>      |                               |      | 5          | 10 |                                 |      |                                     |      | 11                                | 17 |                                     |      | 16               | 27 | 8                                      | 13,5 |
| <b>Atmosfera</b> | 4                             | 10,5 |            |    |                                 |      | 7                                   | 13,5 | 5                                 | 9  |                                     |      | 16               | 33 | 5,3                                    | 11   |
| <b>Biota</b>     |                               |      | 3          | 7  | 3                               | 9    | 3                                   | 9    | 3                                 | 9  | 6                                   | 12   | 18               | 46 | 3,6                                    | 9,2  |
| <b>MÉDIA</b>     |                               |      |            |    |                                 |      |                                     |      |                                   |    |                                     |      | 17               | 36 | 6                                      | 12   |

Para o cálculo da deterioração real (y) seguiremos a mesma metodologia utilizada. O valor mínimo da magnitude (3) e da importância (6) e o valor máximo da magnitude (15) e da importância (25) foram mantidos já que os pesos utilizados foram os mesmos. A quantidade de correlações estabelecidas entre os aspectos ambientais propostos e os fatores ambientais foram modificadas tendo em vista que novas correlações foram estabelecidas, desta forma os valores obtidos foram: água (3), solo (2), atmosfera (3) e biota (5).

## ÁGUA

### Magnitude

$Y = 0\% \rightarrow x = 9$  (3 (valor mínimo para magnitude) x 3 (quantidade de interações - aspectos ambientais x água))

$Y = 100\% \rightarrow x = 45$  (15 ( valor máximo para magnitude) x 3 (quantidade de interações - aspectos ambientais x água)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 9a + b \rightarrow b = -9a \rightarrow b = -9(2,8) = -25$$

$$Y = 100\% = 45a + b \rightarrow 100\% = 45a + (-9a) = 36a \rightarrow a = 100/36 = 2,8$$

$$\mathbf{Y = 2,8 (21) + (-25) = 34\%}$$

### **Importância**

$Y = 0\% \rightarrow x = 18$  (6 ( valor mínimo para importância) x 3 (quantidade de interações - aspectos ambientais x água)

$Y = 100\% \rightarrow x = 75$  (25 ( valor máximo para importância) x 3 (quantidade de interações - aspectos ambientais x água)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 18a + b \rightarrow b = -18a \rightarrow b = -18(1,7) = -31$$

$$Y = 100\% = 75a + b \rightarrow 100\% = 75a + (-18a) = 57a \rightarrow a = 100/57 = 1,7$$

$$\mathbf{Y = 1,7 (38) + (-32) = 33\%}$$

### **SOLO**

#### **Magnitude**

$Y = 0\% \rightarrow x = 6$  (3 ( valor mínimo para magnitude) x 2 (quantidade de interações - aspectos ambientais x solo)

$Y = 100\% \rightarrow x = 30$  (15 ( valor máximo para magnitude) x 2 (quantidade de interações - aspectos ambientais x solo)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 6a + b \rightarrow b = -6a \rightarrow b = -6(4,2) = -25,2$$

$$Y = 100\% = 30a + b \rightarrow 100\% = 30a + (-6a) = 24a \rightarrow a = 100/24 = 4,2$$

$$\mathbf{Y = 4,2 (16) + (-25,2) = 42\%}$$

### **Importância**

$Y = 0\% \rightarrow x = 12$  (6 ( valor mínimo para importância) x 2 (quantidade de interações - aspectos ambientais x solo)

$Y = 100\% \rightarrow x = 50$  (25 ( valor máximo para importância) x 2 (quantidade de interações - aspectos ambientais x água)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 12a + b \rightarrow b = -12a \rightarrow b = -12(2,6) = -31$$

$$Y = 100\% = 50a + b \rightarrow 100\% = 50a + (-12a) = 38a \rightarrow a = 100/38 = 2,6$$

$$\mathbf{Y = 2,6 (27) + (-31) = 39\%}$$

## **ATMOSFERA**

### **Magnitude**

$Y = 0\% \rightarrow x = 9$  (3 ( valor mínimo para magnitude) x 3 (quantidade de interações - aspectos ambientais x atmosfera)

$Y = 100\% \rightarrow x = 45$  (15 ( valor máximo para magnitude) x 3 (quantidade de interações - aspectos ambientais x atmosfera)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 9a + b \rightarrow b = -9a \rightarrow b = -9(2,8) = -25$$

$$Y = 100\% = 45a + b \rightarrow 100\% = 45a + (-9a) = 36a \rightarrow a = 100/36 = 2,8$$

$$\mathbf{Y = 2,8 (16) + (-25) = 20\%}$$

**Importância**

$Y = 0\% \rightarrow x = 18$  (6 ( valor mínimo para importância) x 3 (quantidade de interações - aspectos ambientais x atmosfera)

$Y = 100\% \rightarrow x = 75$  (25 ( valor máximo para importância) x 3 (quantidade de interações - aspectos ambientais x atmosfera)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 18a + b \rightarrow b = -18a \rightarrow b = -18(1,7) = -31$$

$$Y = 100\% = 75a + b \rightarrow 100\% = 75a + (-18a) = 57a \rightarrow a = 100/57 = 1,7$$

$$\mathbf{Y = 1,7 (33) + (-32) = 24\%}$$

**BIOTA****Magnitude**

$Y = 0\% \rightarrow x = 15$  (3 ( valor mínimo para magnitude) x 5 (quantidade de interações - aspectos ambientais x biota)

$Y = 100\% \rightarrow x = 75$  (15 ( valor máximo para magnitude) x 5 (quantidade de interações - aspectos ambientais x biota)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 15a + b \rightarrow b = -15a \rightarrow b = -15(1,6) = -24$$

$$Y = 100\% = 75a + b \rightarrow 100\% = 75a + (-15a) = 60a \rightarrow a = 100/60 = 1,6$$

$$\mathbf{Y = 1,6 (18) + (-24) = 5\%}$$

**Importância**

$Y = 0\% \rightarrow x = 30$  (6 ( valor mínimo para importância) x 5 (quantidade de interações - aspectos ambientais x biota)

$Y = 100\% \rightarrow x = 125$  (25 ( valor máximo para importância) x 5 (quantidade de interações - aspectos ambientais x biota)

Em relação a EQ1

$$Y = 0\% = 30a + b \rightarrow b = -30a \rightarrow b = -30(1) = -30$$

$$Y = 100\% = 125a + b \rightarrow 100\% = 125a + (-30a) = 95a \rightarrow a = 100/95 = 1$$

$$Y = 1(46) + (-30) = 16\%$$

**Tabela 8.18:** Resultados finais dos cruzamentos

|   | TOTAIS VIRTUAIS MAXIMOS |     | TOTAIS REAIS (X) |           | GRAU DE DETERIORAÇÃO REAL (%) |           |
|---|-------------------------|-----|------------------|-----------|-------------------------------|-----------|
|   | M                       | I   | M                | I         | M                             | I         |
| <b>Água</b>                                       | 45                      | 75  | 21               | 38        | 34                            | 33        |
| <b>Solo</b>                                       | 30                      | 50  | 16               | 27        | 42                            | 39        |
| <b>Atmosfera</b>                                  | 45                      | 75  | 16               | 33        | 20                            | 24        |
| <b>Biota</b>                                      | 75                      | 125 | 18               | 46        | 5                             | 16        |
| <b>Média</b>                                      |                         |     | <b>18</b>        | <b>26</b> | <b>25</b>                     | <b>28</b> |
| <b>Grau de deterioração médio TOTAL (M%+I%/2)</b> |                         |     |                  |           | <b>26,5%</b>                  |           |

Segundo a tabela 8.18 o grau de deterioração real médio total do impacto ambiental oriundo dos desvios operacionais foi de 26,5%, valor acima dos impactos ambientais oriundos do processo sem desvios operacionais (17%) e conseqüentemente ainda mais acima dos valores encontrados em outros trabalhos já citados.

## 9. Conclusão

A significância dos impactos ambientais e o grau de deterioração real médio total mostram que o processo de tratamento de esgotos é um processo com grande potencial impactante e demonstram a necessidade de medidas de mitigação.

A geração de sólidos atinge todos fatores ambientais (água, solo, atmosfera e biota), sendo o solo o mais atingido (43%), logo projetos de mitigação deste impacto devem apresentar maior complexidade. Processos que gerem menos sólidos devem ser priorizados.

A água é o fator afetado pelo maior número de aspectos ambientais, do total de sete cinco aspectos ambientais afetam a água, e além disso, o seu grau de deterioração é o segundo maior encontrado. A biota é atingida pelo menor número de aspectos ambientais, e apresenta o menor grau de deterioração.

A APP nos mostrou que os impactos ambientais causados pelos desvios operacionais são relevantes tendo em vista que todos ficaram acima/inclusive na categoria média e que o grau de deterioração real médio total do impacto ambiental foi maior do que o encontrado nos impactos ambientais causado pelos processos rotineiros. No entanto 92% das ações preventivas propostas, podem ser evitados com medidas relativamente simples como a manutenção preventiva e treinamento dos operadores. Estas medidas servem para reduzir a frequência de ocorrência de eventos indesejáveis, que por sua vez reduzem a chance de ocorrência de impactos ambientais decorrentes aos cenários propostos. Caso ocorram estes eventos indesejáveis, o estudo da APP nos mostra que as medidas de proteção, tal qual as medidas preventivas, não apresentam grande complexidade tendo em vista que 81% das medidas são relativamente de simples adoção, e que somente 19% causariam a total paralisação da unidade.

Diante do acima exposto podemos concluir que a atividade de tratamento de esgoto gera impactos ambientais importantes que merecem atenção dos gestores e dos órgãos ambientais, contudo, é possível concluir também que os referidos impactos ambientais em sua grande maioria são controláveis e/ou mitigáveis.

## Referências bibliográficas

ABI-CHAHIN, J.O; ALMEIDA, J.R; LINS, G.A. Avaliação de Impactos Ambientais: Estudo de Caso. Série Gestão e Planejamento Ambiental. SGPA – 11, Coleção Artigos Técnicos nº 08. CETEM/MCT 2008.

AGÜERA, A; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R; PIEDRA, L; MÉZCUA, M; GÓMEZ, M. J. Evaluation of triclosan and biphenylol in marine sediments and urban wastewaters by pressurized liquid extraction and solid phase extraction followed by gas chromatography mass spectrometry and liquid chromatography mass spectrometry. **Analytica Chimica Acta**, v. 480, p.193–205, 2003.

AGUIAR, L.A; ARAUJO, G.H.S; ALMEIDA, J.R; SOARES, P.S.M. POSSA, M. V. Análise e avaliação de risco ambiental como instrumentos de gestão em instalações de mineração. Carvão brasileiro: Tecnologia e meio ambiente. CETEM. Rio de Janeiro. 2008

AGUJARO, L.F. Florações de cianobactérias potencialmente tóxicas nas bacias dos rios Piracicaba. In: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, João Pessoa (PB). Anais. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). 2002

ALEGRE, R.M. **Tratamento biológico das águas residuárias**. Campinas: Faculdade de Engenharia de Alimentos – UNICAMP, 2004.

ALLOWAY, B.J; JACKSON, A.P. The behaviour of heavy metals in sewage sludge amended soils. **Sci. Total Environ.** v.100, p.151 - 176. 1991.

ALMEIDA, J.R. (organizador). **Ciências Ambientais**. Ed Thex. Rio de Janeiro. 482pp. 2002.

ALMEIDA, M.T.A; BAUMGARTEN, M.G.Z; RODRIGUES, R.M.S. Identificação das possíveis fontes de contaminação das águas que margeiam a cidade do Rio Grande-RS. **Documentos Técnicos da FURG**. v. 6. p. 1-36. 1993.

ALNAIZY, R; AKGERMAN, A. Advanced oxidation of phenolic compounds. *Advances in Environmental Research*, v.4: 233–244. 2000.

ALVES, H.B, MOCHIDA, G.A; CRUZ, G.J.G; DUMA, M; GOMES, C.S. Precipitação química e cloração para combate a maus odores em estações de tratamento de esgoto anaeróbias. Sanare. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v.21, n.21, p. 19-32, jan./jun. 2004.

AMBERGER, K; BAUMGÄRTNER, B. 1995. **Generation and Metering of Chlorine Dioxide Drinking Water and Industrial water Treatment Applications**. ProMinent Dosiertechnik GmbH, Heidelberg, 3. 1991. Originally published in wägen = dosieren 1/1995.

ANTONINI, N.A; SEGATTO, E; NUNES, A.N. Emissão Zero em Estações de Tratamento de Esgoto Doméstico. **Anais do VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vitória – ES, 2002.

ARAKI, N; OHNO, K; NAKAI, M; TAKEYOSHI, M; IIDA, M. Screening for androgen receptor activities in 253 industrial chemicals by in vitro reporter gene assays using AREcoScreen™ cells. **Toxicol. in Vitro.**; v.19, p.831–842. 2005

ARAÚJO, R. N. **Degradação do corante azul reativo 19 usando UV, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, Fenton e Foto-fenton. Aplicação em efluentes têxteis**. 2002. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas. SP. 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14001: **Sistemas de gestão ambiental** – Especificação e diretrizes para uso. Rio de Janeiro, 2004.

AZEVEDO NETO, J.M; ALVAREZ, G.A. **Manual de hidráulica**. 6.ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2v.1973.

AZEVEDO NETTO, J. M. Cronologia do abastecimento de água (até 1970). **Rev. DAE**, v. 44, n.137, p.106-111, jun. 1984.

BARCELLOS, P.P. **Impactos Ambientais da Indústria do Petróleo – da Produção ao Consumo Final**. Tese (Mestrado) - COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil 1986.

BARONTI, C; CURINI, R; D'ASCENZO, G; DI CORCIA, A; GENTILI, A; SAMPERI, R. Monitoring natural and synthetic estrogens at activated sludge sewage treatment plants and in a receiving river water. **Environmental Science and Technology**, v. 34, n.24, p.5059-5066, 2000.

BAUER, H; FUERHACKER, M; ZIBUSCHKA, F; SCHMID, H; PUXBAUM, H. Bacteria and fungi in aerosols generated by two different types of wastewater treatment plants. **Water Research**, v.36, p.3965–3970. 2002.

BAUMGARTEN, M.G.Z; AZNAR, C.E; ROCHA, J.M; ALMEIDA, M.T; KINAS, P.G. Contaminação química das águas receptoras do principal efluente doméstico da cidade do Rio Grande (RS). **Atlântica**, v. 20. p. 35-54. 1998.

BAUMGARTEN, M.G.Z; NIENCHESKI, F; KUROSHIMA, K.N. Qualidade das águas estuarinas que margeiam o município do Rio Grande (RS, Brasil): nutrientes e detergentes dissolvidos. **Atlântica**, v.17. p.17-34. 1995.

BEARD, J. DDT and human health. **Sc. of the Total Environment**; v.355, p.78– 89. 2006.

BECK, I; BRUHN, R; GANDRASS, J; RUCK, W. Liquid chromatography–tandem mass spectrometry analysis of estrogenic compounds in coastal surface water of the Baltic Sea. **Journal of Chromatography A**, v. 1090, p.98-106, 2005.

BEIRUTH, Z. As algas e a previsão da qualidade ambiental – Represa do Guarapiranga. In: **XXVII Congresso interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). 2000.

BELLI FILHO, P; COSTA, R.H.R; GONÇALVES, R.F; CORAUCCI FILHO, B. E LISBOA, H.M. **Tratamento de Odores em Sistemas de Esgoto Sanitários**. In: Chernicharo, C. A. L. (Coord.). Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte, PROSAB2 (Programa de pesquisa em Saneamento Básico), Cap. 8, p.455-490. 2001.

BELLI FILHO, P; LISBOA, H. Avaliação de Emissões Odorantes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**.vol.3, n 3, p.101-106. 1998.

BENITEZ, F.J; ACERO, J.L; REAL, F.J. Degradation of carbofuran by using ozone, UV radiation and advanced oxidation processes. **Journal of Hazardous Materials**, 89: 51–65. 2002.

BERNA, J.L; COHEN, L; MORENO, A. Influence of LAS counterion and LABcharacteristics on the physicochemical properties of linear alkylbenzene sulfonate. **Journal of the American Oil Chemists Society**, v.64, n.4, p.514-514, 1988.

BEVILACQUA P.D. *et al.* Densidade de Giárdia e Cryptosporidium em mananciais de abastecimento de água e prevalência de giardiase: usos e aplicações do modelo teórico de avaliação de risco.[CD-ROM] Anais do **XXVIII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**. Cancun: Associação Interamericana de Engenharia Sanitária e Ambiental; 2002.

BHATTACHARYA, S.K; UBEROI, V; DRONAMRAJU, M.M. Interaction between acetate fed and sulfate reducers and methanogens. **Water Res.** v.30 (10), p.2239–2246. 1996.

BILA, D.M; DEZOTTI, M. Fármacos no meio ambiente. **Quím. Nova.** v.26 (4): p.523- 530. 2007.

BISSET, R.. **Training Resource Manual - EIA: Issues, Trends and Practice, Training Manual.** Disponível em <http://www.environment.gov.au/epg/eianet/manual/bisset/chapter1.html>. **Acessado em 03 de Julho de 2010.**

BOON, A.G. Septicity in Sewers: causes, consequences and containment. **Water Sci. Technol.** 31(7), p.237-253. 1995.

BONNIN, C; MARTIN, G; GRAGNIC, G. 1993. **Bioepuration de gaz odorants de stations d'épuration d'eaux urbaines.** II Simposium International sur la caractérisation et la réduction des émissions d'odeurs et de COV dans l'industrie de procédés. Louvain-la-Neuve, Bélgica.

BOVALLIUS, A; ROIEY, R, HENNINGSON, E. Long range air transmission of bacteria. *Annals of the New York Academy of Sciences.* v.3, p.186-200. 1980.

BOWKER, R.P.G; SMITH, J.M. e WEBSTER, N.A . **Odor and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants.** Hemisphere Publishing Corporation. 132p. 1989.

BRAGA, A.L.F. 1998. **Quantificação dos efeitos da poluição do ar sobre a saúde da população pediátrica da cidade de São Paulo e proposta de monitoração** Tese (Doutorado) - Faculdade de Medicina da USP, São Paulo, 1998.

BRAGA, A.L.; SALDIVA, P.H; PEREIRA, L.A; MENEZES, J.J; CONCEIÇÃO, G.M; LIN, C.A. Health effects of air pollution exposure on children and adolescents in São Paulo, Brazil. **Pediatr Pulmonol.** v.31(2), p.106-13. 2001.

BRANCO, S.M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia.** 3a ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 640 p. 1986.

BRANDI, G; SISTI, M; AMAGLIANI, G. Evaluation of the environmental impact of microbial aerosols generated by wastewater treatment plants utilizing different aeration systems. **Journal Applied Microbiology.** v. 88, p.854-852. 2000.

BRENNAN, B. "Odour nuisance." **Water and Waste Treatment**, v.36, p.30-33, 1993.

BRITTO, E.R. **Auditoria Ambiental e em Saneamento.** Rio de Janeiro. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.193p.

BROECKER, W.S. Are we on the brink of a pronounced global warming? **Science**, v.189, p. 460-463. 1975.

BROOKS, B.W; FORAN, C.M; HUGGETT, D.B; LA POINT, T.W; MARSH, K.E; PETERSON, B. Comparison of in Vitro and in Vivo bioassays for estrogenicity in effluent from north american municipal wastewater facilities. **Toxic. Sciences.** v.72, p.77-83. 2003.

BROTTO, A.C; KLIGERMAN, D.C; PICCOLI, A.D; MELLO, W.Z. Emissão de Óxido Nitroso de Estação de Tratamento de Esgoto de Lodos Ativados por Aeração Prolongada – Estudo Preliminar. **Quim. Nova**, Vol. XY, n. 00, p.1-6, 2010.

BRUCHET, A; PROMPSY, C; FILIPPI, G; SOUALI, A; A broad spectrum analytical scheme for the screening of endocrine disruptors (EDs), pharmaceuticals and personal care products in wastewaters and natural waters. **Water Science and Technology**, v.46, n.3, p.97–104, 2002.

BUDA, J.F. **Segurança e Higiene no Trabalho em Estação de Tratamento de Esgoto**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 2004.

BÜNGER, J; ANTLAUF-LAMMERS, M; SCHULZ, T. G; WESTPHAL, G. A; MÜLLER, M.M; RUHNAU, P; HALLIER, E. Health complaints and immunological markers of exposure to bioaerosols among biowaste collectors and compost workers. **Occup Environ Med**. v.57, p.458–464, 2000.

BURGE, H. Bioaerosols: prevalence and health effects in the indoor environment. **Journal Allergy Clinic Immunological**. v.86, p.687–701. 1990.

BUZZINI, A.P; PIRES, E.C. Tratamento de águas residuárias provenientes de indústria de pasta celulósica. In: IV SEMINÁRIO DO PROJETO TEMÁTICO DESENVOLVIMENTO, ANÁLISE, APRIMORAMENTO E OTIMIZAÇÃO DE REATORES ANAERÓBIOS PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS. **Anais**. São Carlos: EESC-USP. 2005.

CABRAL, F.A.S; CORREA, M.C; COSTA, R.H.R; BELLI FILHO, P. Controle e tratamento de odores com biofiltração. **VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2002.

CÂMARA, V.M. Epidemiologia e ambiente. In: MEDRONHO, R.A. *et al.* **Epidemiologia**. São Paulo: Atheneu, cap. 25, p.371-384. 2003

CAMP, T.R. Grit chamber desing. **Sewage Work Journal**, v. 14, n. 2, p. 368-381, March. 1992.

CAMPOS, J.R. Alternativas para Tratamento de Esgotos - Pré-Tratamento de Águas para Abastecimento, publicação n. 09, **Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari**. Americana, SP. 1994.

CAMPOS, J.R; REALI, M.A.P; DOMBROSKI, S.A.G; MARCHETTO, M; LIMA, M.R.A. Tratamento físico-químico por flotação de efluentes de reatores anaeróbios. In:XXV CONGRESO INTERAMERICANO INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTA. **Anais**. México, 1996.

CARBALLA, M; OMIL, F; LEMA, J.M. Removal of cosmetic ingredients and pharmaceuticals in sewage primary treatment. **Water Research**, v.39, n°19, p. 4790-4796, 2005.

CARBALLA, M; OMIL, F; LEMA, J.M; GARCÍA-JARES, C; RODRÍGUEZ, I; GÓMEZ, M; TERNES, T. Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. **Water Research**, v.38, n.12, p.2918-2926, 2004.

CARBALLO, M; AGUAYO, S; DE LA TORRE, A; MUÑOZ, M.J. Plasma vitellogenin levels and gonadal morphology of wild carp (*Cyprinus carpio* L.) in a receiving rivers downstream of Sewage Treatment Plants. *Sc. of the Total Environmental*. v.341, p.71-79. 2005.

CARDUCCI, A; GEMELLI, C; CANTIANI, L; CASINI, B; ROVINIUI, E. Assessment of microbial parameters as indicators of viral contamination of aerosol from urban sewage treatment plants. **Letters in Applied Microbiology**. v.28, p.207-210, 1999.

CARMO Jr, G.N.R. 2005. 179p. **Otimização e avaliação de metodologias olfatométricas voltadas ao saneamento ambiental**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, , Santa Catarina, 2005.

CASATTI, L. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná river basin, Southeastern Brazil. **Braz. J. Biol.** v.64 (4), p.757-765. 2004.

CASTELO-GRANDE, T. e BARBOSA, M.G. Soil decontamination – A review. **Chemical Industry and Enviroment**. IV. vol. I, p.157-165. 2003.

CATALKAYA, E. C; KARGI, F. Color, TOC and AOX removals from pulp mill effluent by advanced oxidation process: A comparative study. **Journal of Hazardous Materials**. v.139: 244-253. 2006.

CESÁRIO SILVA, S.M. **Principais contaminantes do lodo**. In: VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F. (Ed.) Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2001. p.69-121. 2001

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2007. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2007.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Manual de Orientação para a Elaboração de Estudos de Análise de Riscos**. São Paulo, Cetesb, 1994.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Manual de Orientação para a Elaboração de Estudos de Análise de Riscos**. São Paulo, Cetesb, 2003.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Relatórios de referência emissões de metano no tratamento e na disposição de resíduos**. 2006.

CETESB. SÃO PAULO. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. CIÊNCIA E TECNOLOGIA À SERVIÇO DO MEIO AMBIENTE. **Tecnologias para tratamento de esgotos sanitários**, 1988. SISTTRAT. Disponível em: <http://www.flipper.ind.br/32%20%20TECNOLOGIAS%20%20PARA%20%20TRATAMENTO%20DE%20ESGOTO.htm>.> Acesso em: 02 mar. 2010.

CZEPIEL, P., CRILL, P., HARRISS, R. Nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment. **Environmental Science and Technology**, 29(9), 2352-2356 p. 1995.

CHAGAS, W.F. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da Ilha do Governador e da Penha no Estado do Rio de Janeiro**. 2000, 96p. Dissertação (Mestrado em Saúde pública) - Fundação Oswaldo Cruz / Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 2000.

CHANG, A.C; DIAZ, J.L. Foreword Symposium ID20: Rational use of sewage sludge and other waste material in agriculture - **15th World Congress of Soil Science**, 3a: 427-429. 1994.

CHANG, S; WAITE, D; SCHSFER, A.I; FANEB, A.G. Adsorption of trace steroid estrogens to hollow fibre membranes hydrophobic. **Desalination**. v.146, p.381-386. 2002.

CHÃO, I.R.S. **Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água.** Dissertação (Mestre em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Paulo 2006.

CHEN, H; TSENG, D; HUANG, S. Biodegradation of octylphenol polyethoxylate surfactant Triton X-100 by selected microorganisms. **Bioresource Technology**, v.96, p.1483-1491, 2005.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: DESA, UFMG, 247p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.5). 1997.

CHERNICHARO, C.A.L.; HAANDEL, A.V.; AISSE, M.M.; CAVALCANTI, P.F.F. **Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo.** In Campos, J. R. coord. Tratamento de Esgotos Sanitários por Processos Anaeróbios e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: ABES, p. 155-198. 1999

CHERNICHARO, C; DANIEL, L; SENS, M; CORAUCCI FILHO, B. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de desinfecção.** In: CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos, coord. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte : [s.n.]. p. 377-453. 2001.

CHRISTIANSEN, L.B; WINTHER-NIELSEN, M; HELWIG, C. **Feminisation of fish. The effect of estrogenic compounds and their fate in sewage treatment plants and nature.** Environmental Project No. 729, Danish Environmental Protection Agency, 184 p. 2002.

CHYNOWETH, D.P; ISAACSON, H.R. **Anaerobic Digestion of Biomass.** Elsevier Applied Science, New York, 1987.

COCKLIN, C.; PARKER, S.; HAY, J. Notes on cumulative environmental change I: concepts and issues. **Journal of Environmental Management**, n. 35, p. 31-49. 1992.

COLBY, M.E. Environmental management in development: the evolution of paradigms. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 3, n. 3, p. 192-213. Sept. 1991.

COM Committee on the Environment, Public Health and Consumer Policy of the European Parliament on the Commission Communication to the Council and European Parliament on the Community Strategy for Endocrine Disrupters. **Comunicação da comissão ao conselho, ao parlamento europeu e ao comitê económico e social europeu – uma estratégia europeia de ambiente e saúde**. (Report 52003DC0338, 0338). 2003.

COM. Committee on the Environment, Public Health and Consumer Policy of the European Parliament on the Commission Communication to the Council and European Parliament on the Community Strategy for Endocrine Disrupters. **Estratégia comunitária em matéria de desreguladores endócrinos – substâncias suspeitas de interferir com os sistemas hormonais dos seres humanos e dos animais**. (Report A5-0197/2000, 706 final). Bruxelas; 1999.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ (SANEPAR). **Manual técnico para utilização do lodo de esgoto no Paraná**. ANDREOLI, C.V; FERNANDES, F. PARANÁ. Curitiba, 96 p. 1997.

CONNELL, D.W; MILLER, G. J. **Chemistry and Ecotoxicology of Pollution**, 1 ed. New York, John Wiley & Sons. p.444, 1984.

CONRAD, R; GOODWIN, S; ZEIKUS, J.G. Hydrogen metabolism in a mildly acidic lake sediment (Knaack Lake). **FEMS Microbiol. Ecol.** v.45, p.243–249. 1987.

CONWAY, R. A. Introduction to environmental risk analysis. In: **Environmental Risk Analysis for Chemicals**. New York: van Nostand Reinhold Company, Chapter 1. P.1-30. 1982.

CORCIA, A; COSTANTINO, A; CRESCENZI, C; MARIMONI, E; SAMPERI, R. Characterization of recalcitrant intermediates from biotransformation of the branched alkyl side chain of nonylphenol ethoxylate surfactants. **Environmental Science Technology**, n.32, p.2401-2409, 1998.

COSTA, A.M. (coord.) *et al.* In: BRASIL. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **1º Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública**. 2ª ed. rev. Brasília: Funasa, 2006. p. 7-27. Acessado em: < <http://www.funasa.gov.br/> > Acesso em 14 de Abril de 2010.

COSTA, M.V; CHAVES, P.S.V; OLIVEIRA, F.C. Uso das Técnicas de Avaliação de Impacto Ambiental em Estudos Realizados no Ceará. In: INTERCOM – SOCIEDADE BRASILEIRA DE ESTUDOS INTERDISCIPLINARES DA COMUNICAÇÃO XXVIII CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DA COMUNICAÇÃO. Rio de Janeiro - UERJ – 5 a 9 de setembro de 2005.

COUTO, R.G. **Environmental impact assessment in environmental management with particular reference to Rio de Janeiro** – Brasil. Nottingham Institute of Planning Studies. University of Nottingham, 108pp. 1980.

CRUZ, L.F; SOUZA, W.G; SILVA, E.C; RUBIM, K, T; BRAGANÇA, M.C; ZANDONADE, E; AZEVEDO, S.M.F.O. Cianobactérias e cianotoxinas em lagoas de estabilização facultativas In: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, João Pessoa, (PB). Anais. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). 2002.

CSTE – Scientific committee on toxicity, ecotoxicity and the environment. **Two study reports on endocrine disrupters by WRc-NSF and BKH Consulting Engineers** - WRc-NSF Ref: UC 6052; BKH Ref: M0355037: Report: Brussels; (C2/GF/csteeop/ ED/12-131103D(03)). 2003.

CZEPIEL, P; CRILL, P; HARRISS, R. Nitrous Oxide Emissions from Municipal Wastewater Treatment. **Environ. Sci. Technol.** v. 29(9), pp 2352–2356. 1995.

DAMSTRA, T. Global Assessment of the state-of-the-science of Endocrine Disruptors. International Programme on Chemical Safety. **Organização Mundial da Saúde**, 2002.

DAUGHTON, C.G; TERNES, T. A. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? **Environmental Health Perspectives**, v.107, p.907-938, 1999.

DENG, Y; ZUO, Y. Factors affecting the levels of hydrogen peroxide in rainwater. **Atmos. Environ.** v. 33, p.1469. 1999.

DENSLOWA, N.D; GROSS, T; HOLM, S.E; KOCERHA, J; SEPÚLVEDA, M.S. Gene expression fingerprints of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) exposed to pulp and paper mill effluents. **Mutation Res.** v.552, p.19-34. 2004.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). **Síntese do relatório de situação dos recursos hídricos do Estado de São Paulo**. São Paulo: DAEE, 53p. 1999a.

DESBROW, C; ROUTLEDGE, E.J; BRIGHTY, G.C; SUMPTER, J.P; WALDOCK, M. Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 1. Chemical fractionation and in vitro biological screening. **Environmental Science and Technology**, v.32, n.11, p.1549- 1558, 1998.

DI BERNARDO, L. 1993. 1566f. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Rio de Janeiro: ABES. v.21. 1993.

DING, W.H; TZING, S.H.J.J. Analysis of nonylphenol polyethoxylates and their degradation products in river water and sewage effluent by gas chromatography–ion trap (tandem) mass spectrometry with electron impact and chemical ionization. **Journal of Chromatography A**, v.824, p.79-90, 1998.

DIONÍSIO, J.A. **Riscos biológicos na estação de tratamento de esgotos ETE-Belém, Curitiba – PR**. Monografia (especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho) - Instituto de Engenharia do Paraná/Universidade Federal do Paraná. CURITIBA. 2006.

DOCKERY D.W; POPE, C.A. Acute respiratory effects of particulate air pollution. **Annu Rev Public Health**. v.5, p.107-32. 1994.

DOMINICI, F; MCDERMOTT, A; DANIELS, M; ZEGER, S.L; SAMET, J.M. Revised analyses of the National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study: mortality among residents of 90 cities. **J Toxicol Environ Health A**. v.68(13-14), p.1071-92. 2005.

DOUWES, J; MANNETJE, A; HEEDERIK, D. Work-related symptoms in sewage treatment workers. **Ann. Agri. Environ. Medm**. 8.39-45. 2001.

DORABAWILA, N; GUPTA, G. Endocrine disrupter—estradiol—in Chesapeake Bay tributaries. **J. of Hazardous Materials**. v.A120, p.67–71. 2005.

DORN, P.B; CHOU, C.S; GENTEMPO, J.J. Degradation of bisphenol A in natural waters. **Chemosphere**, v.16, p.1501-1507, 1987.

EDEN – Endocrine Disrupter Research - **Assessment of Technologies for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse**. Executive summary: 2004.

ENVIRONMENT AUSTRALIA. **International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment – Environmental Permit System, Brazil.** Disponível em <http://www.ea.gov.au/assessments/eianet/eastudy/casestudies/studies/cs60.html>. Acessado em Agosto de 2010.

Environmental Protection Agency (EPA). **Solid Waste Managements and Green House Gases – A Life-Cycle Assessment of Emissions and Sinks**, US. EPA. 2002.

Environmental Protection Agency (EPA). **Turning a Liability into as asset: A Landfill Gas-to-energy Project Development Handbook**. 1996.

EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Municipal Wastewater Disinfection – Desing Manual**, EPA/625/1-86/021, Cincinnati, 247p. 1986.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência. 2 ed. Rio de Janeiro. Ed. Interciência: FINEP. P.575, 1998.

KAYE, R.; JIANG, K. Development of odour impact criteria for sewage treatment plants using odour complaint history. **Water Science Technology**, v.17, n.04, p.211-217, 2000.

KELLER, J., HARTLEY, K. Greenhouse gas production in wastewater treatment: Process selection is the major factor. **Water Science & Technology**, 47/12, 43-48. 2003.

FARRÉ, M; PETROVIC, M; BARCELÓ, D. Recently developed GC/MS and LC/MS methods for determining NSAIDs in water samples. **Analytical & Bioanalytical Chemistry**, v.387, p.1203-1214, 2007.

FERNANDES, C. **Esgotos sanitários**. João Pessoa: Editora da UFPb, 1997.

FOLMAR, L.C; HEMMER, M; HEMMER, R; BOWMAN, C; FROLL, K; DENSLOW, N.D. Comparative estrogenicity of estradiol, ethynyl estradiol and diethylstilbestrol in an in vivo, male sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*), vitellogenin bioassay. **Aquatic Toxicology**, v.49, p.77-88, 2000.

FREIRE, R.S; PELEGRINE, R; KUBOTA, L.F; DURAN, N. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, v. 23(4): p.504-511. 2000.

FREITAS, A.H.A. **Gestão ambiental com auxílio de avaliação integrada de riscos**. 2006. Dissertação (Mestre em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo 2006.

GHISELLI, G. **Avaliação da Qualidade das Águas Destinadas ao Abastecimento Público na Região de Campinas: Ocorrência e Determinação dos Interferentes Endócrinos (IE) e Produtos Farmacêuticos e de Higiene Pessoal (PFHP)**. Tese (Doutorado em química analítica) – Instituto de Química, UNICAMP, Campinas, Brasil, 2006.

GHISELLI, G; JARDIM, W. Interferentes endócrinos no meio ambiente. **Quim. Nova**. v.30, n.º 3, p.695-706. 2007.

GIERGER, H. **Snadfange fur Abwasserklanranlagen. Archivfur Wasserwirtschaft des Reichsuerbandes des Deutschen Wasserwirtschaft E.V., Arbeitskreis, Wasserwirtschaft**. In: NSBDT, n.58. (Translated to English for the American Public Works Association by Patricia Ure Petersen). 1942.

GILPIN, A. Environmental Impact Assessment (EIA). Cambridge: **Cambridge University Press**, p.1-73; 169-179. 1995.

GODISH, T. **Air Quality**, 1 ed. Michigan, Lewis Publishers. 1991.460p.

GOGATE, P.R; PANDIT, A.B. A review of imperative technologies for wastewater treatment II: hybrid methods. **Advances in Environment Research**, v.8: p.553-597. 2004.

GOLDBERG, E.D. Emerging problems in the coastal zone for the twenty-first century. **Marine Pollution Bulletin**, v.31(4-12), p.152-158. 1995.

GÓMEZ, M; GARRALÓN, G; PLAZA, F; VÍLCHEZ, R; HONTORIA, E; GÓMEZ, M.A. Rejection of endocrine disrupting compounds (bisphenol A, bisphenol F and triethyleneglycol dimethacrylate) by membrane Technologies. **Desalination**. v.212, p.79-91. 2007.

GONÇALVES, R.F; LUDUVICE, M; VON SPERLING, M. Remoção da umidade de lodos de esgotos. In: VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F. (Ed.) **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: DESA-UFMG. p.159-259. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.6). 2001.

GONÇALVES, R.F; SILVA, V.V; TAVEIRA, E.J.A; OLIVEIRA, F.F. Processo físico químico compacto para readaptação de ETE's com lagoas de estabilização inseridas em áreas sensíveis a eutrofização. In: **XXVII Congresso interamericano de Engenharia sanitária e Ambiental**, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). 2000.

GONZÁLES, S; PETROVIC, M; BARCELÓ, D. Simultaneous extraction and fate of linear alkylbenzene sulfonates, coconut diethanol amides, nonylphenol ethoxylates and their degradation products in wastewater treatment plants, receiving coastal waters and sediments in the Catalanian area (NE Spain). **Journal of Chromatography A**, v.1052, p.111-120, 2004.

GONZÁLES, S; PETROVIC, M; BARCELÓ, D. Simultaneous extraction and fate of linear alkylbenzene sulfonates, coconut diethanol amides, nonylphenol ethoxylates and their degradation products in wastewater treatment plants, receiving coastal waters and sediments in the Catalanian area (NE Spain). **Journal of Chromatography A**, v.1052, p.111-120, 2004.

GOSTELOW, P. E PARSONS, S.A. Sewage treatment works measurement. **Water Science & Technology**, v.41(6), p.33-40. 2000.

GOSTELOW, P; PARSONS, S.A. e COOB, J. Development of na odorant emission model forsewage treatment works. **Water Science & Technology**, v.44(9), p.181-188. 2001b.

GOSTELOW, P; PARSONS, S.A. e STUETZ, R.M. Odour Measurements for sewage treatment works. **Water Reasearch**, v.35(3), p.579-597. 2001a.

GRADY JR, C.P.L; LIN, H.C. Biological wastewater treatment. **Pollution engineering and technology**, New York: Marcel Decker, inc, 963p. 1980.

GUIMARÃES, G.P. e MELLO, W.Z. Fluxos de óxido nitroso na interface ar-mar na Baía de Guanabara. **Quim. Nova**, v. 31, no. 7, p.1613-1620, 2008.

GUIMARÃES, L.S. **Gerenciamento de Riscos e Segurança de Sistemas**. São Paulo, 2003.

GUPTA, A; FLORA, J; GUPTA, M; SAYLES, G.D; CUIDAN, M.T. Methanogenesis and sulfate reduction in chemostats—I. Kinetic studies and experiments. **Water Res.** v.28 (4), p.781–793. 1994.

GURNHAM, C.F. Industrial Wastewater Control, 1ed. New York, **Academic Press**, 1965.

GRACIOLI, C. ROSA. **Impactos ambientais na micro-bacia do rio Vacacaí-mirim em Santa Maria – RS**. 2005. 136 f. Dissertação (Mestre em engenharia florestal) – Centro de ciências rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 2005

HASSEMER, M.E.N. **Tratamento de efluente têxtil: processo físico-químico com ozônio e floculação em meio granular**. 2000. 151 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

HEITZMANN JUNIOR, F. J. **Alterações na composição do solo nas proximidades de depósitos de resíduos domésticos na Bacia do Rio Piracicaba**. São Paulo, Brasil. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 1999. (Síntese de Tese, n. 9).

HELFAND, W.H; LAZARUS, J; THEERMAN, P. Donora, Pennsylvania: an environmental disaster of the 20th century. **Am J Public Health**. v.91(4), p.553. 2001.

HEMMING, J.M; ALLEN, H.J; THUESEN, K.A; TURNER, P.K; WALLER, W.T; LAZORCHAK, J.M. Temporal and spatial variability in the estrogenicity of a municipal wastewater effluent. **Ecot. and Environ. Safety**. v.57, p.303–310. 2004.

HERMIA, J. Analyse olfactive : du nez humain au nez électronique. In : **CONGRÉS INTERNATIONAL SUR LA CARACTERIZATION ET LE CONTRÔLE DES EMISSIONS D'ODEURS ET DE COV**, 4, Québec – Canadá. p.1 – 20, 1997.

HESPANHOL, I. **Cinética da floculação de suspensões coloidais com polieletrólitos naturais**. 1982. Tese (Livre Docência) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1982.

HIRSCH, R; TERNES, T. A; HABERER, K; KRATZ, K.L. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. **Science of Total Environment**, v.225, p.109-118, 1999.

HO, J. Future of biological aerosol detection. **Analytica Chimica Acta**, v.457, p.125–148, 2002.

HOEK, G; BRUNEKREEF, B; GOLDBOEHM, S; FISCHER, P; VAN DEN BRANDT, P.A. Association. between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. **Lancet**. v.360(9341), p.1203-9. 2002.

HOLLAND, M. & WATKISS, P. Benefits Table Database - **Estimates of the marginal external costs of air pollution in Europe**. Disponível em: <http://europa.eu.int>. Acesso em 15 de Setembro de 2010.

HOSPER, S.H. Stable states, buffers and switches: An ecosystem approach to the restoration and management of Shallow Lakes in the Netherland. In: Eutrophication Research – State of the art: Input, Process, Effects, Modelling, Management. **Water Science &Tecnology**. v. 37, n.3, p.151- 164. 1998.

HSU, P; GUO, Y.L; LI, M. Effects of acute postnatal exposure to 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl on sperm function and hormone levels in adult rats. **Chemosphere**. v.54, p.611-618. 2004

HUANG, C. P; DONG, C; TANG, Z. Advanced chemical oxidation: its present role and potential future in hazardous waste treatment. **Waste Management**, v.13: 361-377. 1993.

HUANG, C.R; SHU, H.Y. The reaction kinetics, decomposition pathways and intermediate formations of phenol in ozonation, UV/O<sub>3</sub> and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes. **Journal of Hazardous Materials**, v.41: 47-64. 1995.

HUERTA-FONTELA, M; GALCERAN, M.T; VENTURA, F. Ultraperformance liquid chromatography-tandem mass spectrometry analysis of stimulatory drugs of abuse in wastewater and surface waters. **Analytical Chemistry**, v.79, p.3821-3829, 2007.

HUGHES, K.A. Aerial dispersal and survival of sewage-derived faecal coliforms in Antarctica. **Atmospheric Environment**. v.37, p.3147–3155, 2003.

HVITVED-JACOBSEN, T. **Sewer processes: Microbial and chemical process Engineering of sewer network**. CRC Press, USA. 2002. 256p.

HYNES, H.B.N. **Ecology and The Industrial Society**. 1 ed. New York , John Wiley & Sons, 1970.

IMHOFF, K; IMHOFF, K.R. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias**. 26 ed. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda., 301 p. 1986.

INHABER, H. **Energy Risk Assessment**. New York: Gordon and Breach Science Publishers, Inc., P.1-54. 1982.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **The Science of Climate Change - Sumary for Policymakers**, Office Graphics Studio, Madrid. 1995.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Guidelines for National Greenhouse Inventories: Reference Manual** (Vol.3). 1996. Disponível em: <http://www.ipcc-ngip.iges.or.jp/public/gl/invs6>. Acesso em 16/03/2010.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Revised 1996 IPCC **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, vol. 1. IPCC/OECD/IEA, Paris, France. 1997.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Good practice guidance and uncertainly management in national greenhouse gas inventories**, IPCC/IGES, Chapter 5: waste emission from wastewater handling, pp. 5.5–5.32 (printed in Japan). 2000.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change: the scientific basis**. HOUGHTON, J.T. *et al.* Cambridge University Press, p.881, 2001.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **The Scientific Basis: Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. New York, 2001.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Disponível em: </http:// [www.ipcc.ch/pub/guide.htm](http://www.ipcc.ch/pub/guide.htm)>. Acessado em 05 de Fevereiro de 2010. 2002.

IPCS; Global Assessment of the :**State- of- the – Science of Endocrine Disrupors, International Programme on Chemical Safety Report** WHO/PCS/EDC/02.2, World Health Organization (WHO), Geneva, Switzerland; Damstra, T.; Barlow, S.; Bergmna, A.; Kavlock, R.; Van Der Kraak, G., eds.; 2002.

IVENS, U.I; BREUM, N.O; EBBEHOJ, N; NIELSEN, B.H; POULSEN, O.M; WURTZ, H. Exposure–response relationship between gastrointestinal problems among waste collectors and bioaerosol exposure. **Scand J Work Environ Health**. v.25, p.238–45. 1999.

JEMBA, P.K. Excretion and ecotoxicity of pharmaceutical and personal care products in the environment. **Ecotoxic. and Environ. Safety**. v.63, p.113–130. 2006.

JOHNSON, A.C; BELFROID, A; DI CORCIA, A. Estimating steroid oestrogen inputs into activated sludge treatment works and observations on their removal from the effluent. **The sc. of the total environment**.v.256, p.163-173. 2000.

JONSSON, C.M. e MAIA, A.H.N. Avaliação da toxicidade do lodo de esgoto de duas estações de tratamento para o invertebrado aquático *daphnia similis*. **Pesticidas: r. ecotoxicologia e meio ambiente**. Curitiba, v. 17, p. 1-8 jan./dez. 2007

JORDÃO, E. P. e PESSOA, A. C. Tratamento de esgotos domésticos, concepções clássicas de tratamento de esgotos, 2ª edição. **CETESB**, São Paulo, 1995, 544p.

JØRGENSEN, S.E; HALLING-SØRENSEN, B. Drugs in the Environment. **Chemosphere**, v.40, p.691-699, 2000.

JUCÁ, J. F. T.; MONTEIRO, V. E. D; OLIVEIRA, F. J. S.; MACIEL, F. J. Avaliação ambiental do aterro de resíduos sólidos da Muribeca. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL/REGEO'99, 4., 1999, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: Instituto Tecnológico de Aeronáutica, 1999. p. 419-446.

JÚNIOR, A.N.M; CRAPEZ, M.A; BARBOZA, C.D.N. Impact of the Icarai Sewage Outfall in Guanabara Bay, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.49(4): p.643-650. 2006

KOLLER, L. R. Ultraviolet Radiation. **John Wiley & Sons**, 220 p. 1952

KAMPSCHREUR, M.J; TEMMINK, H; KLEEREBEZEM, R; JETTEM, M.S.M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. **Water Res.** v.43(17), p.4093-4103. 2009.

KANETOSHI, A; OGAWA, H; KATSURA, E; KANESHIMA, H; MIURA, T. Formation of polychlorinated dibenzo-para-dioxins upon combustion of commercial textile products containing 2,4,4'-trichloro-2'-hydroxydiphenyl ether (Irgasan DP300). **Journal of Chromatography A**, v.442, p.289-299, 1988.

KANTIN, R. E BAUMGARTEN M.G.Z. Observações hidrográficas no estuário da Lagoa dos Patos: distribuição e flutuações dos sais nutrientes. **Atlântica**, v.5. p.76-92. 1981.

KARL, U.R. A low-cost approach to tackling odours. **Water Quality International**, Janeiro/fevereiro, 28-31p. 1999.

KATSOUYANNI, K; TOULOUMI, G; SAMOLI, E; GRYPARIS, A; LE TERTRE, A; MONOPOLIS, Y. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. **Epidemiology**. v.12(5), p.521-31. 2001.

KIMURA, K; TOSHIMA, S; AMY, G; WATANABE, Y. Rejection of neutral endocrine disrupting compounds (EDCs) and pharmaceutical active compounds (PhACs) by RO membranes. **Journal of Membrane Science**, v.245, p.71-78, 2004.

KLAIS, O. Hydrogen peroxide decomposition in the presence of organic material: A case study. **Thermochim. Acta**. v.225(2), p.213-222. 1993.

KOLÁR, M; URBÁNEX, K; LÁTAL, T. Antibiotic selective pressure and development of bacterial resistance. **International Journal of Antimicrobial Agents**, v.15, n.5, p.357-363, 2001.

KRAJEWSKI, J.A; CYPROVISKI, M; SZYMCZAC, M; GRUCHALA, J. Health complaints from workplace exposure to bioaerosols: a questionnaire study in sewage workers. **Ann Agric Environ Med**. v.11, p.199–204. 2004.

KRISHNA, A. K.; GOVIL, P. K. Heavy metals contamination of soil around Pali Industrial Area, Rajasthan, Índia. **Environmental Geology**, n. 47, p.38-44, 2004.

KUMAR KHANAL, S; HUANG, J. Effect of high influent sulfate on anaerobic wastewater treatment. **Water Environ. Res**. v.77 (7), p.3037–3050. 2005.

KUPCHELLA, C. E; HYLAND, M. C. **Environmental Science**, 3 ed. New Jersey, Prentice Hall, 1993.

KURTZ, F. CHARÇÃO. **Valoração econômica e ambiental pelo uso da água como ferramenta para gestão de recursos hídricos**. 2004. 191 f. Tese (Doutorado em engenharia agrícola) - Centro de ciências rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 2004.

LA ROVERE, E. L; D'AVIGOGNON, A; PIERRE, C.V; KLIGERMAN, D.C; SILVA, H.V.O; BARATA, M.M.L. E MALHEIROS, T.M.M. **Manual de Auditoria Ambiental para Estações de Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro. Qualitymark. 145p. 2002.

LAITINEN, S; KANGAS, J; KOTIMAA, M; LIESIVUORI, J; MARTIKAINEN, P.J; NEVALAINEN, A; SARANTILA, R; HUSMAN, K. Worker's exposure to airborne bacteria and endotoxins at industrial wastewater treatment plants. **Am Ind Hyg Assoc J**. v.55, p.1055–60. 1994.

LAMPARELLI, M.C. 2004. **Graus de Trofia em corpos d'água do estado de São Paulo. Avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutor em ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LANGFORD, K.H; SCRIMSHAWA, M.D; BIRKETT, J.W; LESTER, J.N. Degradation of nonylphenolic surfactants in activated sludge batch tests. **Water Research**, v.39, p.870-876, 2005.

LARA, A.I., ANDREOLI, C.V., PEGORINI, E.S. **Avaliação dos impactos ambientais e monitoramento da disposição final do lodo**. In: ANDREOLI, C.V., VON SPERLING, M., FERNANDES, F. Princípios de tratamento biológico de águas residuárias. Vol.6. Lodo de esgotos. Tratamento e disposição final. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR. 2001. 484p.

LARA-GONZALEZ, S.A. MSc Thesis, Universidad de Chile, 129pp. 2003.

LARSSON, D.G.J; ADOLFSSON-ERICI, M; PARKKONEN, J; PETTERSSON, M; BERG, A.H; OLSSON, P.E; FÖRLIN, L. Ethinyloestradiol — an undesired fish contraceptive? **Aquatic Toxicology**, v.45, p.91-97, 1999.

LEE, B; AKATSUKA, Y; KAMATA, M; KAMEI, T; MAGARA, Y; OHNO, K; TAKEDA, M. Effects of chlorine on the decrease of estrogenic chemicals. **Wat. Research**. v.38, p.733-739. 2004.

LEE, H, PEART, T.E, SVOBODA, M.L. Determination of endocrine-disrupting phenols, acidic pharmaceuticals and personal-care products in sewage by solid-phase extraction and gas chromatography-mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v.1094, p.122-129, 2005.

LEITE, G.S. **Caracterização, por Espectrometria de Massas, dos Micropoluentes Presentes no Esgoto Bruto e nos Efluentes de um Sistema de Tratamento Combinado Anaeróbio-Aeróbio**. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental) - Programa de Pósgraduação em Engenharia Ambiental (Pro-água), Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Minas Gerais. 2008.

LEOPOLD,L.B, CLARK,F.F, HANSHAW,B.B, BALSLEY,J.R. **A procedure for evaluating environmental impact**, US Geological Survey Circular 645. Department of the Interior, Washington, DC, USA.1971

LEUSCH, F.D.L; CHAPMAN, H.F; VAN DEN HEUVEL, M.R; TAN, B.L.L; GOONERATNE, S.R; TREMBLAY, L.A. Bioassay-derived androgenic and estrogenic activity in municipal sewage in Australia and New Zealand. **Ecot. and Environmental Safety**. v.65, p.403–411. 2006.

LEXMOND, M.J; ZEEMAN, G. **Potential of controlled anaerobic wastewater treatment in order to reduce the global emissions of the greenhouse methane and carbon dioxide.** Report No. 95-1, Department of Environment Technology, Agricultural University of Wageningen, The Netherlands, 86pp. 1995.

LILIAMTIS, T.B. 2007. **Avaliação da adição de nitrato de amônio para redução de odor nos esgotos de Pereira Barreto- SP: reflexos na qualidade da água do reservatório de Três Irmãos, após dez anos de aplicação.** Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo. 2007.

LILIAMTIS, T.P; MANCUSO, P.C.S. A geração de maus odores na rede coletora de esgotos do município de Pereira Barreto: um problema de saúde pública. **Saúde e Sociedade**, v.12, n.2, p.86-93, jul-dez 2003.

LILIAMTIS, T. B. MANCUSO, P. C. S. A aplicação de nitrato de amônio para o controle de odores em sistemas de coleta de esgotos sanitários. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, nº 2, 37-45. 2004.

LIMA, A.F. **Problemas da Engenharia Sanitária.** Ed. Universitária UFPE, Recife, PE. Cap. 25, p. 272-279. 1993.

LIMA, G.B.A. **Uma abordagem multicritério para a avaliação do grau de risco dos ramos econômicos.** 2000. Tese (Doutorado em Engenharia) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2000.

LIMA, M.O; AISSE, M.M. Projeto, construção e monitoramento de reatores de ozonização para desinfecção de efluentes sanitários. Curitiba : **Pontifícia Universidade Católica do Paraná**, 33 f. 2003.

LIND, P.M; ERKISEN, E.F; LIND, L; ÖRBERG, J; SAHLIN, L. Estrogen supplementation modulates effects of the endocrine disrupting pollutant PCB126 in rat bone and uterus. Diverging effects in ovariectomized and intact animals. **Toxicology**. v.199, p.129–136. 2004.

LOMBORG, B. **The Sceptical Environmentalist: Measuring the Real State of the World**. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 2001.

LORENZI, A.S. 2004. **Abordagens moleculares para detectar cianobactérias e seus genótipos produtores de microcistinas presentes nas represas Billings e Guarapiranga, São Paulo, Brasil**. Dissertação (Mestrado) - Centro de Energia Nuclear na agricultura CENA – Universidade de São Paulo. 2004.

LOVLEY, D.R; DWYER, D.F; KLUG, M.J. Kinetic analysis of competition between sulfate reducers and methanogens for hydrogen in sediments. **Appl. Environ. Microbiol.** v.43, p.1373–1379. 1982.

LOW E.W; CHASE H.A. Reducing production of excess biomass during wastewater treatment. **Water Res.** v.33(5), p.1119–32. 1999.

LUKACHKO, A.M.P.H. **Endocrine Disrupters: A Scientific Perspective**. The American Council on Science and Health , 1999.

LYKO, S; SALEHI, F; MELIN, T. Mass transfer of trace contaminants in porous and dense membranes effects of water matrices. **Desalination**. v.199, p.315–316. 2006.

MA, T; WAN, X; HUANG, Q; WANG, Z; LIU, J. Biomarker responses and reproductive toxicity of the effluent from a Chinese large sewage treatment plant in Japanese medaka (*Oryzias latipes*). **Chemosphere**. v.59, p.281–288. 2005.

MAASDAM, CLAASEN, T.H.L. Trends in water quality and algal growth in Shallow Frisian Lakes, The Netherlands. In: Eutrophication Research – State of the art: Input, Process, Effects, Modelling, Management. **Water Science & Technology** v. 37, n.3, p. 177- 184. 1998.

MACKENZIE, F. **Our Changing Planet**. An Introduction to Earth System Science and Global Environmental Change, second ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, 486pp. 1998.

MAHAR S; REYNOLDS, S.J; THORNE, P.S. Worker exposures to particulates, endotoxins, and bioaerosol in two refuse-derived fuel plants. **Am Ind Hyg Assoc J.** v.60, p.679–83. 1999.

MANN, M.E; e JONES, P.D. Global surface temperatures over the past two millennia. **Geophys. Res. Lett.** v.30, p.1820–1823. 2003.

MANN, M.E; RUTHERFORD, S; BRADLEY, R.S; HUGHES, M.K; KEIMIG, F.T. Optimal surface temperature reconstructions using terrestrial borehole data. **J. Geophys. Res.** v.108, p.4203–4213. 2003.

MARA, D. D.; SILVA, S. A. Sewage Treatment in Waste Stabilization Ponds: recent research in Northeast Brazil. **Wat.Sci.Tech.**, v.11 .n1/2.p.341-344.1996.

MARANGHI, F; RESCIA, M; MACRÌC, C; CONSIGLIO, E; ANGELIS, G; TESTAI, E. Lindane may modulate the female reproductive development through the interaction with ER- $\alpha$ : an in vivo–in vitro approach. **Chemico-Biol Interactions.** v.169, p.1–14. 2007.

MARGULIS, S. **Meio Ambiente: Aspectos Técnicos e Econômicos**, IPEA/PNUD, 1 ed. Rio de Janeiro, 1990.

MARICATO, E. **Brasil, cidades: alternativas para a crise urbana**. Petrópolis, R.J.: Editora Vozes, 2001.

MARTIN, G. e LAFFORT, P. **Odeus et Désodorization dans l'Environnement**. 1 ed. Tec & Doc Lavoisier, Paris, 425 pp.1991.

MARTIN-SKILTON, R; COUGHTRIE, M.W.H; PORTE, C. Sulfotransferase activities towards xenobiotics and estradiol in two marine fish species (*Mullus barbatus* and *Lepidorhombus boscii*): Characterization and inhibition by endocrine disrupters. **Aq. Toxicology**. v.79, p.24–30. 2006.

MARTINS, M. Soares A.R.L, Moura M.A.S, Borborema C.A.B. Perfil parasitológico no bairro Parque das Nações, Manaus-AM, Atendido pelo Médico da Família. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**: Fundação de Medicina Tropical, v. 34, n.1 (Supl.), p. 394. 2001.

MATTOS, I.L; SHIRAIISHI, K.A; BRAZ, A.D; FERNANDES, J.R. Peróxido de hidrogênio: importância e determinação. **Química Nova**, 26(3): 373-380. 2003.

MCALLISTER, B.G; KIME, D.E. Early life exposure to environmental levels of the aromatase inhibitor tributyltin causes masculinisation and irreversible sperm damage in zebrafish (*Danio rerio*). **Aq. Toxicology**. v.65, p.309–316. 2003.

McKEON, D.M; CALABRESE, J.P; BISSONNETTE, G.K. Antibiotic resistant gram-negative bacteria in rural groundwater supplies. **Water Research**, v.29, n.8, p.1902-1908, 1995.

MEDEIROS, M. L. B. *et. al.* Aspectos Sanitários. In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNADES, F. (org.) **Reciclagem de biossólidos: Transformando problemas em solução**. 2ª ed. Curitiba: Sanepar, Finep, p. 126-175. 2001.

MENDES, A. VIEIRA. **Impacto ambiental em local de acidente provocado por rompimento de tubulações forçadas – estudo de caso**. 2004. 109 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Florestal). Centro de ciências rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 2004.

MENDES, R. Aspectos históricos da patologia do trabalho. In: \_\_\_\_\_. **Patologia do trabalho**. Rio de Janeiro: Atheneu, 1995.

METCALF, L; EDDY, H.P. **Tratamiento y depuración de las águas residuales. Tradução de Wastewater Engineering: collection, treatment and disposal**. Barcelona (Espanha): Labor, p. 837. 1977.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 4.Ed. New Delhi, Tata Mc Graw-Hill. 920p. 2003.

MELLO-DA-SILVA, C. A.; FRUCHTENGARTEN, L. Riscos químicos ambientais à saúde da criança. **Jornal de Pediatria**. Sociedade Brasileira de Pediatria, Supl/S205. 2005

MELO, S.A.S.; TROVÓ, A.G.; BAUTITZ, I.R.; NOGUEIRA, R. F. P. Degradação de fármacos residuais por processos oxidativos avançados. **Química Nova**, 32, 188-197, 2009.

MIGUEL, A.R; BEVILACQUA,N; GUERRA,P.A.D.V; BAPTISTELLI,S.C. Tratamento de águas residuárias domésticas. In: ROMÉRO,M.A.; PHILIPPI JR.,A.; BRUNA,G.C. **Panorama ambiental da metrópole de São Paulo**. São Paulo: Signus, p. 77-87, 96-103. 2004.

MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE, DOS RECURSOS HÍDRICOS E DA AMAZÔNIA LEGAL (MMA). **Avaliação de Impacto Ambiental: Agentes Sociais, Procedimentos e Ferramentas**. IBAMA, Brasília, 134 p. 1995

MIKI, M.K. **Utilização de polímeros para condicionamento de lodo de ETE para desidratação em filtro prensa de placas**. 1998. 405p. 2v. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1998.

MOMENTI, T. **Processo anaeróbio conjugado com Processos Oxidativos Avançados (POA) no tratamento dos efluentes do processo industrial de branqueamento da polpa celulósica**. Tese (Doutorado em engenharia). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 2006.

MONTSORIU, J.D.T. **Ingeniería Sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales**. 2ª edição. Barcelona: Editorial Labor, S. A., p. 1, 12, 13, 133. 1985.

MORAES I. P.Redução do odor através da Aplicação de Nitrato de Amônio. **Anais do XVII Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental**, ABES, Natal, RN, p.110-123, set. 1993.

MORAES, D.S.L; JORDÃO,B.Q. Degradação de recursos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Rev. Saúde Pública**, v.36, n. 3, p.370-374, 2002.

MORAES, H.T.N; BURNETT, J.A.B; ORNELAS, R.B. Fontes de odores na estação de tratamento de esgoto do DF. Anais eletrônico-CD do **XXVII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. 1999.

MORAES, H.T.N; BURNETT, J.A.B; ORNELAS, R.B; FILHO, A.C.T.P. Fontes de Odores nas Estações de Tratamento de Esgoto do DF. **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES** - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre. Anais. ABES, Ref. II-018. 2000.

MOREIRA, D. S. 2008. **Desenvolvimento de Metodologia Analítica por Cromatografia/ Espectrometria de massas para avaliação da ocorrência de Perturbadores Endócrinos em Mananciais de Abastecimento na Região Metropolitana de Belo Horizonte**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Brasil, 2008.

MORRIS, P. e THERIVEL, R. **Methods of Environmental Impact Assessment: the natural and built environmental** series 2. Londres:UCL Press Limited, 378 p. 1995.

MOSS, B. The E numbers of eutrophication – errors, ecosystem economics, eventualities, environment and education. In: Eutrophication Research – State of the art: Input, Process, Effects, Modelling, Management. **Water Science & Technology**. v.37 n°. 3 p. 75-84. 1998.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**, 1 ed. Rio de Janeiro, ABES, 1997.

MOTA, S. **Introdução a engenharia ambiental**. 2º Ed. Rio de Janeiro. ABES. 2000.

MOTTA, S. Saneamento. In: Rouquayrol, M.Z. **Epidemiologia & Saúde**. 4.ed. Rio de Janeiro: MEDS, cap.12, p.343-364. 1993.

NARKIS, NAVA. **Chlorine Dióxide Disinfection at Each Stage of Advanced Physico-Chemical Treatment of Effluents**. Environmental and Water Resources Engineering, Technion Israele Institute of Tecnology, Technion City, Haifa , Israel - 1986.

NARKIS, NAVA. The use of Chlorine Dióxide Desinfection of Wastewater. In. Water Chorination, **Chemistry Environmental Impact and Health Effects**. R.E. Jolly, ed Lewis Publ. Vol. 6, Chap.73, 955-966. 1987.

NEWBOLD, R.R; HASEMAN, J; JEFFERSON, W.N; PADILLA-BANKS, E. Developmental exposure to diethylstilbestrol (DES) alters uterine response to estrogens in prepubescent mice: low versus high dose effects. **Reprod. toxicology**. v.18, p.399-406. 2004.

NIENCHESKI, L.F. e WINDOM, H.L. Nutrient flux and budget in Patos Lagoon estuary. **Science of the Total Environment**, 149(1-2), p.53-60. 1994.

NIMROD, A.C; BENSON, W.H. Environmental estrogenic effects of alkylphenol ethoxylates. **Critical Reviews in Toxicology**, v.26, n°3, p.335-364, 1996.

NOGUEIRA, J,M,F. Desreguladores endócrinos - efeitos adversos e estratégias para monitorização dos sistemas aquáticos. **Bol. sociedade portuguesa de química**. v.88, p.65-71. 2003.

NORWAY. **Journal of Chromatography A**, v.1115, p.187-195, 2006.

NRIAGU, J.O; PACYNA, J.M. Quantiative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. **Nature (London)**. v.333, p.134-139. 1988.

OGERA, R.C; PHILIPPI JR., A. Estudo comparativo da gestão municipal estadual de serviços de água e esgoto. In: ROMÉRO, M. A.; PHILIPPI JR., A.; BRUNA, G. C. **Panorama ambiental da metrópole de São Paulo**. São Paulo: Signus, p. 545-552. 2004.

OLIVEIRA, A.S. **Tratamento de esgoto pelo sistema de lodos ativados no Município de Ribeirão Preto, SP: Avaliação da remoção de metais pesados**. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto. 2006.

OLIVEIRA, C. 1998. **Avaliação do potencial de contaminação de dois solos agrícolas com lodo de esgoto enriquecido com cádmio, chumbo e zinco**. Tese (doutor em agronomia) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, RJ. 1998.

OLIVEIRA, S.M.A.C; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 – análise de desempenho. **Eng. sanit. ambient.** v.10 (4), p.347-357. 2005.

OREMLAND, R; POLCIN, S. Methanogenesis and sulfate reduction: competitive and noncompetitive substrates in estuarine sediments. **Appl. Environ. Microbiol.** v.44 (6), p.1270–1276. 1982.

ORVOS, D. R; VESTEER, D.J; INAUEN, J; CAPDEVIELLE, M; ROTHENSTEIN, A; CUNNINGHAM, V. Aquatic toxicity of triclosan. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.21, n°7, p.1338-1349, 2002.

OUTWATER, A.B. Reuse of sludge and minor wastewater residuals. **S.L.: Lewis Publishers**, 179p.1994.

PARKER, W.J; HALL, E.R; FARQUHAR, G.J. Evaluation of dechlorination mechanisms during anaerobic fermentation of bleached kraft mill effluent. **Water Research**, 27(8): 1269-1273. 1993.

PEREIRA, L.C.C; JIMENEZ, J.A; KOENING, M.L; FERNANDO, N.F.P; MEDEIROS, C; COSTA, R.M. Effect of coastline properties and wastewater on plankton composition and distribution in a stressed environment on the north coast of Olinda-PE (Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.48(6), p.1013-1026. 2005.

PERMAN, R.; MA, Y.; MCGILVRAY, J.; COMMON, M. **Natural resource & environmental economics** . 2.ed. Inglaterra: Longman, 1999.

PESSOA,C.A; JORDÃO, E.P. - **Tratamento de Esgotos Domésticos**, 4a. Ed. Rio de Janeiro, ABES, 2009.

PETROVIC, M; GROS, M; BARCELÓ, D. Multi-residue analysis of pharmaceuticals in wastewater by ultra-performance liquid chromatography–quadrupole–time-of-flight mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v.1124, p.68-81, 2006.

PIERRE,C.V; DORIA, R.A.Q. Análise de Viabilidade Econômica do Aproveitamento de Biogás Gerado em um Reator Anaeróbio, in: **18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, 11 p., Salvador, BA(1995),

POMEROY, R. D. Biological treatment of odorous air. **Jornal WPCF**, v.54 (11), p.1543-1545. 1992.

PONSONI, K; MINGIREANOV, T,R; RADDI, M.S.G. Dispersão de bioaerossóis por aeradores em uma estação de tratamento de esgoto sanitário. **Rev Ciênc Farm Araraquara**. 25. P.115-8. 2004.

POPE, C.A; BURNETT, R.T; THURSTON, G.D; THUN, M.J; CALLE, E.E; KREWSKI, D. Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. **Circulation**. v.109(1), p.71-7. 2004.

POPE, C.A; DOCKERY, D.W; SCHWARTZ, J. Review of epidemiological evidence of health effects of particulate air pollution. **Inhal Toxicol**.v.7, p.1-18. 1995.

POPE, C.A; MUHLESTEIN, J.B; MAY, H.T, RENLUND, D.G; ANDERSON, J.L; HORNE, B.D. Ischemic heart disease events triggered by short-term exposure to fine particulate air pollution. **Circulation**. v.114(23), p.2443-8. 2006.

PRADO, G.S. 246p. 2006.**Concepção e estudo de uma unidade compacta para tratamento preliminar de esgoto sanitário composta por separador hidrodinâmico por vórtice e grade fina de fluxo tangencial**.Tese (doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Paulo 2006.

PRADO, G.S; CAMPOS, J.R. Determinação da quantidade de areia no esgoto sanitário: metodologia e estudo de caso. **Revista engenharia sanitária e ambiental**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. v.13,n3. 2008.

QUASIM, S.R. **Waste Treatment Plants, Planning, Design, and Operation**. 2 ed. Press. CRC Press. p.1107. 1999.

RADJENOVIC, J; PETROVIC, M; BARCELÓ, D. Analysis of pharmaceuticals in wastewater and removal using a membrane bioreactor. **Analytical & Bioanalytical Chemistry**, v.387, p.1365-1377, 2007.

RAJ, C.B.C; QUEN, H.L. Advanced oxidation process for wastewater treatment: optimization of UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> process through statistical technique. **Chemical Engineering Science**, 60: 5305–5311. 2005.

REEDERS, H. H; BOERS, P.C.M; VAN DER MOLEN, D.T; HELMERHORST, T.H . Cyanobacterial dominance in the lakes Veluwemeer and Worlderwijd, the Netherlands. In: Eutrophication Research – State of the art: Input, Process, Effects, Modelling, Management. **Water Science &Tecnology**. v. 37, n.º 3, p.85- 92. 1998.

REIS FILHO, R.W; ARAÚJO, J.C; VIEIRA, E.M. Hormônios sexuais estrógenos: contaminantes bioativos. **Quim. Nova**. v.29 (4), p.817-822. 2006.

REMPEL, M.A; REYES, J; STEINERT, S; HWANG, W; ARMSTRONG, J; SAKAMOTO, K. Evaluation of relationships between reproductive metrics, gender and vitellogenin expression in demersal flatfish collected near the municipal wastewater outfall of Orange County, California, USA. **Aq. Toxicology**.v.77, p.241–249. 2006.

RENOU, S; THOMAS, J.S; AOUSTIN, E; PONS, M.N. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. **Journal of Cleaner Production**, v.(16), p.1098-1105. 2008.

RIBEIRO, L.F; FASANARO, R; LAPOLLI, F.R. Dióxido de Cloro: suas características e aplicação na desinfecção de águas residuárias. **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000.

RICHARDSON, S.D; THRUSTON, J.R; COELLETTE, T. Multispectral Identification of Chlorine Dióxide Desinfection Byproducts in Drinking Water. **Environmental Science e Technology**. v. 28, n 4, 1994.

RINNE, J.N; MEDINA, A.L. Factors influencing salmonid populations in six headwater streams, central Arizona, U.S.A. **Pol. Arch. Hidrobiol**. v.35(3-4), p.515-535. 1989.

ROCHA, J. S. M. **Manual de projetos ambientais**. Santa Maria: Imprensa Universitária, 423p.1997.

ROCHA, J. S. M; GARCIA, S. M; ATAIDES, P. R. V. **Manual de Avaliações de Impactos Ambientais**. Santa Maria: Imprensa Universitária, 2003. 225p: il.

ROCHA, M.M; SARTI, H.L.C; LIMA, L.F; JUNIOR, O.C. A urbanização e a poluição dos recursos hídricos. **O Mundo da Saúde**, v. 28 , n. 4, p. 388-394, 2004.

RODRIGUES, G.S. **Avaliação de impactos ambientais em projetos de pesquisas: fundamentos, princípios e introdução à metodologia**. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA,. 66 p. 1998

ROSA CLÁUDIO, C.F.B. Abordagem metodológica na avaliação de impacto ambiental. Propostas e critérios da AIA em São Paulo. **Ciências e Cultura**, 39(5/6): 483-488. maio/junho de 1987.

ROSEBOOM, D.P; EVANS, R.L; ERICKSON, J.E; BROOKS, L.G.. **An Inventory of Court Creek Watershed Characteristics That May Relate to Water Quality in the Watershed**. Document No. 83/23-A. Illinois Department of Energy and Natural Resources, Illinois State Water Survey, Peoria, Ill. 95p. 1983.

RYLANDER, R. Lung disease caused by organic dust in the farm environment. **Am J Ind Med.** v.10, p.221–7. 1986.

SADLER, B. **International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment** – Environmental Assessment in a changing world. Final Report, United Nations Environment Protection, 1996. Disponível em <http://www.erin.gov.au/portfolio/epg/eianet/eastudy/final/main.html>. **Acessado em 11 de Junho de 2010.**

SADLER, B.; VEROCAI, I.; VANCLAY, F. **Environmental and social impact assessment for large dams.** South Africa: World Commission on Dams, 2000. 86 p. Disponível em: <http://www.dams.org>. **Acesso: 20 junho 2009.**

SAHRAWAT, K.L. Terminal acceptors for controlling methane emissions form submerged rice soils. **Comm. Soil Sci. Plant Anal.** v.35 (9–10), p.1401–1413. 2004.

SALDIVA, P.H; POPE, C.A; SCHWARTZ, J; DOCKERY, D.W; LICHTENFELS, A.J; SALGE, J.M. Air pollution and mortality in elderly people: a time-series study in São Paulo, Brazil. **Arch Environ Health.**v.50(2), p.159-63. 1995.

SÁNCHEZ-MARTÍNEZ, M.L; AGUILAR-CABALLOS, M.P; EREMIN, S.A; GÓMEZ-HENS, A. Determination of linear alkylbenzenesulfonates in water samples by immunoaffinity chromatography with fluorescence detection. **Analytica Chimica Acta,** v.553, p.93-98, 2005.

SANTOS, A.D. 2003. **Estudo das Possibilidades de Reciclagem dos Resíduos de Tratamento de Esgoto da Região Metropolitana de São Paulo.** 2003. 282 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo. 2003.

SANTOS, I.R; BAISCH, P; LIMA, G.T.N.P; SILVA-FILHO, E.V. Nutrients in surface sediments of Mirim lagoon, Brazil-Uruguay border. **Acta Limnologica Brasilensia**, 16(1), p.85-94. 2004.

SANTOS, I.R; COSTA, R.C; FREITAS, U. e FILLMANN, G. Influence of Effluents from a Wastewater Treatment Plant on Nutrient Distribution in a Coastal Creek from Southern Brazil. **Braz. arch. biol. technol.** v.51 n.1: pp.153-162, Jan./Feb. 2008.

SAPKOTA A; HEIDLER J; HALDEN R.U. Detection of triclocarban and two cocontaminating chlorocarbanilides in US aquatic environments using isotope dilution liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Environmental Research**, v.103, p.21-29, 2007.

SAWYER, C.N; McCARTY, P.L. **Chemistry for environmental engineering**. Singapura: Mcgraw Hill, 532 p. 1978.

SCHAEFFER, R. **Impactos Ambientais de Grandes Usinas Hidrelétricas no Brasil**. Tese de M.Sc. COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 1986.

SCHEEHLE, E.A., DOORN. M.R.J. "Improvements to the U.S. Wastewater Methane and Nitrous Oxide Emissions Estimates." **Working paper**. Washington, DC. 2001

SCHOLZ, S; KORDES, C; HAMANN, J; GUTZEIT, H.O. Induction of vitellogenin in vivo and in vitro in the model teleost medaka (*Oryzias latipes*): comparison of gene expression and protein levels. **Marine Envir. Research**. v.57, p.235-244. 2004.

SCHWOYER, W.L.K. **Polyelectrolytes for Water and Wastewater Treatment**. Boca Raton : CRC Press, Inc., 1981. **Science & Technology**, v.41(6), p.33-40. 2000.

SEGURA, P.A; GARCÍA-AC, A; LAJEUNESSE, A; GHOSH, D; GAGNONB, C; SAUVÉ, S. Determination of six anti-infectives in wastewater using tandem solid phase extraction and liquid chromatography–tandem mass spectrometry. **Journal of Environmental Monitoring**, v.9, p.307-313, 2007.

SEITZINGER, S.P. e KROEZE, C. Global distribution of nitrous oxide production and N inputs in freshwater and coastal marine ecosystems. **Global Biogeochemical Cycles** v.12(1): p.93-113. 1998.

SELTZER, J.M. Biologic contaminants. **Occupational Medicine: State of the Art Reviews**. v.10, p.1-25. 1995.

SILVA, A. B. 2007 **Avaliação da produção de odor na estação de tratamento de esgoto paranoá e seus problemas associados**. Dissertação (Mestrado em engenharia civil e ambiental) - Faculdade de tecnologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SILVA, A.L. 2009. **Interferentes endócrinos no meio ambiente: um estudo de caso em amostras de água in natura e efluente de estação de tratamento de esgotos da Região Metropolitana de São Paulo**. Tese (Doutor em Saúde Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2009.

SILVA, S.S. **Aplicação de Radiação UV para Desinfecção de Efluente da Associação de Reator UASB e Biofiltro Aerado Submerso**. Dissertação (mestrado em Engenharia Hidráulica) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2007

SILVA, T.N.; CAMPOS, L.M.S. Avaliação da produção e qualidade do gás de aterro para energia no aterro sanitário dos Bandeirantes – SP. **Eng. Sanit. Ambient.** v.13 no.1 Rio de Janeiro Jan./Mar. 2008.

SMITH, S.V; SWANEY, D.L.T.M; BARTLEY, J.D; SANDHEI, P.T; MCLAUGHLIN, C.J; DUPRA, V.C; CROSSLAND, C.J; BUDDEMEIER, R.W; MAXWELL, B.A; WULFF, F; Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean. **BioScience**, v.53(3), p.235-245. 2003.

SOLÉ, M; BARCELÓ, D; PORTE, C. Seasonal variation of plasmatic and hepatic vitellogenin and EROD activity in carp, *Cyprinus carpio*, in relation to sewage treatment plants. **Aq. Toxicology**. v.60, p.233–248. 2002.

SOLÉ, M; RALDUA, D; BARCELÓ, D; PORTE, C. Long-term exposure effects in vitellogenin, sex hormones, and biotransformation enzymes in female carp in relation to a sewage treatment work. **Ecotox. and Envir. Safety**. v.56, p.373–380. 2003b.

SOLÉ, M; RALDUA, F; PIFERRER, F; BARCELO, D; PORTE, C. Feminization of wild carp, *Cyprinus carpio*, in a polluted environment: plasma steroid hormones, gonadal morphology and xenobiotic metabolizing system. **Comp. Bioch. and Physiology**. v.136 (Part C):p.145–156. 2003a

SØRENSEN, J; CHRISTENSEN, D; JØRGENSEN, B.B. Volatile fatty acids and hydrogen as substrates for sulfate-reducing bacteria in anaerobic marine sediment. **Appl. Environ. Microbiol.** v.42 (1), p.5–11. 1981.

SOUZA, M.E; Fatores que Influenciam a Digestão Anaeróbia. **Revista DAE** – v. 44 n° 137 – Junho. 1984.

SOUSA, W.L. **Impacto Ambiental de Hidrelétricas: uma análise comparativa de duas abordagens**. Rio de Janeiro, 2000,115 p..182 Dissertação (Mestre em Ciências em Planejamento Energético) – Programa de Pós-graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ, 2000.

SPERLING, M.V. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgoto**. Belo Horizonte, Vol II, EDUFMG, 1996.

SPERLING, V.M. **Introdução a qualidade da água e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. – Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 452 p. 2005.

SPERLING, V.M.; GONÇALVES, R. F. **Lodo de esgotos: características e produção**. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Org.) Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG; Curitiba: SANEPAR, 2001. 484 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 6). cap. 2, p. 17-67.

STAMM,H.R. **Método para Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) Em Projetos de Grande Porte: Estudo de Caso de uma Usina Termelétrica**. 2003. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2003

STEVENS, D.K. Interaction of mass transfer and inhibition in biofilms. **Journal of Environmental Engineering**. 114: 1352-1358. 1988.

STOKESA, E.A; LONERGAN, W; WEBERB, L.P; JANZB, D.M; POZNANSKIC, A.A; GORDON, C.B; METCALFED, C.D; GROBER, M.S. Decreased apoptosis in the forebrain of adult male medaka (*Oryzias latipes*) after aqueous exposure to ethinylestradiol. **Comp. Bioch. and Physiology**. v.138 (Part C), p.163–167. 2004.

STUMPF, M; TERNES, T.A; WILKEN, R; RODRIGUES, S.V; BAUMANN, W. Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **The Science of Total Environment**, v.225, p.135-141, 1999.

SHUKUROV, N.; PEN-MOURATOV, S.; STEINBERGER, Y. The impact of the Almalyk Industrial Complex on soil chemical and biological properties. **Environmental Pollution**, Barking, n.136, p.331-340, 2005.

SUREHMA/ GTZ. **Manual de Avaliação de Impactos Ambientais (MAIA)**. Secretaria Especial do Meio Ambiente, Curitiba: 281 p. 1992.

TAKEMURA, A; KIM, B.H. Effects of estradiol-17 $\beta$  treatment on in vitro and in vivo synthesis of two distinct vitellogenins in tilapia. **Comp. Bioch. and Physiology**. v.129 (Part A), p.641 a 651. 2001

TAVARES, F.V.F.2008. **Remoção de surfactantes aniônicos em filtros biológicos percoladores com diferentes meios suporte aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil, 2008.

TEIXEIRA, C.P.A.B; JARDIM, W.F. Processos oxidativos avançados conceitos teóricos. **Caderno Temático**, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 2004.

TEIXEIRA PINTO, M.A. Higienizacao de lodos. In VON SPERLING, ANDREOLI, C.V.FERNANDES, F. (Ed.) **Lodo de esgotos tratamento e disposicao final**. Belo Horizonte DESA-UFMG, 2001. P. 261-297. (princípios do tratamento biológico de águas residuarias, v.6).

TERNERS, T.A; HABERER, K; MUELLER, J; SERVOS, M; STUMPF, M; WILKEN, R.D. Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants – I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. **The sc. of the total environment**. v.225, p.81-90. 1999.

TERNES, T.A. Analytical methods for the determination of pharmaceuticals in aqueous environmental samples. **Trends in Analytical Chemistry**, v.20, n°8, p. 419-434, 2001.

TERNES, T.A. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. **Water Research**, v.32, n°11, p.3245-3260, 1998.

TERNES, T.A; HIRSCH, R. Occurrence and behavior of x-ray contrast media in sewage facilities and the aquatic environment. **Environmental Science and Technology**, v.34, p.2741-2748, 2000.

TESKE, S.S; ARNOLD, R.G. Removal of natural and xeno-estrogens during conventional wastewater treatment. **Rev. Environ. Sci. Biotechnol.**v.7, p.107–124. 2008.

TETT, S.F.B; STOTT, P.A; ALLEN, M.R; INGRAM, W.J; MITCHELL, J.F.B. Causes of twentieth-century temperature change near the Earth's surface. **Nature**, v.399 (10), p.569–572. 1999.

TEURNEAU, B. 2004. **Biodegradation of Nonylphenol Ethoxylates**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Departamento de Biotecnologia; Universidade de Lund, Suécia, 2004.

TOMMASI, L.R. Estudo de Impacto Ambiental. 1 ed., São Paulo, **CETESB**, 355p. 1994.

TSUTIYA, M.T; SOBRINHO, P.A. 2000. 547 f. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 2a ed. – São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Politécnica da Universidade de São Paulo, 2000.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a Escassez**. Ed. RiMa, IIE, 2a. São Carlos. 2005.

UNEP/PNUMA/IETC. **Planejamento e gerenciamento de lagos e reservatórios : Uma abordagem integrada ao problema de eutrofização.**Série de publicações técnicas. (Editor em português: José Galizia Tundisi) São Carlos, 385p. 2001.

US PEROXIDE (2006). **Introduction to hydrogen peroxide.** Disponível em: <<http://h2o2.com>> Acesso em Dezembro de 2009.

VAN DEN BELT, K; BERCKMANS, P; VANGENECHTEN, C; VERHEYEN, R; WITTER, H. Comparative study on the in vitro/in vivo estrogenic potencies of 17 $\beta$ -estradiol, estrone, 17 $\beta$ -ethynylestradiol and nonylphenol. **Aq. Toxicology.** v.66, p.183–195. 2004.

VAN DUI, E.H.S; FRINKING, LJ; VAN SCHAIK, F. H; BOERS, P.C.M. In: Eutrophication Research – State of the art: Input, Process, Effects, Modelling, Management. **Water Science &Tecnology.** v.37, n.º 3, p. 185- 192, 1998.

VANZELA, L.S; HERNANDEZ, F.B.T; LIMA,R.C; GARGANTINI,P.E. Influência antrópica no transporte de sedimentos em Microbacia degradada. **XV Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem.** – Teresina – PI.16 a 21 de outubro de 2005.

VASSKOG, T; BERGER, U; SAMUELSEN, P; KALLENBORN, R; JENSEN, E. Selective serotonin reuptake inhibitors in sewage influents and effluents from Tromsø,

VELINI, E. D. *et al.* (2002). Manejo de plantas aquáticas em grandes reservatórios: riscos associados à estratégia de não ação. In: **Congresso Brasileiro da Ciência das Plantas Daninhas**, 23., Gramado. Resumos. Gramado: Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas, 2002, p. 610.

VIEL, R. **Estudo do funcionamento da Estação de Tratamento de Esgotos do Campus da Fundação Oswaldo Cruz**. 1994. 54 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Fiocruz, Rio de Janeiro, 1994.

VITERBO JR, E. **Sistema Integrado de Gestão Ambiental: Como implementar um Sistema de Gestão que atenda à norma ISO 14001 a partir de um sistema baseado na norma ISO 9000**. São Paulo: **Aquariana**, 1998.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996. 211p.

WARNECK, P. **Chemistry of the natural atmosphere**. San Diego : Academic Press, p. 757. 1988.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Design of municipal wastewater treatment plants**, Alexandria : WEF, 2v. /WEF Manual of Practice No. 8, ASCE Manual and Report on Engineering Practice No. 76/1991.

WEBER, S; LEUSCHNER, P; KÄMPFER, P; DOTT, W; HOLLENDER, J. Degradation of estradiol and ethinyl estradiol by activated sludge and by a defined mixed culture. **Appl Microbiol Biotechnol**. v.67, p.106–112. 2005.

WEREKO-BROBBY, C.Y; HAGEN, E.B. **Biomass conversion and technology**. Ed. John Wiley & Sons. New York. p. 2-224., 2000.

WOODCOCK, A.H. Bursting bubbles and air pollution. **Sewage Ind Wastes**. v.27, p.1189. 1995

WU, R.S.S. The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future. **Marine Pollution Bulletin**, v.31, p.159-166, 1995.

XIAO, X.Y; MCCALLEY, D.V; MCEVOY, J. Analysis of estrogens in river water and effluents using solid-phase extraction and gas chromatography–negative chemical ionization mass spectrometry of the pentafluorobenzoyl derivatives. **Journal of Chromatography A**, v.923, p.195-204, 2001.

XU, L., WEI, C. E., ZHAO, J. N., TU, P.F., LIU, J.X. Experimental study of the total flavonoid in hypericum perforatum on depression, **Zhongguo Zhong Yao Za Zhi**, Aug: 30(15): 1184-1188. 2005.

YAUQUN, Z.; YUAN, L.; JIANJUM, C.; HAIYUN, C.; LI, Q.; SHVARTZ, C. Hyperaccumulation of Ph, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-Zin mining area in Yunnan, China. **Environmental International**, n.31, p. 755-762, 2005.

YANG, S; CHA, J; CARLSON, K. Trace analysis and occurrence of anhydroerythromycin and tylosin in influent and effluent wastewater by liquid chromatography combined with electrospray tandem mass spectrometry. **Analytical Bioanalytical Chemistry**, v.385, p.623-636, 2006.

YEOMAN, S; LESTER, J.N; PERRY, R. Phosphorus removal and its influence on metal speciation during wastewater treatment. **Water Research**, 27(3):389-95, 1993.

ZAIAT, M; CABRAL, A.K.A; FORESTI, E. Reator anaeróbio horizontal de leito fixo para tratamento de águas residuárias: concepção e avaliação preliminar de desempenho. **Revista Brasileira de Engenharia Química**, 11: 33–42. 1994.

ZOU, E; FINGERMAN, M. Effects of Estrogenic Xenobiotics on Molting of the Water Flea, *Daphnia magna*. **Ecot. and environmental safety**. v.38, p.281-285. 1997