

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**  
**CENTRO TECNOLÓGICO**  
**PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA**  
**AMBIENTAL**

PRISCILLA BASILIO CARDOSO BARROS TRINDADE

**CLASSIFICAÇÃO DE ESTADO TRÓFICO DE**  
**RESERVATÓRIOS – ESTUDO DE CASO:**  
**RESERVATÓRIO DE RIO BONITO (ES)**

VITÓRIA

2011

PRISCILLA BASILIO CARDOSO BARROS TRINDADE

**CLASSIFICAÇÃO DE ESTADO TRÓFICO DE  
RESERVATÓRIOS – ESTUDO DE CASO:  
RESERVATÓRIO DE RIO BONITO (ES)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração Recursos Hídricos.

Orientador: Dr. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça

VITÓRIA

2011

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)  
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

---

T833c Trindade, Priscilla Basilio Cardoso Barros, 1986-  
Classificação de estado trófico de reservatórios : estudo de  
caso : reservatório de Rio Bonito (ES) / Priscilla Basilio Cardoso  
Barros Trindade. – 2011.  
153 f. : il.

Orientador: Antônio Sérgio Ferreira Mendonça.  
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –  
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Eutroficação. 2. Modelos matemáticos. 3. Nutrientes.  
4. Reservatórios. I. Mendonça, Antônio Sérgio Ferreira.  
II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico.  
III. Título.

CDU: 628

---





UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**“Classificação de Estado Trófico de Reservatórios –  
Estudo de Caso: Reservatório de Rio Bonito (ES)”.**

**PRISCILLA BASILIO CARDOSO BARROS TRINDADE**

**Banca Examinadora:**

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça  
Orientador – DEA/CT/UFES

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Edumar Ramos Cabral Coelho  
Examinadora Interna – DEA/CT/UFES

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Eduardo Von Sperling  
Examinador Externo – UFMG

Coordenadora do PPGEA: Profa. Dra. Regina de Pinho Keller

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
Vitória, ES, 23 de agosto de 2011.

## **Dedicatória**

À minha fonte de amor e força, querida mãe, Aparecida Basilio Cardoso, que me instruiu para um caminho de luz e conhecimento.

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, por me iluminar e proteger desde o início da minha vida.

À minha mãe, Aparecida Basilio e ao Ton Z. Campos, por todo amor, apoio e incentivo na minha longa jornada de estudos intermináveis.

À minha grande família e amigos pelo carinho e torcida pelo meu sucesso e compreensão da minha ausência.

Ao meu namorado, Leandro Gama Moraes, pela compreensão, apoio e amor em todos os momentos.

Ao meu orientador, Antônio Sérgio Ferreira Mendonça, por seu conhecimento, paciência, confiança e apoio. Por ter me ajudado a realizar um sonho: ser Mestre.

Ao Eduardo Von Sperling e Edumar Ramos Cabral Coelho por, gentilmente, terem aceitado ser da Comissão Examinadora.

“Água que nasce na fonte  
Serena do mundo  
E que abre um  
Profundo grotão  
Água que faz inocente  
Riacho e deságua  
Na corrente do ribeirão  
Águas escuras dos rios  
Que levam  
A fertilidade ao sertão  
Águas que banham aldeias  
E matam a sede da população  
Águas que caem das pedras  
No véu das cascatas  
Ronco de trovão  
E depois dormem tranqüilas  
No leito dos lagos  
Água dos igarapés  
Onde lara, a mãe d'água  
É misteriosa canção  
Água que o sol evapora  
Pro céu vai embora  
Virar nuvens de algodão  
Gotas de água da chuva  
Alegre arco-íris  
Sobre a plantação  
Gotas de água da chuva  
Tão tristes, são lágrimas  
Na inundação  
Águas que movem moinhos  
São as mesmas águas  
Que encharcam o chão  
E sempre voltam humildes  
Pro fundo da terra  
Terra! Planeta Água!”

Guilherme Arantes

## RESUMO

O reservatório da Pequena Central Hidrelétrica de Rio Bonito, localizada na bacia do rio Santa Maria da Vitória, um dos principais mananciais de abastecimento da Região Metropolitana da Grande Vitória, recebe aporte de nutrientes provenientes de esgotos domésticos, cultivos agrícolas, granjas e pocilgas. No presente estudo procurou-se analisar as condições do corpo de água, quanto a aspectos relacionados com a eutrofização, para o ano hidrológico outubro de 2008 a setembro de 2009, a partir de resultados de monitoramento bimestral de qualidade de água realizado em pontos situados no seu interior, à montante e à jusante. Foi realizada classificação das águas do reservatório, quanto ao estado trófico, de acordo com diferentes modelos matemáticos e Índices de Estado Trófico (IET), incluindo modelos de Salas e Martino (1991) e da OECD, além de IETs de Carlson e de Lamparelli e da Flórida. O Índice Morfoedáfico foi utilizado para estimativa da concentração “natural” de fósforo total no reservatório de Rio Bonito. Concluiu-se que diferentes modelos podem resultar em diferentes classificações de níveis de trofia e que o ponto situado a jusante do reservatório apresentou melhores condições qualitativas do que o situado a montante, considerando diversos parâmetros monitorados, indicando que o reservatório está funcionando como uma lagoa de estabilização de tratamento de efluentes.

Palavras-chave: eutrofização, modelos matemáticos, nutrientes, reservatório.

## ABSTRACT

The small hydroelectric reservoir of Rio Bonito, located in the basin of the Santa Maria da Vitória river, Espírito Santo State, Brazil. This river is one of the main water supply sources for Vitória metropolitan region and receives nutrients from sewage, agricultural crops, farms and piggeries. In this study, conditions of the water body were analyzed, considering results from bimonthly water quality monitoring developed during October 2008 to September 2009 hydrological year. Surveys were carried out at 3 (three) points located inside the reservoir and 2 (two) points located upstream and downstream, respectively. The trophic state was classified by using different mathematical models and trophic state index (TSI), including Salas and Martino (1991) and OECD models, and Carlson, Lamparelli and Florida TSI. Morphoedaphic Index (MEI) was used to estimate the total phosphorus "natural" concentration in the reservoir of Rio Bonito. It was concluded that the application different models can result in different trophic levels classifications. It was also concluded that the downstream point presented better water quality condition than the upstream point, considering several parameters monitored, indicating that the reservoir is working as a waste stabilization pond.

Keywords: eutrophication, mathematical models, nutrients, reservoir.

## LISTA DE FIGURAS

|  |    |
|--|----|
| Figura 1 - Evolução do processo de eutrofização em um lago ou reservatório   | 23 |
| Figura 2- Etapas representativas do Ciclo do fósforo.....  | 34 |
| Figura 3 - Distribuição da probabilidade de nível trófico de lagos de clima tropical baseados em fósforo total (SALAS e MARTINO, 1991) .....   | 50 |
| Figura 4 - Curvas Médias de Variação de Qualidade das Águas (coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total, temperatura, turbidez, resíduo total e oxigênio dissolvido) ..... | 55 |
| Figura 5 - Mapa com a localização dos pontos de monitoramento limnológico da PCH Rio Bonito .....  | 64 |
| Figura 6 - Vazões afluentes e precipitações pluviométricas mensais nos anos de 2008 a 2009 .....   | 67 |
| Figura 7 - Vazões afluentes e precipitações pluviométricas diárias (14/10/2008 a 28/08/2008) .....   | 71 |
| Figura 8 - Vazões afluentes e precipitações pluviométricas diárias (23/11/2008 a 7/12/2008) .....  | 71 |
| Figura 9 - Vazões afluentes e precipitações pluviométricas diárias (14/02/2009 a 28/02/2009) .....   | 71 |
| Figura 10 - Vazões afluentes e precipitações pluviométricas diárias (21/03/2009 a 4/04/2009) .....   | 72 |
| Figura 11 - Vazões afluentes e precipitações pluviométricas diárias (22/05/2009 a 5/06/2009) .....   | 72 |
| Figura 12 - Vazões afluentes e precipitações pluviométricas diárias (24/07/2009 a 07/08/2009) .....  | 73 |
| Figura 13 - Concentrações de fósforo total nos pontos situados no interior do reservatório .....   | 78 |
| Figura 14 - Concentrações de nitrogênio total nos pontos situados no interior do reservatório .....  | 79 |
| Figura 15 - Concentrações de clorofila <i>a</i> na superfície da coluna d'água, nos pontos no interior do reservatório de Rio Bonito .....   | 81 |
| Figura 16 - Concentrações de oxigênio dissolvido no interior do reservatório de Rio Bonito.....  | 83 |
| Figura 17 - Valores de transparência nos pontos situados no interior do reservatório de Rio Bonito .....   | 84 |
| Figura 18 - Valores de turbidez nos pontos situados no interior do reservatório de Rio Bonito.....   | 85 |
| Figura 19 - Valores de temperatura da água nos pontos localizados no interior do reservatório de Rio Bonito .....  | 86 |
| Figura 20 - Concentrações de Coliformes Termotolerantes no interior do reservatório de Rio Bonito.....   | 88 |
| Figura 21 - Concentrações de fósforo total nos pontos situados no rio Santa Maria da Vitória .....   | 89 |
| Figura 22 - Concentrações de nitrogênio total nos pontos situados no rio Santa Maria da Vitória .....  | 91 |
| Figura 23 - Concentrações de clorofila <i>a</i> na superfície da coluna d'água nos pontos situados no rio Santa Maria da Vitória .....   | 92 |

|   |     |
|---|-----|
| Figura 24 - Concentrações de oxigênio dissolvido nos pontos localizados no rio Santa Maria da Vitória .....   | 94  |
| Figura 25- Valores de transparência nos pontos situados no rio Santa Maria da Vitória .....   | 95  |
| Figura 26 - Valores de turbidez nos pontos situados no rio Santa Maria da Vitória .....   | 96  |
| Figura 27- Valores de temperatura da água nos pontos situados no rio Santa Maria da Vitória .....   | 97  |
| Figura 28 - Valores de Coliformes Termotolerantes no rio Santa Maria da Vitória .....   | 98  |
| Figura 29- IQA dentro e a montante do reservatório de Rio Bonito.....   | 125 |
| Figura 30 - IQA a montante e dentro do reservatório de Rio Bonito e precipitação pluviométrica .....  | 125 |
| Figura 31 - Precipitações pluviométricas mensais (1960 – 1965) .....  | 139 |
| Figura 32 - Precipitações pluviométricas mensais (1966 – 1970) .....  | 139 |
| Figura 33 - Precipitações pluviométricas mensais (1971 – 1975) .....  | 139 |
| Figura 34 - Precipitações pluviométricas mensais (1976 – 1980) .....  | 140 |
| Figura 35 - Precipitações pluviométricas mensais (1981 – 1985) .....  | 140 |
| Figura 36 - Precipitações pluviométricas mensais (1986 – 1990) .....  | 140 |
| Figura 37 -Precipitações pluviométricas mensais (1991 – 1995) .....   | 140 |
| Figura 38 - Precipitações pluviométricas mensais (1996 – 2000) .....  | 141 |
| Figura 39 - Precipitações pluviométricas mensais (2001 – 2005) .....  | 141 |
| Figura 40 - Precipitações pluviométricas mensais (2006 – 2009) .....  | 141 |
| Figura 41 - Distribuição probabilística do estado trófico baseada em fósforo total no mês de outubro de 2008. Ponto 2 – azul, Ponto 5 – verde, Ponto 6 – vermelho.....  | 142 |
| Figura 42 - Distribuição probabilística do estado trófico baseada em fósforo total no mês de dezembro de 2008. Ponto 2 – azul, Ponto 5 – verde, Ponto 6 – vermelho..... | 143 |
| Figura 43 - Distribuição probabilística do estado trófico baseada em fósforo total no mês de fevereiro de 2009. Ponto 2, 5 e 6 – azul .....                             | 144 |
| Figura 44 - Distribuição probabilística do estado trófico baseada em fósforo total no mês de abril de 2009. Ponto 2 – azul, Ponto 5 – verde, Ponto 6 – vermelho.....    | 145 |
| Figura 45 - Distribuição probabilística do estado trófico baseada em fósforo total no mês de junho de 2009. Ponto 2 – azul, Ponto 5 – verde, Ponto 6 – vermelho.....    | 146 |
| Figura 46 - Distribuição probabilística do estado trófico baseada em fósforo total no mês de agosto de 2009. Ponto 2 – azul, Ponto 6 – verde .....                      | 147 |

## LISTA DE TABELAS

|   |    |
|---|----|
| Tabela 1 - Contribuições unitárias de fósforos típicas.....   | 35 |
| Tabela 2 - Caracterização trófica de lagos e reservatórios .....  | 38 |
| Tabela 3 - Classificação do IET de Carlson (1977) .....   | 41 |
| Tabela 4 - Categoria de estado trófico, segundo Toledo <i>et. al.</i> (1984).....   | 44 |
| Tabela 5 - Classificação segundo IET modificado por Lamparelli (2004).....  | 45 |
| Tabela 6 - IET para Rios .....  | 46 |
| Tabela 7 - Classificação de IET total.....  | 48 |
| Tabela 8 - Categorias tróficas segundo a OECD (1982 apud LAMPARELLI, 2004) .....  | 51 |
| Tabela 9 - Classificação do Índice de Qualidade de Água .....   | 56 |
| Tabela 10 - Fósforo nos esgotos sanitários .....  | 57 |
| Tabela 11 - Eficiência na remoção do fósforo .....  | 58 |
| Tabela 12 - Pontos de monitoramento da EDP .....  | 63 |
| Tabela 13 - Vazões mensais afluentes ao Reservatório de Rio Bonito e precipitações pluviométricas mensais nos anos de 2008 a 2009.....                          | 66 |
| Tabela 14 - Vazões (m <sup>3</sup> /s) e precipitações pluviométricas (mm) dos dias 14/10/2008 a 28/10/2008, dia da primeira coleta de amostras.....            | 68 |
| Tabela 15 - Vazões (m <sup>3</sup> /s) e precipitações pluviométricas (mm) dos dias 23/11/2008 a 07/12/2008, dia da segunda coleta de amostras .....            | 68 |
| Tabela 16 - Vazões (m <sup>3</sup> /s) e precipitações pluviométricas (mm) dos dias 14/02/2009 a 28/02/2009, dia da terceira coleta de amostras (continua)..... | 68 |
| Tabela 17 - Vazões (m <sup>3</sup> /s) e precipitações pluviométricas (mm) dos dias 21/03/2009 a 04/04/2009, dia da quarta coleta de amostras .....             | 69 |
| Tabela 18 - Vazões (m <sup>3</sup> /s) e precipitações pluviométricas (mm) dos dias 22/05/2009 a 05/06/2009, dia da quinta coleta de amostras (continua) .....  | 69 |
| Tabela 19 - Vazões (m <sup>3</sup> /s) e precipitações pluviométricas (mm) dos dias 24/07/2009 a 07/08/2009, dia da sexta coleta de amostras .....              | 70 |
| Tabela 20 - Precipitações pluviométricas acumuladas nos dias das campanhas, em três dias, em sete dias e em quinze dias.....                                    | 73 |
| Tabela 21 - Vazões médias nos dias das campanhas, em três dias, em sete dias e em quinze dias.....  | 74 |
| Tabela 22 – Totais mensais e anuais de precipitações pluviométricas na estação pluviométrica da PCH Suíça (continua) .....                                      | 75 |
| Tabela 23- Valores de fósforo total observados nos pontos situados no interior do reservatório de Rio Bonito.....   | 77 |
| Tabela 24 - Valores de nitrogênio total nos pontos situados no interior do reservatório de Rio Bonito .....   | 79 |
| Tabela 25 - Valores de clorofila a na superfície da coluna d'água nos pontos no interior do reservatório de Rio Bonito .....                                    | 80 |
| Tabela 26 - Valores de oxigênio dissolvido no interior do reservatório de Rio Bonito (continua) .....   | 82 |
| Tabela 27 - Valores de transparência nos pontos situados no interior do reservatório de Rio Bonito .....  | 84 |
| Tabela 28 - Valores de turbidez nos pontos situados no interior do reservatório de Rio Bonito.....  | 85 |

|   |     |
|---|-----|
| Tabela 29- Valores de temperatura da água nos pontos localizados no interior do reservatório de Rio Bonito.....   | 86  |
| Tabela 30 - Valores de Coliformes Termotolerantes no interior do reservatório de Rio Bonito.....  | 87  |
| Tabela 31 - Valores de fósforo total nos pontos situados no rio Santa Maria da Vitória.....   | 89  |
| Tabela 32 - Concentração de nitrogênio total nos pontos monitorados no rio Santa Maria da Vitória.....  | 91  |
| Tabela 33 - Concentrações de clorofila a na superfície da coluna d'água nos pontos situados no rio Santa Maria da Vitória.....                                  | 92  |
| Tabela 34 - Concentrações de oxigênio dissolvido nos pontos localizados no rio Santa Maria da Vitória.....  | 93  |
| Tabela 35 - Valores de transparência nos pontos situados no rio Santa Maria da Vitória.....   | 95  |
| Tabela 36 - Valores de turbidez nos pontos situados no rio Santa Maria da Vitória.....  | 96  |
| Tabela 37 - Valores de temperatura da água nos pontos situados no rio Santa Maria da Vitória.....   | 97  |
| Tabela 38 - Valores de Coliformes Termotolerantes no rio Santa Maria da Vitória.....  | 98  |
| Tabela 39 - Nutriente Limitante no reservatório de Rio Bonito.....  | 100 |
| Tabela 40 - Cargas de fósforo total estimadas a partir do monitoramento no Ponto 1.....   | 101 |
| Tabela 41 - Tempo de detenção (anos).....   | 101 |
| Tabela 42 - Classificação de estado trófico de acordo com o modelo de Salas e Martino (1991) para o reservatório de Rio Bonito.....                             | 102 |
| Tabela 43 - Classificação do reservatório de Rio Bonito de acordo com o IET de Carlson (1977) (continua).....   | 102 |
| Tabela 44 -Classificação do reservatório de Rio Bonito de acordo com o IET de Carlson (1977) considerando a média por campanha.....                             | 103 |
| Tabela 45 – Classificação segundo IET de Lamparelli (2004) para as concentrações de fósforo total e clorofila- a (mg/ m <sup>3</sup> ), transparência (m) ..... | 105 |
| Tabela 46 - Classificação segundo IET de Lamparelli (2004) para o reservatório de Rio Bonito.....   | 106 |
| Tabela 47 - Classificação do IET modificado por Lamparelli (2004) para os pontos de monitoramento localizados no rio Santa Maria da Vitória.....                | 108 |
| Tabela 48 - Classificação segundo IET de Lamparelli (2004) para o rio Santa Maria da Vitória (continua).....  | 108 |
| Tabela 49 - Classificação segundo IET de Lamparelli (2004) para o reservatório de Rio Bonito considerando médias por campanha e média geral .....               | 110 |
| Tabela 50 - Classificação do IET Flórida para o reservatório de Rio Bonito (continua).....  | 110 |
| Tabela 51 - Classificação segundo o IET da Flórida para a média das campanhas e média geral dos três pontos do reservatório de Rio Bonito (continua).....       | 111 |
| Tabela 52 - Classificação segundo a OECD (1982 apud LAMPARELLI, 2004).....  | 112 |
| Tabela 53 - Média por campanha e média geral dos três pontos no interior do reservatório de Rio Bonito.....   | 113 |

|  |     |
|--|-----|
| Tabela 54 - Distribuição de probabilidade do estado trófico do reservatório de Rio Bonito (continua).....            | 114 |
| Tabela 55 - Classificações apresentando maiores percentagens nos Pontos 2, 5 e 6 nas seis campanhas (continua) ..... | 115 |
| Tabela 56 - Comparativo entre a classificação trófica do reservatório de Rio Bonito .....                            | 118 |
| Tabela 57 - Estimativas de percentagens de redução de aporte de fósforo ao reservatório de Rio Bonito .....          | 122 |
| Tabela 58 - Dados de IQA a montante e dentro do reservatório de Rio Bonito e de pluviometria (continua) .....        | 123 |
| Tabela 59 - Parâmetros a montante do reservatório de Rio Bonito para cálculo do IQA (continua) .....                 | 148 |
| Tabela 60 - Parâmetros a montante do reservatório de Rio Bonito para cálculo do IQA (continua) .....                 | 149 |
| Tabela 61 - Parâmetros para cálculo do IQA dentro do reservatório (continua) .....                                   | 151 |
| Tabela 62 - Parâmetros para cálculo do IQA dentro do reservatório (continua) .....                                   | 152 |

## LISTA DE SIGLAS

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

EPA - Environmental Protection Agency - EUA

IET – Índice de Estado Trófico

IQA – índice de Qualidade e Água

MEI – Índice Morfoedáfico

OECD - Organisation for Economic Cooperation and Development

PCH – Pequena Central Hidrelétrica

SAD - South American Datum

UTM - Universal Transverse Mercator

UO – Ultraoligotrófico

O - Oligotrófico

E – Eutrófico

HE - Hipereutrófico

SE - Supereutrófico

## SUMÁRIO

|          |  |            |
|----------|--|------------|
| <b>1</b> | <b>INTRODUÇÃO</b>  | <b>15</b>  |
| 1.1      | Aspectos Gerais  | 15         |
| 1.2      | Justificativa  | 17         |
| 1.3      | Objetivos  | 18         |
| <b>2</b> | <b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>   | <b>19</b>  |
| 2.1      | Eutrofização   | 19         |
| 2.2      | Nutriente Limitante  | 30         |
|          | Fósforo  | <b>32</b>  |
| 2.3      | Avaliação do estado trófico de lagos e reservatórios                   | 36         |
| 2.4      | Modelagem Matemática   | 38         |
| 2.5      | Índice Morfoedáfico - MEI  | 52         |
| 2.6      | Índice de Qualidade de Água - IQA                                      | 52         |
| 2.7      | Remoção de nutrientes em sistemas de tratamentos de esgotos sanitários | 56         |
| <b>3</b> | <b>ÁREA DE ESTUDO</b>  | <b>62</b>  |
| <b>4</b> | <b>MATERIAIS E MÉTODOS</b>   | <b>62</b>  |
| <b>5</b> | <b>RESULTADOS E DISCUSSÕES</b>   | <b>65</b>  |
| 5.1      | Vazão e Pluviometria   | 65         |
| 5.2      | Variáveis Limnológicas   | 77         |
|          | 5.2.1 Pontos Monitorados no Reservatório de Rio Bonito                 | <b>77</b>  |
|          | 5.2.2 Pontos Monitorados no Rio Santa Maria da Vitória                 | <b>89</b>  |
| 5.3      | Nutriente Limitante  | 99         |
| 5.4      | Modelos Matemáticos  | 101        |
| 5.5      | Índice Morfoedáfico - MEI  | 122        |
| 5.6      | Índice de Qualidade de Água (IQA)                                      | 123        |
| <b>6</b> | <b>CONCLUSÕES</b>  | <b>126</b> |
| <b>7</b> | <b>RECOMENDAÇÕES</b>   | <b>127</b> |
| <b>8</b> | <b>REFERÊNCIAS</b>   | <b>128</b> |
|          | <b>ANEXOS I</b>  | <b>139</b> |
|          | <b>ANEXOS II</b>   | <b>142</b> |
|          | <b>ANEXOS III</b>  | <b>148</b> |



# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 Aspectos Gerais

A água é um recurso natural limitado e essencial para a sobrevivência humana.

A Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei 9433 de 8 de janeiro de 1997, tem como um dos fundamentos a gestão dos recursos hídricos proporcionando sempre o uso múltiplo das águas. Outro fundamento é assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos. Segundo esta Política, a adequação da gestão de recursos hídricos às diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais das diversas regiões do Brasil é uma das diretrizes para que os recursos hídricos estejam presentes para as gerações futuras.

O crescimento da população e das cidades, além do desenvolvimento de novas tecnologias e produtos, gera, cada vez mais, resíduos líquidos e sólidos, os quais, quando dispostos inadequadamente, causam impactos negativos ao meio ambiente.

O descarte de efluentes com tratamento ineficiente ou “in natura” nos corpos d’água causa impactos, em diversos níveis, sobre a qualidade da água. O comprometimento da água, em termos qualitativos, pode ser decorrente de fontes difusas e pontuais, sendo necessárias medidas de controle do uso do solo e do planejamento da sua ocupação.

A poluição dos ambientes aquáticos provoca desequilíbrios à fauna, à flora e aos ciclos biogeoquímicos. A eutrofização é um desses desequilíbrios, ocorrendo principalmente em ambientes lânticos. Esse processo possui como indutor a concentração excessiva de nutrientes que implica em alterações na qualidade da água para diversos usos. A União Européia considera que a eutrofização é um processo que envolve o crescimento acelerado de algas e

plantas causado pelo excesso de nutrientes nas águas, principalmente fósforo e nitrogênio, que provoca indesejável perturbação à qualidade da água e para o equilíbrio dos organismos presentes nesse ambiente (VOLTERRA E BOUALAM, 2002).

A "eutrofização" atualmente apresenta uma perspectiva de preservar a qualidade ecológica das águas, como nas diretivas da União Europeia e vários tratados internacionais. Na União Europeia a eutrofização é mais um estado do que uma tendência e esse termo descreve as condições qualitativas de um ambiente aquático que foi interrompido, não apenas sua produtividade quantitativa (VOLTERRA E BOUALAM, 2002).

O processo de eutrofização, nas águas interiores, ocorre principalmente em lagos e reservatórios, que são ambientes lênticos. Nos rios, ambientes lóticos, as condições ambientais, como turbidez e velocidades elevadas, resultam em menor ocorrência de eutrofização (PORTO *et. al.*, 1991).

Visando melhor compreensão dos processos de modificação ou degradação ambiental de mananciais, pesquisadores estudam variáveis limnológicas, como cor, turbidez, oxigênio dissolvido, pH, cloreto, nitrato, fósforo total, das águas dos ambientes aquáticos. Estas variáveis podem fornecer um diagnóstico de suas condições ecológicas, assim como, auxiliar no entendimento da dinâmica das comunidades e levantar questões relevantes quanto aos mecanismos de respostas do sistema aos estímulos internos e externos, naturais ou antrópicos (SODRÉ, 2007). Modelos matemáticos para análise do grau de trofia dos corpos d'água surgiram, a partir de pesquisas. Dentre estes modelos podem ser citados o Índice de Estado Trófico criado por Carlson (1977), o qual foi modificado para clima tropical por Lamparelli (2004), o desenvolvido por Vollenweider (1976), adaptado para ambiente tropical por Salas e Martino (1991).

A eutrofização é um problema que ocorre em vários corpos d'água localizados no Brasil e no estado do Espírito Santo. Pesquisas visando maior conhecimento desse fenômeno natural, o qual é intensificado por ações antrópicas, são fundamentais para o desenvolvimento de ações de prevenção e melhoria qualitativa de corpos de água.

O rio Santa Maria da Vitória é um dos principais mananciais de abastecimento público da Região Metropolitana da Grande Vitória/ES. Nas últimas décadas, este corpo d'água vem sofrendo degradação devido à presença de fontes contribuintes de matéria orgânica ao longo do seu percurso, como: esgotos domésticos, cultivos agrícolas, granjas, pocilgas.

Ao longo do curso do rio Santa Maria da Vitória foram construídas duas barragens e formados dois reservatórios, visando geração de energia elétrica: Rio Bonito e Suíça. O reservatório Rio Bonito vem apresentando nos últimos anos florações de cianobactérias, (CESAN, 2005 *apud* RUBIM, 2006), principalmente devido ao elevado aporte de nutrientes.

Considerando as diversas fontes poluidoras existentes na bacia do rio Santa Maria da Vitória e as condições qualitativas das suas águas, se torna muito importante o acompanhamento de variáveis limnológicas do curso d'água, para que se possam planejar adequadamente, em tempo hábil, medidas que evitem maiores prejuízos ao abastecimento de água de centenas de milhares de habitantes da Região Metropolitana e aos demais usos dos seus recursos hídricos.

## **1.2 Justificativa**

Os principais efeitos da eutrofização são anaerobiose no corpo d'água, mortandade da fauna, toxicidade de algas, dificuldade e altos custos para o tratamento da água e redução da navegação e da capacidade de transporte (VON SPERLING, 2005).

Tendo em vista os graves prejuízos socioeconômicos e ambientais provenientes da eutrofização de corpos d'água lânticos, é de grande importância o estudo de suas causas e de medidas que possam ser tomadas para mitigação. Neste sentido, análise de características qualitativas e classificação quanto ao estado trófico para estes corpos hídricos, desenvolvidos no presente estudo, são fundamentais.

## **1.3 Objetivos**

### **Geral**

Maior conhecimento a respeito de modelos e índices utilizados para classificação de reservatórios quanto ao estado trófico.

### **Específicos**

Aplicação e comparação entre modelos de classificação de corpos d'água lênticos, quanto a estados tróficos.

Como estudo de caso, classificar o reservatório de Rio Bonito quanto ao estado trófico, por meio de diferentes modelos matemáticos.

Analisar a influência de precipitações pluviométricas e sazonalidade sobre a classificação relativa a estados tróficos.

Comparar resultados obtidos a montante e a jusante do reservatório, relativos a diferentes parâmetros de qualidade de água.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Eutrofização

A palavra eutrofização deriva do grego e significa bem-nutrido, não equivalendo a poluição. Denota o processo de aporte natural ou artificial de nutrientes aos corpos d'água e os efeitos resultantes dessa adição. O crescimento exagerado de organismos aquáticos autotróficos (fitoplâncton e macrófitas) devido à grande oferta de nutrientes, é uma das principais características do fenômeno eutrofização. A palavra poluição deriva da palavra do latim *polluere*, que significa manchar ou sujar. A poluição da água indica que um ou mais de seus usos foram prejudicados. Uma definição de poluição seria a introdução de substâncias ou formas de energia que alterem significativamente as características naturais do ecossistema aquático (PORTO *et al.*, 1991).

Poluentes podem chegar a corpos d'água subterrâneos ou superficiais de forma pontual ou difusa. Poluição pontual chega a pontos específicos ao longo dos corpos d'água. A poluição difusa é produzida pelo carreamento das águas de chuva quando estas se movem pela superfície ou através do solo, em ambientes urbanos e rurais. Seu aporte aos recursos hídricos se dá ao longo de toda a paisagem, não possuindo, como no caso de poluição pontual, um local onde a descarga se concentre (CAIADO, 2005).

Nutrientes (nitrogênio e fósforo) são componentes fundamentais dos ecossistemas aquáticos, mas o seu aporte excessivo pode promover a eutrofização de corpos d'água receptores. Eutrofização se caracteriza pelo crescimento desordenado de microorganismos e pode tornar as águas impróprias para usos mais nobres, assim como promover mudança na composição biótica de ecossistemas aquáticos, devido à morte de animais superiores, provocada pela redução de oxigênio dissolvido nas águas. Nitrogênio e fósforo podem entrar nos corpos hídricos dissolvidos em águas de

escoamento superficial, aderidos aos sedimentos ou dissolvidos em águas de percolação (CAIADO, 2005).

A eutrofização pode ser natural ou artificial. Quando natural, é um processo gradual e contínuo que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre. Quando ocorre artificialmente, ou seja, quando é induzida pelo homem, a eutrofização é denominada de artificial, cultural ou antrópica. Neste caso, os nutrientes podem ter diferentes origens, como: efluentes domésticos, efluentes industriais e atividades agrícolas (ESTEVES, 1998).

Os nutrientes em excesso produzem mudanças em lagos e reservatórios que são consideradas prejudiciais para a função ou o uso do corpo de água. A idéia de controle de nutrientes para proteger as funções do corpo da água iniciou-se com o limnólogo sueco Einar Naumann, que elucidou a maior parte do paradigma de nutrientes, em 1929. Suas idéias sobre a relação entre nutrientes e lagos podem ser resumidas nas seguintes sentenças (EPA, 2000):

- Os principais fatores que determinam a biomassa algal são os nutrientes fósforo e nitrogênio.
- A geologia (e o tipo de uso do solo) da bacia hidrográfica determinam a quantidade de nutrientes que entram no lago.
- Alterações na biomassa afetam a biologia de todo o lago.
- A quantidade de biomassa vegetal do lago aumenta com o passar do tempo, ocorrendo envelhecimento natural e gradual.

O monitoramento da qualidade da água é uma das principais preocupações ambientais e são necessários métodos específicos para a avaliação da água em ambientes lênticos. Entre os fatores que deterioram a água doce, a eutrofização se destaca como um importante problema.

A eutrofização é um problema crescente em vários lugares do mundo. Na África Subsaariana (SSA), a eutrofização torna a integridade ecológica das águas de superfície comprometida, com populações inteiras de peixes extintos, florescências de cianobactérias tóxicas abundantes, e níveis de oxigênio

muito baixos, promovendo, assim, o crescimento de microrganismos patogênicos, como *Clostridium botulinum*. Nyenje *et al.* (2010) fez uma revisão bibliográfica sobre a liberação de nutrientes nas áreas urbanas da África subsaariana e afirma que a relação entre a eutrofização das águas superficiais e a produção de nutrientes nas várias cidades é fundamentalmente diferente da eutrofização causada, principalmente, pela agricultura na região norte. Atualmente, menos de 30% do esgoto das cidades são tratados, enquanto o restante é eliminado através de sistemas de saneamento locais, os quais descarregam suas águas residuais nas águas subterrâneas.

Murchison é uma baía do Lago Vitória, em Uganda, que sofre influência da poluição da capital Kampala. Um estudo feito por Haande *et al.* (2011) mostrou que a baía é eutrófica, com dominância de cianobactérias *Microcystis aeruginosa* and *Anabaena spp.*, as quais são potencialmente tóxicas e podem oferecer riscos à população que utiliza a água.

Na Grécia, o Lago Koronia é raso e hipereutrófico. O aumento das concentrações de fosfato, a partir do final dos anos 1970, ocasionou grandes florações de cianobactérias. A percentagem de saturação de oxigênio da coluna de água aumentou progressivamente, de cerca de 80%, em 1983, para saturação total em 1993, decrescendo progressivamente para apenas 20% de saturação, em 1997. Apesar da dominância de cianobactérias, o metabolismo da comunidade do lago mudou da autotrofia progressivamente crescente para o rápido avanço da heterotrofia, associada com a redução progressiva do nível da água, levando à extinção dos peixes no lago (MITRAKI *et al.*, 2004).

Na China, o problema da eutrofização de lagos é extremamente grave. A proliferação de cianobactérias ameaça a qualidade das águas, o desenvolvimento econômico e a estabilidade da sociedade. O caso mais representativo é a floração de cianobactérias que ocorreu no lago Taihu, em 2007, resultando em escassez de água potável e para uso doméstico de 5 milhões cidadãos em Wuxi, província de Jiangsu (WANG e WANG, 2009).

Baseado em dados de fósforo, clorofila total, transparência (disco de Secchi) e nitrogênio total, 154 lagos situados em regiões do sul da província de Quebec,

Canadá, foram classificados de acordo com seus estados tróficos por Galvez-Cloutie e Sanchez (2007). Os métodos de classificação utilizados foram o da OCDE (Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico) (OECD, 1982) e o Índice de Estado Trófico de Carlson (1977). Os resultados mostraram que, embora a maioria dos lagos pesquisados estivesse dentro de condições ótimas (estado oligotrófico), 22 lagos apresentaram necessidade de maior controle de nutrientes.

Santos e Florêncio (2001) avaliaram o estado trófico do reservatório de Duas Unas, utilizando, para isso, o modelo simplificado de estado trófico, proposto por Salas e Martino, em 1991, baseado no balanço de massa do fósforo no reservatório. Compararam o resultado obtido pelo modelo simplificado, com aqueles obtidos pelo Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson e pela Curva de Distribuição Probabilística. O resultado obtido pela utilização do modelo caracterizou o reservatório de Duas Unas como em estado inicial de eutrofização, uma vez que a concentração média de fósforo obtida apresentou-se um pouco acima da considerada como limite entre estados mesotrófico e eutrófico, para o modelo aplicado. Observaram que os resultados obtidos retrataram com certa precisão a situação do reservatório, evidenciando a adequação dos modelos simplificados para reservatórios tropicais quanto à determinação de estados tróficos. Em relação aos outros métodos que foram comparados, o IET de Carlson não se mostrou adequado, superestimando o estado trófico. A curva de distribuição probabilística, por sua vez, foi considerada boa ferramenta na indicação do estado trófico do reservatório. Mosca (2008) realizou estudo no reservatório Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, no Rio Grande do Norte, verificando os impactos da eutrofização e a viabilidade da piscicultura nesse ambiente. Os resultados mostraram que a concentração média de fósforo total foi 106,5 µg/L, maior que 30 µg/L que é a concentração máxima para águas de Classe II segundo a resolução CONAMA 357/05. Essa concentração demonstra a necessidade urgente de projetos de manejo e recuperação da qualidade de água do reservatório, como a redução do aporte de nutrientes e o uso da piscicultura para melhor aproveitamento deste ambiente, sem prejudicar os demais usos.

Segundo Von Sperling (2005), o nível de eutrofização está associado ao uso e ocupação do solo predominante na bacia hidrográfica. A Figura 1 ilustra a possível sequência da evolução do processo de eutrofização em um corpo d'água, como um lago ou reservatório.

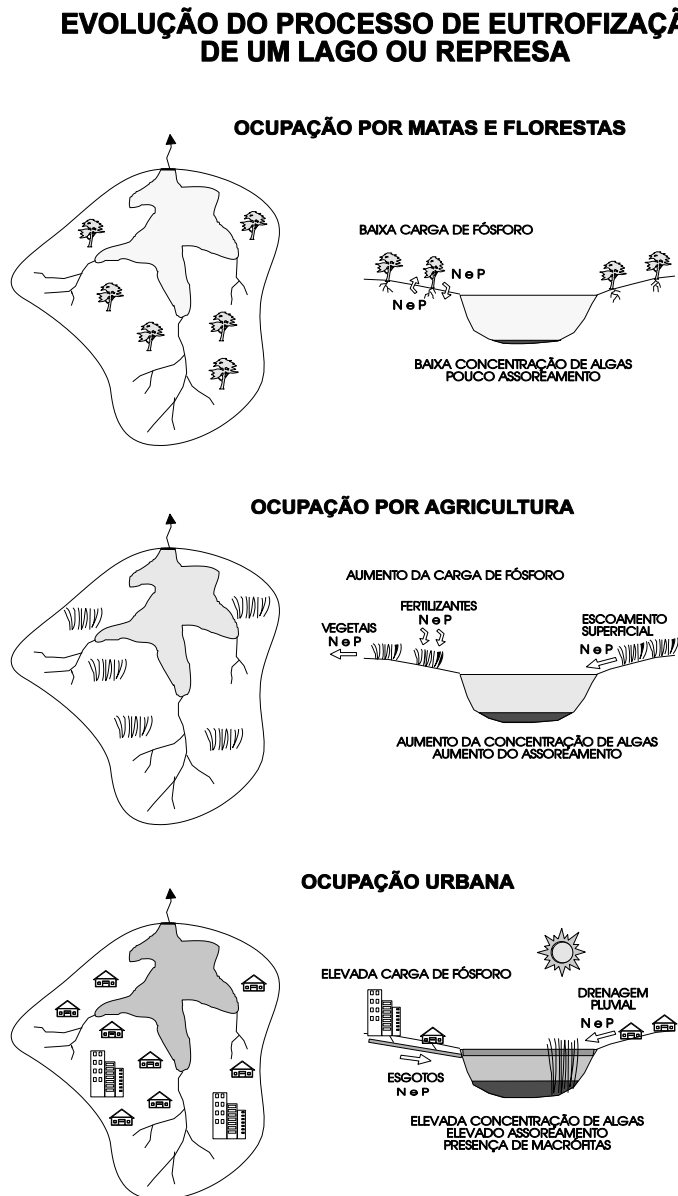


Figura 1 - Evolução do processo de eutrofização em um lago ou reservatório

Fonte: Von Sperling, 2005.

Associação entre o uso e ocupação do solo e a eutrofização (VON SPERLING, 2005):

a) Ocupação por florestas

Um lago ou reservatório situado em uma bacia de drenagem ocupada por florestas apresenta produtividade baixa, havendo pouca síntese biológica. O

ambiente lacustre tende a reter sólidos que se sedimentam, mesmo em condições naturais e de ausência de interferência humana. Há um aumento do nível de nutrientes na massa líquida, devido aos fenômenos de decomposição do material sedimentado, ainda que incipiente. Em decorrência disso, há uma progressiva elevação na população de fitoplâncton e de plantas aquáticas na massa líquida e, em consequência, de outros organismos situados em níveis superiores na cadeia alimentar.

Na bacia hidrográfica mantida em sua forma natural, a maior parte dos nutrientes é retida dentro de um ciclo quase fechado. As plantas, ao morrerem e caírem no solo, sofrem decomposição, liberando nutrientes. A capacidade de infiltração da água de chuva no solo é elevada nas regiões de matas e florestas. Assim, os nutrientes carregados pela água da chuva infiltram no solo, onde são absorvidos pelas raízes das plantas, voltando a fazer parte da sua composição, fechando, desta forma, o ciclo. Devido à infiltração e à absorção, o aporte de nutrientes ao corpo d'água é reduzido. Nessas condições, considera-se que o corpo d'água apresenta ainda um nível trófico bem incipiente.

#### b) Ocupação por agricultura

O desmatamento na bacia hidrográfica para a ocupação por agricultura inicia o processo de deterioração de um corpo d'água. A quebra no ciclo de nutrientes ocorre devido aos vegetais serem, muitas vezes, destinados para fora da bacia hidrográfica. Assim, há uma retirada, não compensada naturalmente, de nutrientes. Para compensar, e para tornar a agricultura mais intensiva, são adicionados, artificialmente, fertilizantes, que são produtos com elevados teores dos nutrientes, como nitrogênio e fósforo, freqüentemente superiores à capacidade de assimilação dos vegetais. Os nutrientes em excesso tendem, devido à baixa infiltração do solo, escoar superficialmente pelo terreno, podendo chegar ao lago ou represa.

A grande disponibilidade de nutrientes no corpo d'água estimula o aumento do número de algas e, em consequência, dos outros organismos, situados em degraus superiores da cadeia trófica. A alta produtividade do corpo d'água pode ser útil para certos usos, como o cultivo de determinadas espécies de

peixes. Entretanto, presença de muitas algas prejudica o tratamento de água para posterior abastecimento de populações.

### c) Ocupação urbana

A ocupação urbana da bacia hidrográfica traz uma série de consequências para o corpo hídrico:

- Assoreamento. Construções de prédios, casas e pavimentação de ruas implicam em movimentos de terra e redução da capacidade de infiltração das águas no solo. As partículas de solo tendem, em consequência, a seguir pelos fundos de vale, até atingir o lago ou represa e sedimentam, devido às baixíssimas velocidades de escoamento horizontal. A sedimentação causa o assoreamento, reduz o volume útil do corpo d'água e serve de meio suporte para o crescimento de vegetais fixos de maiores dimensões (macrófitas) próximos às margens. Estes vegetais causam deterioração no aspecto visual do corpo d'água. Entretanto, podem auxiliar na assimilação de nutrientes desse ambiente.
- Drenagem pluvial urbana. A drenagem urbana transporta uma carga muito grande de nutrientes, o que contribui para elevação do número de algas no ambiente aquático.
- Esgotos. Os esgotos contêm nitrogênio e fósforo, presentes nas fezes e urina, nos restos de alimentos, nos detergentes e em outros subprodutos das atividades humanas. Quando os efluentes são dispostos sem tratamento, deterioram rios, lagos, represas e ambientes marinhos. A contribuição de N e P através dos esgotos é bem superior à contribuição originada pela drenagem urbana.

Quando ocorre um período de elevada insolação (energia luminosa para a fotossíntese) em ambientes lênticos com excesso de nutrientes, as algas poderão atingir superpopulações, chamadas de florações de algas, constituindo uma camada superficial, similar a um caldo verde. Isso impede a penetração da energia luminosa nas camadas inferiores do corpo d'água, causando a morte das algas situadas nestas regiões. Alguns tipos de algas possuem toxinas que são liberadas quando morrem e podem trazer intoxicação e até a morte de

pessoas que beberem da água contaminada ou com tratamento ineficiente (VON SPERLING, 2005).

A urbanização sem estrutura e planejamento, e o uso intensivo de insumos agrícolas contribuem para o aporte de nutrientes e agrotóxicos aos corpos d'água, deste modo, acelerando o processo natural de eutrofização e afetando a qualidade da água. As principais consequências são (PORTO *et al.*, 1991):

- Problemas com o abastecimento de água, como odor, sabor desagradável e toxicidade das algas, além do entupimento dos filtros por algas.
- Interferências com a utilização recreacional do lago ou reservatório, com o aparecimento de tapetes de algas e turbidez elevada das águas.
- Variações substanciais, ao longo do dia, da concentração de oxigênio dissolvido, podendo resultar em anoxia noturna, com a consequente morte de peixes.
- Deposição de algas mortas no fundo do corpo d'água, que irá ocasionar condições aneróbias.
- Crescimento excessivo de macrófitas aquáticas, causando interferências diversas, como prejuízos à navegação e à aeração.

Os fatores físicos, químicos e biológicos que determinam o estabelecimento da eutrofização estão listados a seguir (PORTO *et al.*, 1991):

Fatores físicos: a radiação solar e a temperatura fornecem condições para o crescimento de organismos fotossintéticos e são responsáveis pelo regime térmico do lago ou reservatório. A profundidade é fundamental para a ocorrência da eutrofização. Quando o corpo d'água é mais raso permite maior penetração da radiação solar e, conseqüentemente, se torna mais produtivo que os mais profundos. O tempo de retenção hidráulica, ou residência, influencia no desenvolvimento das algas, que precisam de um certo tempo para crescerem.

Fatores químicos: A proliferação de organismos fotossintéticos depende de vários nutrientes, sendo o oxigênio, o carbono, o nitrogênio e fósforo

necessários em maior quantidade. Na maioria dos corpos d'água o fósforo é o nutriente limitante. Cianofíceas são capazes de fixar o nitrogênio da atmosfera e nitrogênio inorgânico pode ser produzido por algumas bactérias e pela decomposição de matéria orgânica contendo proteínas. Esses fatores dificultam o controle de nitrogênio nos corpos d'água.

Fatores biológicos: a principal consequência imediata da eutrofização é o crescimento excessivo de organismos fotossintéticos. Esses seres, por meio da fotossíntese, produzem matéria orgânica nova a partir de nutrientes inorgânicos, que determinam a eutrofização. A produção de oxigênio pela fotossíntese só ocorre durante as horas do dia em que há luz solar e a respiração das algas ocorre de forma contínua. Assim, em condições de eutrofização com muitas algas, durante o dia há muito oxigênio, enquanto de noite há pouco. O aumento excessivo da produção de matéria orgânica gera consequente aumento de detritos orgânicos que serão decompostos, na região bentônica, por processos anaeróbios. Esse processo de decomposição traz o surgimento de gases tóxicos, como metano e gás sulfídrico, para a maioria dos organismos aquáticos (PORTO *et al.*, 1991). A floração de algas faz diminuir o pH nos momentos em que há maior taxa de fotossíntese. Assim, a amônia apresenta-se em grande parte na forma livre ( $\text{NH}_3$ ), tóxica aos peixes, ao invés de na forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), não tóxica, ocasionando a mortandade de peixes (VON SPERLING, 2005).

No Brasil, até meados da década de 1990, a relação da degradação dos mananciais com a Saúde Pública se restringia à contaminação da água por agentes causadores de doenças de veiculação hídrica, principalmente várias espécies de bactérias, protozoários, vermes e alguns vírus. A partir de 1996, após o trágico caso que culminou com a morte de cerca de 60 pacientes renais crônicos submetidos à hemodiálise em uma clínica na cidade de Caruaru, Pernambuco, descobriu-se que havia outro fator muito importante e, muitas vezes, desconsiderado pelas autoridades competentes e pela própria população, que poderia ser responsável pela morte do homem via ingestão de água: as toxinas produzidas biologicamente que poderiam estar presentes na água servida à população (CHORUS e BARTRAM, 1999). Contudo, além da produção de toxinas, há muito se conhece outros problemas que a proliferação

de microalgas pode causar aos mananciais de abastecimento, principalmente devido à modificação das suas características organolépticas (cor, sabor e odor), tornando, muitas vezes, o tratamento mais oneroso e trazendo problemas às companhias que são responsáveis pelo tratamento da água em diversas localidades ( FERNANDES *et al.*2007).

Fernandes *et al.* (2007) realizaram testes para avaliar o processo de remoção de algas da água proveniente do reservatório de Duas Bocas, usada para abastecimento doméstico. O processo de flotação juntamente com duas substâncias químicas (sulfato de alumínio, já largamente utilizada como agente coagulante em ETAs) e PAC – policloreto alumínio associado ao peróxido de hidrogênio como agente oxidante, mostraram elevada eficiência (até 89%) de remoção de algas fitoplanctônicas, incluindo as cianobactérias. No estudo, os autores recomendam pesquisas futuras para a remoção de cianobactérias menores, que não foram removidas, e de cianotoxinas.

Pessanha *et al.*(2008) fizeram uma avaliação qualitativa de cianobactérias perifíticas e fitoplanctônicas de um manancial de abastecimento público do Espírito Santo no baixo rio Santa Maria da Vitória e sugeriram a realização de monitoramento ambiental das cianobactérias perifíticas, principalmente em águas destinadas ao abastecimento doméstico, uma vez que este grupo apresenta representantes potencialmente tóxicos.

Fernandes *et al.*(2009) realizaram estudos sobre o potencial de floração de cianobactérias na lagoa Mãe-Bá, localizada no Espírito Santo. Concluíram que esse corpo d'água representa um ecossistema com potencial floração de cianobactérias, inclusive com possibilidade de produção de toxinas, sendo o fósforo o principal fator limitante à ocorrência de florações permanentes neste ecossistema.

A caracterização do estágio de eutrofização de um corpo d'água acontece de acordo com seguintes níveis de trofia (PORTO *et al.*,1991):

- Oligotróficos: pobre em matéria orgânica e nutrientes, tanto em suspensão como no fundo. A disponibilidade de plâncton é bastante limitada. Suas águas são claras, com altos teores de oxigênio.
- Mesotróficos: produtividade média, representa um estágio intermediário.

- Eutróficos: apresentam alto nível de produtividade quando comparados com os níveis naturais. São ricos em matéria orgânica e elementos minerais tanto em suspensão como na região bentônica. Em corpos d'águas profundos não há oxigênio dissolvido no fundo.

As estratégias de controle de eutrofização usualmente adotadas podem ser medidas preventivas ou corretivas (VON SPERLING, 2005).

- Medidas preventivas (atuação na bacia hidrográfica): redução das fontes externas, tratamento de efluentes domésticos e industriais e controle da drenagem pluvial.
- Medidas corretivas (atuação no lago ou reservatório):

Processos mecânicos: aeração, remoção de algas, remoção de sedimentos, etc.

Processos químicos: precipitação de nutrientes, uso de algicidas, etc.

Processos biológicos: uso de peixes herbívoros, etc.

Freire e Bollmann (2005) verificaram uma relação direta da densidade populacional com a presença de esgotos não tratados nos corpos d'água da bacia hidrográfica do Rio Irai, localizada no Paraná. Concluíram que a baixa densidade populacional nas áreas de drenagem das bacias hidrográficas e o alto nível de atendimento de coleta e tratamento de esgotos, além da coleta e disposição final dos resíduos sólidos são essenciais para a manutenção da qualidade das águas utilizadas para abastecimento público em regiões de mananciais.

Gulati e Donk (2002) estudaram lagoas eutrofizadas da Holanda e métodos de restauração. Foram utilizados diversos métodos, como introdução de peixes herbívoros, redução da carga de fósforo por meio de tratamento de efluentes e introdução de macrófitas para absorção de nutrientes, considerando que, mesmo retirado o aporte de nutrientes, esses podem voltar do sedimento no fundo do corpo hídrico para a coluna d'água.

Na China foi realizado um experimento com a água eutrofizada do lago Chaohu. A planta aquática *I. aquática*, encontrada na Ásia, sofreu um melhoramento por meio da adição de íons, apresentou bons resultados na

biorremediação de águas eutrofizadas, pelo aumento na eficiência na remoção de nutrientes (MIAO, *et al.*, 2009).

## 2.2 Nutriente Limitante

A eutrofização das águas pode ser avaliada potencialmente pela determinação das concentrações de fósforo e nitrogênio na água, pois os íons nitrato e fosfato são normalmente os nutrientes limitantes (PORTO *et al.*, 1991).

Von Sperling (2005) define nutriente limitante como sendo aquele, que por ser essencial para uma determinada população, limita seu crescimento. Em baixas concentrações do nutriente limitante, o crescimento populacional é baixo. Com a elevação da concentração do nutriente limitante, o crescimento populacional também aumenta.

Os nutrientes primários, nitrogênio e fósforo, são utilizados até o momento em que o crescimento estiver completo e a exaustão de qualquer destes nutrientes paralisa o crescimento do fitoplâncton.

No Programa Regional do CEPIS (Centro Pan-Americano para Engenharia Sanitária e Ciências Ambientais), Salas e Martino (1991) utilizaram para a definição de nutriente limitante proposta por Vollenweider (1976) de nitrogênio total para fósforo total de 9:1, para o fitoplâncton. Conseqüentemente, lagos que constam no Programa com razões de N para P maiores que 9 foram considerados potencialmente limitados pelo fósforo, enquanto aqueles com razões menores que 9 foram considerados limitados pelo nitrogênio.

Segundo Salas e Martino (1991), a maioria dos lagos tropicais da América Latina é limitada por fósforo, pois mesmo que se controle o aporte externo de nitrogênio, há algas com capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico. Por essas razões, prefere-se dar uma maior prioridade ao controle das fontes de fósforo quando se pretende controlar a eutrofização em corpos de água.

A constituição da biomassa algal, segundo Von Sperling (2001), é normalmente obtida da relação de Redfield *et al.* (1963) ( $C_{106}H_{118}O_{45}N_{16}P$ ), a qual indica que as algas, em média, demandam 16 vezes mais nitrogênio do que fósforo. As concentrações totais de nitrogênio e de fósforo devem ser divididas pelas suas respectivas massas atômicas (14 e 31), sendo depois realizada a razão entre N e P para se obter o nutriente limitante. Se o resultado for consideravelmente superior a 16 há indicação de que o fósforo seja o nutriente limitante, caso menor, o nitrogênio será o limitante.

Em corpos d'água tropicais que recebem descargas de esgotos, o nitrogênio tem assumido o papel de nutriente limitante na eutrofização. Isso devido à relação média N/P nos esgotos domésticos ser 8. Além disso, a ocorrência de processos de desnitrificação (perda de nitrogênio por volatilização) e de fertilização interna (liberação de fósforo do sedimento) também contribuem para que o nitrogênio esteja presente em concentrações inferiores à demanda algal, convertendo-se portanto no nutriente limitante. Nesses casos o crescimento das algas azuis (cianobactérias), que possuem espécies capazes de fixar o nitrogênio diretamente da atmosfera, pode acarretar sérios problemas, devido ao potencial de toxicidade e dificuldade nos processos de tratamento da água (VON SPERLING, 2001).

Tundisi (2003) considera também que o fósforo, proveniente das fontes antropogênicas proporciona o crescimento do fitoplâncton e plantas aquáticas. O excesso de fósforo comparado com a quantidade disponível de nitrogênio pode tornar esse nutriente limitante.

O reservatório Tulé, localizado na Venezuela, estudado por Páez *et al.* (2001) teve a razão N:P igual a 12,8:1, indicando como nutriente limitante o fósforo.

O estudo de Fernández *et al.* (2011), do reservatório Paso de las Piedras, localizado na Argentina mostrou que os parâmetros mais importantes associados a florações das algas foram temperatura da água e concentração de fósforo. As cianobactérias dominaram durante o verão e início do outono, algas verdes durante o outono e início do inverno, e diatomáceas durante o inverno e a primavera.

Em ambientes aquáticos de clima quente, a elevada taxa de assimilação de nutrientes, associada à alta taxa de reciclagem, provoca a ocorrência de um intenso grau de produtividade. Dessa forma, em regiões de clima permanentemente quente e iluminado, lagos e reservatórios têm capacidade de metabolizar quantidades de nutrientes muito maiores do que aqueles de clima frio, originando assim, populações de pico muito menos numerosas e freqüentes. Esta maior capacidade de metabolizar quantidades de nutrientes permite que os valores limites para cada categoria trófica sejam mais elevados, em relação a corpos d'água de clima frio. Portanto, os valores limites de níveis tróficos estabelecidos para lagos temperados são inadequados para os lagos e reservatórios de clima tropical, por se tratarem de ambientes aquáticos com comportamentos funcionais distintos (SILVA, 1998).

LV, *et al.* (2011) estudaram os efeitos do nitrogênio e fósforo sobre a composição do fitoplâncton e da biomassa em 15 lagos, rasos, subtropicais e urbanos localizados em Wuhan, China. A temperatura e a concentração de fósforo total foram os principais limitadores de crescimento do fitoplâncton. Entretanto, no verão a dominância das espécies de fitoplâncton não foi limitada por nutrientes. Baixas razões de NT:PT (< 10) foram acompanhadas de poucas ocorrências de cianobactérias fixadoras de nitrogênio o que acarretou que a baixa razão NT:PT nem sempre deslocasse a dominância da comunidade fitoplanctônica para as cianobactérias que fixam nitrogênio. Além disso, o PT sempre teve maior correlação com a clorofila *a* do que com o NT, mesmo quando a razão de NT: PT da maioria das amostras fossem menores do que 10. Assim, foi concluído que a relação de NT:PT nem sempre é adequada para determinar se o nitrogênio ou fósforo limita a biomassa do fitoplâncton em lagos rasos urbanos eutróficos.

## **Fósforo**

O fósforo, cujas fontes naturais são o desgaste de minerais contendo fosfato e a decomposição da matéria orgânica, é disponível às plantas aquáticas

somente nessa forma de fosfato, principalmente o ortofosfato, sendo utilizado pelas células vivas para a transferência de energia. Sua forma solúvel é retirada do solo pelas plantas e, com a decomposição da matéria orgânica, reverte a formas inorgânicas, podendo ser perdido por erosão do solo e depositado nos sedimentos de córregos, rios, reservatórios, estuários e oceanos (BARCELLOS, 2006), como representado na Figura 2.

A maioria dos pesquisadores tem se utilizado de uma classificação mais sumária, que agrupa as várias formas em apenas cinco: fosfato particulado (P - particulado), fosfato orgânico dissolvido (P - Orgânico dissolvido), fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo (P-orto), fosfato total dissolvido (P - total dissolvido) e fosfato total (P - total).

O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes: fosfatos orgânicos - fósforo que compõe moléculas orgânicas de origem fisiológica, ortofosfatos (fosfatos inorgânicos) – radicais  $\text{PO}_4^{-3}$ ,  $\text{HPO}_4^{-2}$  e  $\text{H}_2\text{PO}_4^{-2}$ , que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas e polifosfatos (fosfatos inorgânicos) ou fosfatos condensados – polímeros de fosfato (GUALBERTO, 2009). Os fosfatos inorgânicos têm origem em detergentes e outros produtos.

O fósforo nos detergentes ocorre, na água residuária bruta, na forma de polifosfatos solúveis ou, após hidrólise, na forma de ortofosfatos. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples. A forma em que os ortofosfatos se apresentam na água depende do pH,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{H}_3\text{PO}_4$ . Em esgotos domésticos típicos a forma predominante é o  $\text{HPO}_4^{2-}$ . Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo. Os polifosfatos se transformam em ortofosfatos pelo mecanismo de hidrólise, a qual é um processo lento, embora parte ocorra no próprio sistema de coleta de esgotos. Modelos matemáticos de tratamento de esgotos usualmente consideram estas duas formas de fosfatos como estando todas na forma de ortofosfatos, já que, após hidrólise, todos estarão presentes nesta forma. O fósforo dos detergentes pode apresentar até 50% da concentração de fósforo total nos esgotos domésticos (VON SPERLING, 2005).

Outra classificação do fósforo é em relação a sua forma como sólido:

Fósforo solúvel: predominantemente inorgânico, principalmente polifosfatos e ortofosfatos (fósforo inorgânico), acrescidos de uma pequena fração correspondente de fósforo ligado à matéria orgânica solúvel dos esgotos.

Fósforo particulado: todo na forma orgânica, ligado à matéria orgânica particulada dos esgotos.

O fósforo pode ser transportado para o sedimento do corpo hídrico e depois ser disponibilizado novamente para a coluna d'água. Uma das formas de liberação do fósforo no corpo aquático ocorre por meio da ressuspensão do sedimento. A mobilização dos diferentes tipos de fósforo dentro do sedimento para a água pode ocorrer via reações bioquímicas, como mineralização, autólise das células ou por dissolução (BORGES, 1998).

A liberação do íon fosfato para a água ocorre mais facilmente em condições de baixas concentrações de oxigênio e em anaerobiose. Nestas condições, não ocorre precipitação do fosfato pelo ferro, pois o mesmo se encontra no estado de oxidação como íon  $Fe^{2+}$ . Nessas condições, o fosfato permanece solúvel (ESTEVES, 1998).

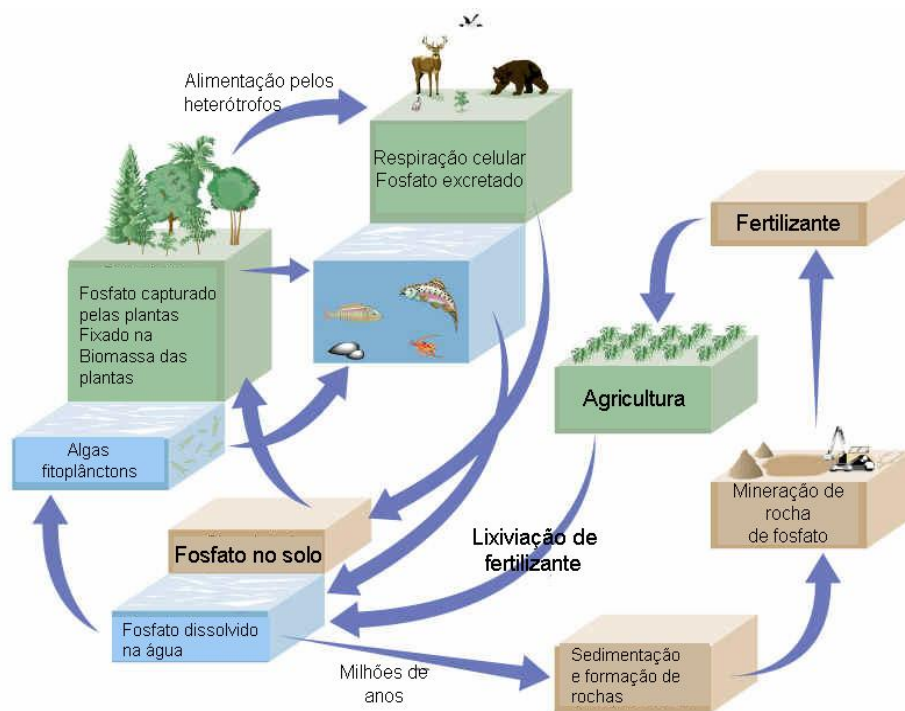


Figura 2- Etapas representativas do Ciclo do fósforo

Fonte: Adaptado de <[http://arnica.csustan.edu/carosella/biol4050w03/figures/phosphorus\\_cycle.htm](http://arnica.csustan.edu/carosella/biol4050w03/figures/phosphorus_cycle.htm)>

A presença de ferro, alumínio, cálcio, e eventualmente, manganês, e outros coagulantes naturais, ajuda a precipitar parte do fosfato em solução, principalmente o fosfato dissolvido. O fosfato que se encontra aderido a argilas, é referenciado como fosfato particulado. Sob condições de redução, em regiões anaeróbias, mobilizado por bactérias, o fosfato precipitado pode ser devolvido ao meio aquático, aumentando a concentração dissolvida e as chances de eutrofização. Um nível de fosfato de 0,02 mg/l previne a floração de algas, mas concentrações menores que 0,003 mg/l indicam nichos ecológicos deficientes em fósforo (PORTO *et. al.*,1991).

Em águas não poluídas as concentrações costumam variar entre 0,005 e 0,020 mg/l de fosfato. Esgotos, particularmente aqueles contendo detergentes, efluentes industriais e fertilizantes contribuem para aumento da concentração de fósforo em corpos d'água. Os polifosfatos são adicionados aos detergentes e sabões, atuam como sequestrantes e se ligam principalmente aos cátions  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  e formam complexos solúveis, aumentando a eficiência da limpeza. O sistema sequestrante é o principal componente dos detergentes em pó (BORGES, 1998).

As principais fontes de fósforo que afluem a uma lagoa ou reservatório são (VON SPERLING, 2005):

- Efluentes domésticos.
- Drenagem pluvial: área com matas e florestas, áreas agrícolas, áreas urbanas.

A contribuição de nutrientes por meio dos efluentes costuma ser bem superior à contribuição da drenagem pluvial de acordo com a Tabela 1 (VON SPERLING, 2005).

Tabela 1 - Contribuições unitárias de fósforos típicas

| Fonte     | Tipo                       | Valores típicos | Unidade                  |
|-----------|----------------------------|-----------------|--------------------------|
|           | Áreas de matas e florestas | 10              | kgP/km <sup>2</sup> .ano |
| Drenagem  | Áreas agrícolas            | 50              | kgP/km <sup>2</sup> .ano |
|           | Áreas urbanas              | 100             | kgP/km <sup>2</sup> .ano |
| Efluentes | Domésticos                 | 1,0             | kgP/hab.ano              |

Bollmann e Freire (2003) estudaram os reservatórios situados na Região Metropolitana de Curitiba (Altíssimo Iguaçu), os quais apresentam condições favoráveis à ocorrência de florações de algas cianofíceas. Dentre os fatores relevantes, a disponibilidade de macro-nutrientes foi apontada como chave para deflagrar os eventos de floração. Recomendaram o gerenciamento de ações visando à melhoria das condições das águas do reservatório, principalmente no que concerne ao controle do fósforo, que é o macro-nutriente limitante ao crescimento das algas responsáveis pelas florações locais (*Anabaena spp* e *Microcystis spp*).

### **2.3 Avaliação do estado trófico de lagos e reservatórios**

O conceito de trofia em ecossistemas aquáticos representa a intensidade de produção primária nesses ambientes. Quanto maior o grau de trofia, mais intensa é a formação de biomassa e, portanto, maior será o consumo de oxigênio para a sua decomposição. O nível trófico de um lago ou reservatório pode ser indicado pela medição dos parâmetros relacionados com o conteúdo de oxigênio dissolvido, produtividade das algas e quantidade de nutrientes (SILVA,1998).

Nos lagos tropicais a temperatura não tem efeitos tão significativos sobre a variação temporal do fitoplâncton como em lagos temperados, pois está sempre acima dos valores limitantes ao crescimento. A variação temporal do fitoplâncton em lagos tropicais é controlada por outros fatores, como a disponibilidade de nutrientes e a radiação subaquática. A disponibilidade de nutrientes é controlada por fatores externos ao ecossistema, sendo os mais importantes: ventos, precipitação e radiação incidente. Estes, em grande parte, interferem nos fatores internos controladores da disponibilidade de nutrientes: turbulência, estratificação e desestratificação da coluna d'água e taxa de decomposição. A variação temporal da comunidade fitoplanctônica em lagos

tropicais também pode ser controlada por fatores bióticos como herbivoria e parasitismo (Esteves, 1998).

O reconhecimento dos fatores mais importantes na determinação das variações temporais nas represas e lagos rasos tropicais é difícil devido à ocorrência de maior turbulência nesses ambientes.

Veiga (2010) estudou o reservatório dos Alagados no Paraná, Brasil, e verificou uma concordância entre a ocorrência de ventos mais intensos e uma maior concentração de clorofila *a*. Essa hipótese foi reforçada pela não ocorrência de estratificação e pelas reduções das concentrações de fósforo total nos sedimentos no período monitorado, primeiro semestre de 2009.

Nos lagos temperados as condições anaeróbias no hipolímnio (região profunda, com menor temperatura e maior densidade) são indicativas de eutrofização. Em regiões tropicais, a estratificação térmica (aquecimento diferenciado do corpo d'água ao longo de sua profundidade) de lagos e reservatórios é uma característica permanente ou semi-permanente, devido às altas temperaturas nessas regiões. Os lagos permanecem praticamente todo o ano estratificados, ocorrendo a sua desestratificação apenas no inverno. Também devido às altas temperaturas, as taxas de decomposição da matéria orgânica são maiores em relação aos lagos de clima temperado. Devido a esses motivos, condições anaeróbias prevalecem em quase todos os hipolímnios tropicais, independentes de seus respectivos níveis tróficos (SILVA,1998).

Os três parâmetros básicos para a classificação trófica de lagos e reservatórios são: transparência, concentração de fósforo e concentração do pigmento clorofila-*a*.

Marshall Falconer (1973), baseado em experiência no Zimbábue, sugerem a supersaturação de oxigênio dissolvido no epilímnio (região superficial do corpo d'água, com maior temperatura e menor densidade) como indicador de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais.

De forma a se caracterizar com uma particularidade ainda mais elevada os corpos d'água, há outras classificações com outros níveis tróficos, tais como: ultraoligotrófico, oligotrófico, oligomesotrófico, mesotrófico, mesoeutrófico,

eutrófico, eupolitrófico, hipereutrófico (listados da menor para a maior produtividade) (VON SPERLING, 2005).

Na Tabela 2 é apresentada a caracterização trófica de lagos e reservatórios, de acordo com algumas características.

Tabela 2 - Caracterização trófica de lagos e reservatórios

| Item                                    | Classe de trofia     |                      |                                    |                                       |  |
|---|----------------------|----------------------|------------------------------------|---------------------------------------|--|
|   | Ultraoligotrófico    | Oligotrófico         | Mesotrófico                        | Eutrófico                             | Hipereutrófico                                 |
| Biomassa                                | Bastante baixa       | Reduzida             | Média                              | Alta                                  | Bastante alta                                  |
| Fração de algas verdes e/ou cianofíceas | Baixa                | Baixa                | Variável                           | Alta                                  | Bastante alta                                  |
| Macrófitas                              | Baixa ou ausente     | Baixa                | Variável                           | Alta ou baixa                         | Baixa  |
| Dinâmica de produção                    | Bastante baixa       | Baixa                | Média                              | Alta                                  | Alta, instável                                 |
| Dinâmica de oxigênio na camada superior | Normalmente saturado | Normalmente saturado | Variável em torno de supersaturado | Frequente de supersaturado            | Bastante instável, de supersaturado à ausência |
| Dinâmica de oxigênio na camada inferior | Normalmente saturado | Normalmente saturado | Variável abaixo da saturação       | Abaixo da saturação completa ausência | Bastante instável, de supersaturado à ausência |
| Prejuízo aos usos múltiplos             | Baixo                | Baixo                | Variável                           | Alto                                  | Bastante alto                                  |

Fonte: Von Sperling (2005).

## 2.4 Modelagem Matemática

Existem vários métodos e índices para se avaliar o estado trófico de lagos e reservatórios. A maioria deles foi desenvolvida para ambientes de clima

temperado. Desta forma, sua aplicação em regiões tropicais deve ser feita de forma cuidadosa. O índice mais amplamente utilizado é o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977), devido à sua simplicidade e por englobar parâmetros de qualidade da água importantes. A seguir, são apresentados alguns modelos utilizados para a indicação do nível trófico de corpos d'água lênticos:

a) Vollenweider quantificou o processo de eutrofização por meio do desenvolvimento de um modelo de equilíbrio de massa, utilizando dados da literatura a respeito de lagos de clima temperado. Demonstrou uma forte relação entre as entradas de nutrientes e a concentração de nutrientes dentro do lago. Essa relação mostrou que carga de nutrientes, alterações na morfologia, hidrologia, e assoreamento do lago são os principais fatores que causam a eutrofização em lagos (EPA, 2000).

A equação empírica desenvolvida por Vollenweider (1976) para ambientes temperados é expressa na forma:

$$P_r = \frac{L_c}{q_s (+\sqrt{t})} \quad (1)$$

$P_r$  = concentração de fósforo no reservatório (mg P/m<sup>3</sup>)

$L_c$  = carga crítica de fósforo sobre a represa (mg P/m<sup>2</sup> . ano)

$q_s$  = taxa de aplicação hidráulica =  $z/t$  (m/ano)

$z$  = profundidade média =  $V/A$  (m)

$t$  = tempo de detenção hidráulica =  $V/Q$  (anos)

$V$  = volume do reservatório (m<sup>3</sup>)

$A$  = área superficial do reservatório (m<sup>2</sup>)

$Q$  = vazão afluente ao reservatório (m<sup>3</sup>/ano)

Silva (1998) comparou modelos de eutrofização. Um deles foi o de Vollenweider (1976), entretanto, os resultados de fósforo no corpo hídrico que ficaram mais próximos da realidade foram os do modelo de Salas e Martino, o qual foi adaptado para ambiente tropical.

b) Salas e Martino (1991) desenvolveram, a partir do índice de Vollenweider, considerando o estudo de 40 lagos e reservatórios da América Latina e Caribe, o seguinte modelo:

$$P_{\lambda} = \frac{L(P)}{\bar{Z}/T_w \left( + 2\sqrt{T_w} \right)} \quad (2)$$

$P_{\lambda}$  = fósforo total (mg/L)

$L(P)$  = taxa de carga de fósforo total superficial ( $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ )

$\bar{Z}$  = profundidade média do lago (m)

$T_w$  = tempo de detenção (ano)

Salas e Martino (1991) consideraram o modelo empírico de fósforo total com os limites fixos de 0,030 e 0,070 mg/l, que separa as classificações oligotrófica/mesotrófica e mesotrófica/eutrófica.

Através do Modelo Simplificado de Estado Trófico para o fósforo, proposto por Salas e Martino (1991) para lagos tropicais, foi obtida para o reservatório de Duas Unas, por Santos e Florêncio (2001), a concentração de fósforo total de 0,078 mgP /L que, de acordo com as faixas de concentração fixadas pelos mesmos autores, indica um estado eutrófico.

c) Índice de Estado Trófico (IET) (CARLSON,1977) – este índice engloba lagos numa escala numérica de 0 a 100, sendo que cada divisão (10, 20, 30, etc.) representa a capacidade de dobrar a biomassa algal. O índice é calculado para fósforo total, clorofila *a* e transparência da água, sendo:

$$IET(DS) = 10 \left( 6 - \left( \frac{\ln DS}{\ln 2} \right) \right) \quad (3)$$

onde:

$\ln DS$  =logaritmo neperiano da transparência da água medida através de disco de Secchi (m)

$\ln 2$  = logaritmo neperiano de 2

$$IET(cia) = 10 \left( 6 - \left( \frac{2,04 - 0,68 \ln Cia}{\ln 2} \right) \right) \quad (4)$$

onde:

$\ln Cia$  = logaritmo neperiano da clorofila a ( $mg\ m^{-3}$ )

$\ln 2$  = logaritmo neperiano de 2

$$IET(PT) = 10 \left( 6 - \left( \frac{\ln 48 / PT}{\ln 2} \right) \right) \quad (5)$$

onde:

$\ln PT$  = logaritmo neperiano de fósforo total ( $mg\ l^{-1}$ )

$\ln 2$  = logaritmo neperiano de 2

O Índice de Estado Trófico (IET) representa a capacidade dos lagos de dobrar a biomassa algal. Porém, não indica o estado trófico do lago. Para esta finalidade Kratzer e Brezonick (1981), descreveram o nível trófico de lagos baseados no IET, conforme segue:

Tabela 3 - Classificação do IET de Carlson (1977)

| <b>Categoria Estado Trófico</b> | <b>IET</b>         |
|---------------------------------|--------------------|
| Ultra oligotrófico              | $IET < 20$         |
| Oligotrófico                    | $21 < IET \leq 40$ |
| Mesotrófico                     | $41 < IET \leq 50$ |
| Eutrófico                       | $51 < IET \leq 60$ |
| Hipereutrófico                  | $IET > 61$         |

Santos e Florêncio (2001) realizaram a aplicação do Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977), para o fósforo, no reservatório Duas Unas, que indicou estado eutrófico, com valor de 56,5, considerando a concentração média de fósforo total de 0,051 mg/L, obtida analiticamente para o reservatório. Observou-se que se a concentração de fósforo obtida pelo Modelo Simplificado proposto por Salas e Martino, fosse aplicada ao IET de Carlson (1977), desenvolvido para lagos temperados, o resultado obtido para o IET, 62,6, indicaria estado hipereutrófico, superestimando dessa forma o grau de trofia no reservatório.

Moschini-Carlos *et al.* (2007) estudaram o reservatório de Itupararanga (Bacia do Alto Sorocaba - SP) por meio do IET de Carlson (1977), o qual classificou as águas em um ponto de monitoramento como eutróficas, exceto a 6,0 m de profundidade na zona afótica, pois essa região apresentou-se como mesotrófica. Já em outro ponto no início da coluna d'água (entre 0,0 e 2,0 m de profundidade) foi classificada como mesotrófica, tornando-se eutrófica entre 4,0 e 6,0 m de profundidade e mesotrófica novamente entre 8,0 e 11,0 m de profundidade (zona afótica). Concluíram que isso se deve aos impactos dos rios formadores da bacia do Alto Sorocaba, relacionados com a poluição difusa da produção agrícola e a carga orgânica das cidades.

O lago Geneva, localizado em Walworth County, EUA, foi monitorado entre os anos de 1997 e 2000. Segundo Robertson *et al.* (2002), de acordo com o IET de Carlson (1977), as águas do lago variaram entre mesotróficas e oligotróficas.

Murthy *et al.* (2008) utilizaram o IET de Carlson (1977), devido à sua simplicidade, em nove lagos no estado de Karnataka, na Índia, e sugeriram medidas de conservação dos mesmos. Cinco lagos foram considerados hipereutróficos, os quais apresentam muitas algas, espumas e cheiro desagradável. Um lago foi considerado mesotrófico, apresentando moderada transparência, e os outros três lagos eutróficos, com baixa profundidade, algas, peixes de águas quentes e anoxia nas regiões profundas no verão. As ações propostas para melhoria da qualidade das águas seriam a retirada das algas e redução do aporte de fósforo. Para condições extremas foi indicada a drenagem de toda a água do lago e recarga do mesmo por meio da água da chuva.

Suli *et al.* (2011) desenvolveram um modelo que inclui o IET de Carlson (1977) e a densidade das espécies de algas mais tóxicas encontradas em reservatórios. O modelo foi aplicado em um reservatório localizado na Sardenha, Itália, e considerou as cianobactérias como algas mais tóxicas. O estudo mostrou que o modelo é simples e pode auxiliar na estimativa de disponibilidade de água para tratamento, de acordo com a densidade das algas tóxicas. Nos reservatórios Cixerri e Barrocos, nos quais a proliferação de algas ocorre com frequência durante a primavera e o verão, os altos valores da densidade de cianobactérias tóxicas causaram reduções de disponibilidade de água de 47,1% em Cixerri e 42,7% em São Barrocos. A redução foi necessária porque a densidade de cianobactérias excedeu o valor máximo da qualidade da água para uso a jusante e as estações de tratamento de água locais não conseguem eliminar as cianotoxinas.

Ramírez *et al.* (2008), por meio do IET de Carlson (1977), classificaram o Lago Guajataca como mesotrófico e o Lago Cerrillos entre oligotrófico e mesotrófico. Os lagos estão localizados em Porto Rico.

Dez reservatórios localizados nas regiões das montanhas da Coréia do Sul foram classificados entre mesotróficos e eutróficos, segundo o IET de Carlson (1977). O fósforo foi considerado nutriente limitante. A redução da aplicação de fertilizantes, o tratamento adequado dos resíduos sólidos e a conservação de solo foram medidas propostas para diminuição da eutrofização do lago, segundo Kim *et al.* (2001).

d) IET de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1984). Toledo *et al.* (1984) modificaram o IET de Carlson (1977) para adaptá-lo a ambiente subtropical, sendo:

$$IET(DS) = 10 \left( 6 - \left( \frac{0,64 + \ln DS}{\ln 2} \right) \right) \quad (6)$$

onde:

ln DS =logaritmo neperiano da transparência da água, medida através de disco de Secchi (m)

$\ln 2$  = logaritmo neperiano de 2

$$IET(Cla) = 10 \left( 6 - \left( \frac{2,04 - 0,695 \ln Cla}{\ln 2} \right) \right) \quad (7)$$

onde:

$\ln Cla$  = logaritmo neperiano da clorofila a ( $\text{mg m}^{-3}$ )

$\ln 2$  = logaritmo neperiano de 2

$$IET(PT) = 10 \left( 6 - \left( \frac{\ln 80,32 / PT}{\ln 2} \right) \right) \quad (8)$$

onde:

$\ln PT$  = logaritmo neperiano de fósforo total ( $\text{mg l}^{-1}$ )

$\ln 2$  = logaritmo neperiano de 2

Os níveis tróficos de lagos, baseados no IET segundo Toledo *et. al.* (1984), são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Categoria de estado trófico, segundo Toledo *et. al.* (1984)

| <b>Categoria Estado Trófico</b> | <b>IET</b>         |
|---------------------------------|--------------------|
| Ultraoligotrófico               | $IET \leq 24$      |
| Oligotrófico                    | $24 < IET \leq 44$ |
| Mesotrófico                     | $44 < IET \leq 54$ |
| Eutrófico                       | $54 < IET \leq 74$ |
| Hipereutrófico                  | $IET > 74$         |

e) IET modificado por Lamparelli (2004)

O IET de Carlson (1977) foi modificado por Toledo *et. al.* (1984). Esse novo índice foi alterado por Lamparelli (2004), a partir de dados da Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo da CETESB. Foram 34 pontos amostrados em reservatórios e 35 em rios.

As equações 9, 10 e 11 foram propostas por Lamparelli (2004) para o cálculo de Índices de Estado Trófico, para fósforo total, para clorofila e global.

$$IET(PT) = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln PT) / \ln 2)) \quad (9)$$

$$IET(CL) = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln CL)) / \ln 2)) \quad (10)$$

$$IET = [ IET ( PT ) + IET ( CL ) ] / 2 \quad (11)$$

Onde,

CL: Clorofila Total µg/L

LN: Logaritmo Natural

PT: Fósforo Total µg /l

A Tabela 5 apresenta as classes de IET modificado por Lamparelli (2004), de acordo com a transparência, concentrações de fósforo total e clorofila a, e ponderação.

Tabela 5 - Classificação segundo IET modificado por Lamparelli (2004)

| <b>Categoria estado trófico</b> | <b>Ponderação</b> | <b>Transparência S(m)</b> | <b>P-total (mg.m<sup>-3</sup>)</b> | <b>Clorofila a (mg.m<sup>-3</sup>)</b> |
|---------------------------------|-------------------|---------------------------|------------------------------------|--|
| U                               | IET ≤ 47          | S ≥ 2,4                   | P ≤ 8                              | CL ≤ 1,17                              |
| O                               | 47 < IET ≤ 52     | 2,4 > S ≥ 1,7             | 8 < P ≤ 19                         | 1,17 < CL ≤ 3,24                       |
| M                               | 52 < IET ≤ 59     | 1,7 > S ≥ 1,1             | 19 < P ≤ 52                        | 3,24 < CL ≤ 11,03                      |
| E                               | 59 < IET ≤ 63     | 1,1 > S ≥ 0,8             | 52 < P ≤ 120                       | 11,03 < CL ≤ 30,55                     |
| SE                              | 63 < IET ≤ 67     | 0,8 > S ≥ 0,6             | 120 < P ≤ 233                      | 30,55 < CL ≤ 69,05                     |
| HE                              | IET > 67          | 0,6 > S                   | 233 < P                            | 69,05 < CL                             |

Onde: U: Ultraoligotrófico, O: Oligotrófico, M: Mesotrófico, E: Eutrófico, SE: Supereutrófico, HE: Hipereutrófico.

As equações 12, 13 e 14 apresentam as equações propostas dos Índices de Estado Trófico modificado por Lamparelli (2004), para fósforo total, clorofila a e global, para rios.

$$IET(CL) = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln CL)) / \ln 2)) - 20 \quad (12)$$

$$IET(PT) = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln PT)) / \ln 2)) - 20 \quad (13)$$

$$IET = [ IET(PT) + IET(CL) ] / 2 \quad (14)$$

Onde,

CL: Clorofila Total  $\mu\text{g/L}$

LN: Logaritmo Natural

PT: Fósforo Total  $\mu\text{g/l}$

A Tabela 6 apresenta as classes de IET modificado por Lamparelli (2004), de acordo com as concentrações de fósforo total, clorofila a e ponderação.

Tabela 6 - IET para Rios

| <b>Categoria Estado Trófico</b> | <b>Ponderação</b>         | <b>P-total<br/>(<math>\text{mg/m}^3</math>)</b> | <b>Clorofila a<br/>(<math>\text{mg/m}^3</math>)</b> |
|---------------------------------|---------------------------|---|---|
| Ultraoligotrófico               | $\text{IET} \leq 47$      | $P \leq 13$                                     | $\text{CL} \leq 0,74$                               |
| Oligotrófico                    | $47 < \text{IET} \leq 52$ | $13 < P \leq 35$                                | $0,74 < \text{CL} \leq 1,31$                        |
| Mesotrófico                     | $52 < \text{IET} \leq 59$ | $35 < P \leq 137$                               | $1,31 < \text{CL} \leq 2,96$                        |
| Eutrófico                       | $59 < \text{IET} \leq 63$ | $137 < P \leq 296$                              | $2,96 < \text{CL} \leq 4,70$                        |
| Supereutrófico                  | $63 < \text{IET} \leq 67$ | $296 < P \leq 640$                              | $4,70 < \text{CL} \leq 7,46$                        |
| Hipereutrófico                  | $\text{IET} > 67$         | $640 < P$                                       | $7,46 < \text{CL}$                                  |

Garcia *et al* (2007) classificaram o reservatório de Ilha Solteira entre ultraoligotrófico e eutrófico segundo o IET de Lamparelli (2004). Essa amplitude de grau trófico mostrou a maior sensibilidade a mudanças desse índice, quando comparado ao IET de Carlson (1977) modificado por Toledo *et. al.* (1984).

f) Índice de Estado Trófico da Flórida desenvolvido por Brezonik (1984)

Baseia-se no IET de Carlson (1977), considerando os parâmetros fósforo, clorofila a e nitrogênio total. Foram feitas análises em 313 lagos da Flórida. O Índice de Estado Trófico da Flórida é baseado em concentrações de fósforo e de nitrogênio, em função do nutriente limitante (Eq 20,21 e 22). Caso o lago apresente relação nitrogênio/fósforo maior que 30, o fósforo é considerado o limitante. O nitrogênio é considerado limitante se a relação nitrogênio/ fósforo for menor que 10. Quando a relação resulta entre 10 e 30 os dois nutrientes são considerados equilibrados. O índice do nutriente é baseado unicamente em fósforo se a relação for superior a 30 (Eq 19 e 20), exclusivamente baseado em nitrogênio se inferior a 10 (Eq 17 e 21), ou em ambos, nitrogênio e fósforo, se o valor for entre 10 e 30 (Eq 16, 18 e 22). O Índice de Estado Trófico (Eq 23) é

baseado na média dos índices de clorofila a (Eq 15) e de nutrientes (Eq 16,17,18 e 19) (PAULIC *et al*, 1996).

$$IET(CLA) = 16.8 + [14.4 \times \text{LN}(CLA)] \quad (15)$$

$$IET(NT) = 56 + [19.8 \times \text{LN}(NT)] \quad (16)$$

$$IET(NT2) = 10 \times [5.96 + 2.15 \times \text{LN}(NT + .0001)] \quad (17)$$

$$IET(PT) = [18.6 \times \text{LN}(PT \times 1000)] - 18.4 \quad (18)$$

$$IET(PT2) = 10 \times [2.36 \times \text{LN}(PT \times 1000) - 2.38] \quad (19)$$

Cálculo do IET (NUTR) em função do Nutriente Limitante:

$$NT/PT > 30 \quad IET(NUTR) = IET(PT2) \quad (20)$$

$$NT/PT < 10 \quad IET(NUTR) = IET(NT2) \quad (21)$$

$$10 < NT/PT < 30 \quad IET(NUTR) = (IET(PT) + IET(NT)) / 2 \quad (22)$$

$$IET_{total} = (IET(CLA) + IET(NUTR)) / 2 \quad (23)$$

Onde,

CLA: Clorofila Total µg/l

LN: Logaritmo Natural

NT: Nitrogênio Total mg/l

PT: Fósforo Total mg/l

A Tabela 7 apresenta as classificações de corpos hídricos, baseadas nos Padrões de Qualidade de Água da Flórida (PAULIC *et al*, 1996), de acordo com o IET da Flórida (IET total).

Tabela 7 - Classificação de IET total

| IET total | Classificação |
|-----------|---------------|
| 0 - 59    | Boa           |
| 60 - 69   | Aceitável     |
| 70 - 100  | Ruím          |

Sigua *et al* (2006) estudaram o estado trófico dos lagos Lindsey, Spring e Bystere localizados na Flórida, EUA por meio da aplicação do IET da Flórida. Os IETs para os lagos Lindsey, Spring e Bystre foram 35, 30, e 46, respectivamente. Desta forma, as águas foram classificadas como “boas”.

#### g) Curva de Distribuição Probabilística de Estado Trófico

A curva de distribuição probabilística de estado trófico foi desenvolvida inicialmente para lagos e reservatórios temperados. Em 1990, em um Programa Regional do Centro Pan-Americano para Engenharia Sanitária e Ciências Ambientais (CEPIS), foi adaptada para reservatórios tropicais (SALAS E MARTINO, 1991).

Para o desenvolvimento da curva, foi assumida a distribuição normal para o logaritmo dos dados de fósforo, sendo aplicada a seguinte equação:

$$Y = \frac{1}{\sigma_s \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2} \left( \frac{\log X - \mu}{\sigma_s} \right)^2} \quad (24)$$

onde,

Y = log da distribuição normal de probabilidade;

$\sigma_s$  = desvio padrão

$\mu$  = média;

x = parâmetro (log do fósforo total, P)

Através da aplicação da fórmula de Baye's e Blank (1980, *apud* SALAS E MARTINO, 1991), para cada uma das categorias logarítmicas da distribuição normal, equações 25 e 26, resultou a curva de distribuição probabilística (Figura 3).

$$P(CT_i / X) = \frac{P(CT_i) \cdot P(X / CT_i)}{\sum P(CT_i) \cdot P(X / CT_i)} \quad (25)$$

$$\frac{P(X / CT_i)}{\sum P(X / CT_i)} = \frac{Y(CT_i)}{\sum Y(CT_i)} \quad (26)$$

onde,

CT<sub>i</sub> = categorias de estado trófico

X = logaritmo de PT

P (X / CT<sub>i</sub>) = Y(CT<sub>i</sub>) = distribuição normal de probabilidade { Y(HE) hipereutrófico,

Y(E) eutrófico, Y(M) mesotrófico, Y(O) oligotrófico e Y(UO) ultraoligotrófico;

$\sum Y(CT_i)$  = soma de todas as distribuições.

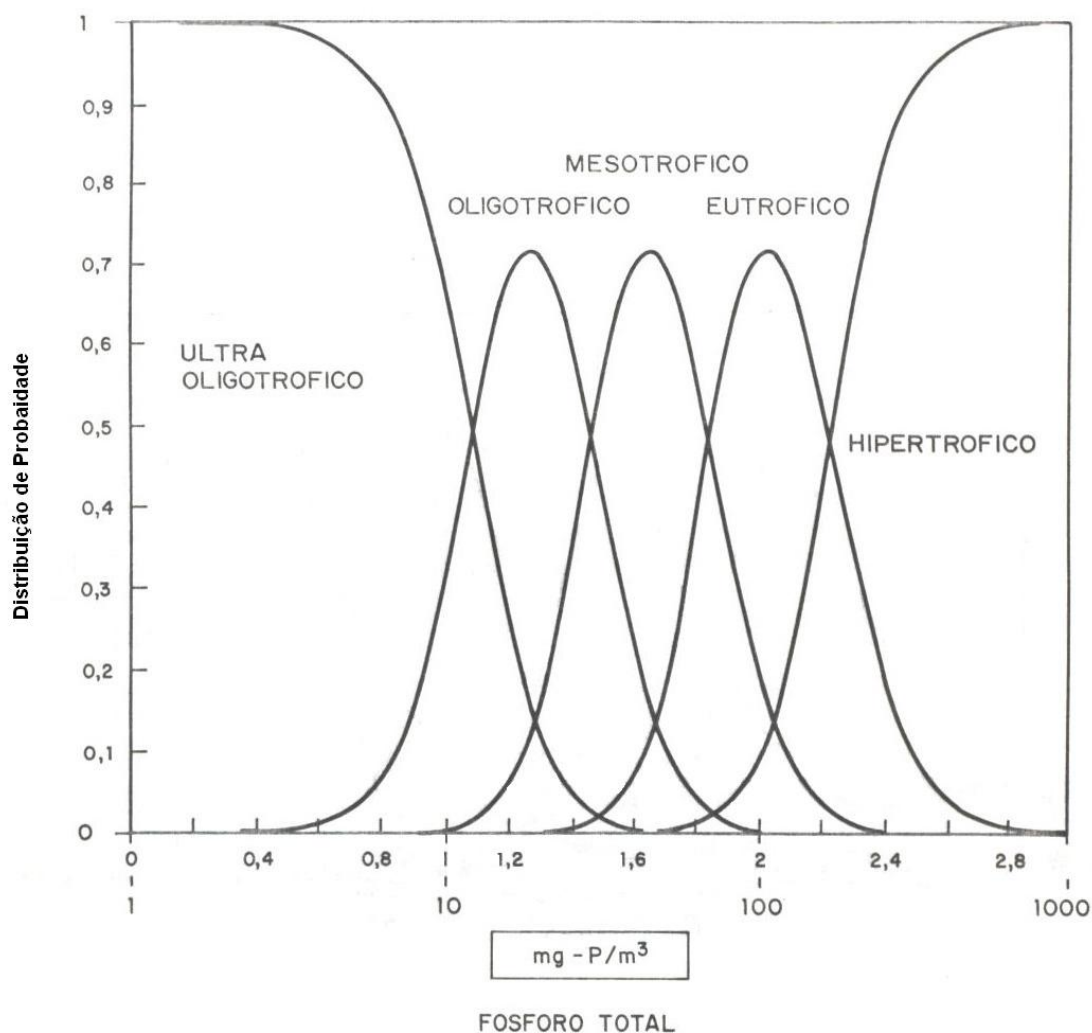


Figura 3 - Distribuição da probabilidade de nível trófico de lagos de clima tropical baseados em fósforo total (SALAS e MARTINO, 1991)

Starling (2003) fez a avaliação do estado trófico do lago Paranoá, localizado em Brasília. Os valores médios da concentração de fósforo total na água foram comparados com as curvas de probabilidade das classificações de estado trófico. A partir da análise destes dados de monitoramento, foi constatado que as concentrações de fósforo total enquadravam o Lago Paranoá como oligotrófico em toda a sua extensão, havendo apenas uma tendência a mesotrofia no Braço do Riacho Fundo. Os resultados do estudo indicaram a restauração da qualidade de água do lago Paranoá, que se apresentava altamente eutrofizado.

Santos e Florêncio (2001) fizeram a aplicação da curva probabilística, onde foram avaliadas as concentrações de 0,051 mg/L de P (média analítica para a

barragem de Duas Unas, localizada em Pernambuco) e 0,078 mg/L de P, observaram que para a menor concentração de fósforo, a probabilidade da barragem apresentar estado mesotrófico é de 62%, enquanto para o estado eutrófico é de 27%, para a maior concentração de fósforo, a probabilidade de estado eutrófico (64%) é predominante.

Hamester *et al.* (2005) utilizaram os critérios de classificação de distribuição de probabilidade propostos por Salas e Martino (1991). Analisaram uma cascata de reservatórios. Enquadraram de montante a jusante, em estados hipereutrófico (63,8%) e mesotrófico (31,5% e 32,3%).

Rodrigues *et al* (2007) estudaram o grau de trofia do Lago Paranoá, localizado em Brasília, por meio da Curva Probabilística de Salas e Martino (1991).As águas do lago foram classificadas como oligotróficas, com 85,5% de probabilidade.

h) OECD (1982 *apud* LAMPARELLI, 2004)

A OECD (*Organisation for Economic Cooperation and Development*), em 1982, publicou um estudo sobre o monitoramento, avaliação e controle da eutrofização em ambientes hídricos nos países da Europa e da América do Norte, no qual estabeleceu limites para a classificação trófica nessas regiões.

A Tabela 8 apresenta as categorias tróficas de corpos d'água, de acordo com a transparência medida pelo disco de Secchi, as concentrações de fósforo total e clorofila-a no monitoramento realizado.

Tabela 8 - Categorias tróficas segundo a OECD (1982 *apud* LAMPARELLI, 2004)

| <b>Categorias Tróficas</b> | <b>PT (µg/L)</b> | <b>Cl a (µg/L)</b> | <b>Transparência (m)</b> |
|----------------------------|------------------|--------------------|--------------------------|
| Ultraoligotrófico          | ≤ 4              | ≤ 1                | ≥12                      |
| Oligotrófico               | ≤ 10             | ≤ 2,5              | > 6                      |
| Mesotrófico                | 10 - 35          | 2,5 - 8            | 6 - 3                    |
| Eutrófico                  | 35 - 100         | 8 - 25             | 3 - 1,5                  |
| Hipereutrófico             | ≥100             | ≥25                | ≤ 1,5                    |

O lago San Pablo, localizado na área Andina do Equador, foi classificado como eutrófico, segundo a classificação da OECD (1982). Segundo os autores, a classificação como eutrófico resultou de despejos de esgoto e de outros

nutrientes provenientes da agricultura intensiva, além de erosão dos solos (GUNKEL, 2000).

## 2.5 Índice Morfoedáfico - MEI

A concentração “natural” de fósforo total em um corpo d’água lântico pode ser estimada, sem consideração da influência antropogênica, fazendo uso do índice morfoedáfico (MEI). O uso da relação fósforo-MEI permite uma simples estimativa quantitativa da percentagem de carga de fósforo afluente ao lago que pode ser controlada, tal que o seu nível trófico natural seja restaurado (SILVA e MENDONÇA, 2001).

O MEI é a razão entre o valor de sólidos dissolvidos totais e a profundidade média de um lago. O MEI pode ser calculado também com o uso de valores de alcalinidade e condutividade. Por exemplo, usando-se o parâmetro condutividade, temos a seguinte expressão:

$$MEI_{COND} = \text{condutividade} / \text{profundidade média} \quad (27)$$

onde a condutividade é dada em  $\mu\text{S/m}$  e a profundidade média em metros (m)

Vighi e Chiaudani (1985 *apud* SILVA e MENDONÇA, 2001), analisando lagos localizados no hemisfério norte, estabeleceram equação de regressão envolvendo concentrações médias de fósforo total e índices morfoedáficos (MEI), na seguinte forma:

$$\text{Log [P]} = 0,75 + 0,27 \text{ LogMEI}_{COND} \quad (28)$$

$r = 0,71$  (coeficiente de correlação)

Onde a concentração média de fósforo total dentro do lago, P, é dada em  $\mu\text{g/L}$ .

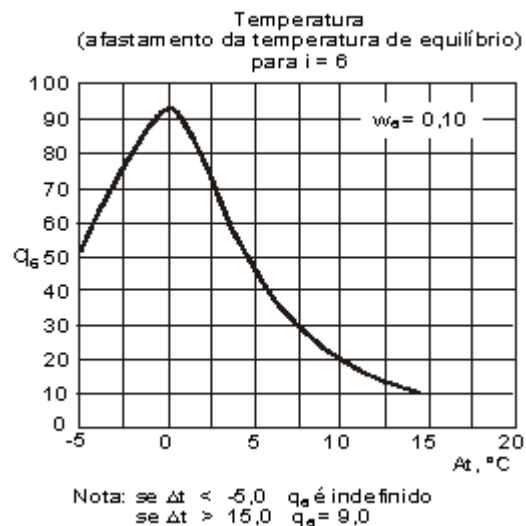
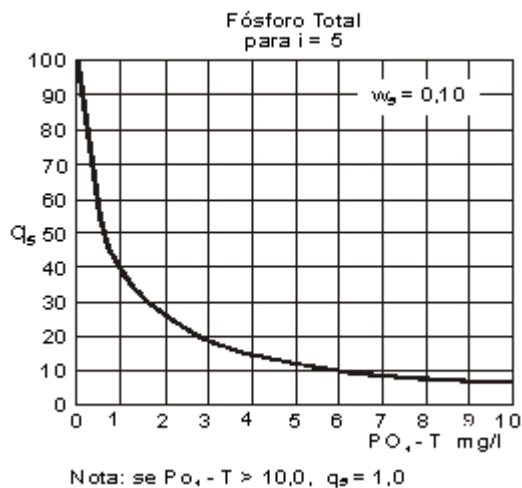
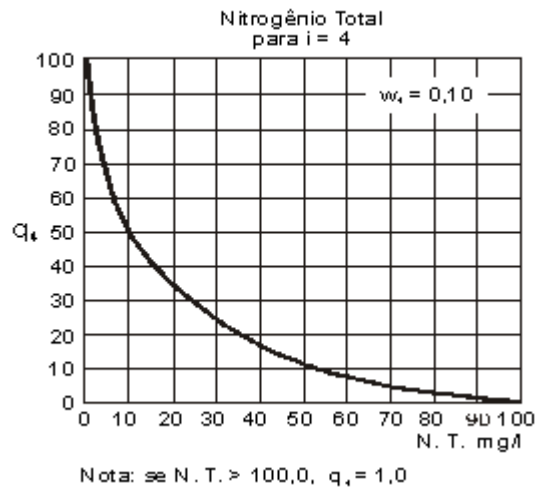
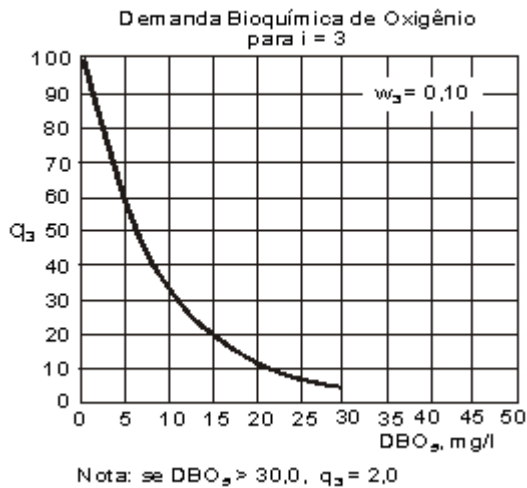
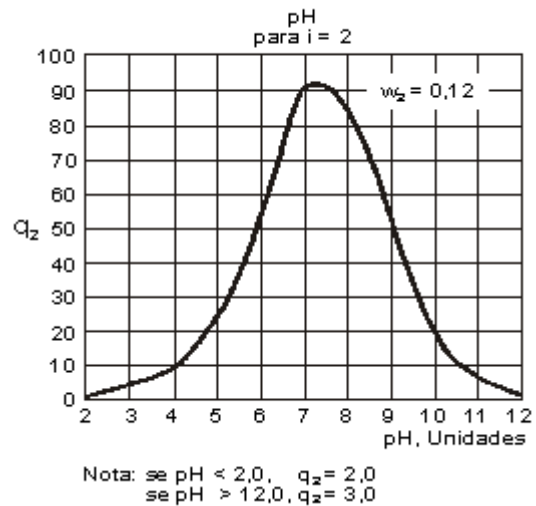
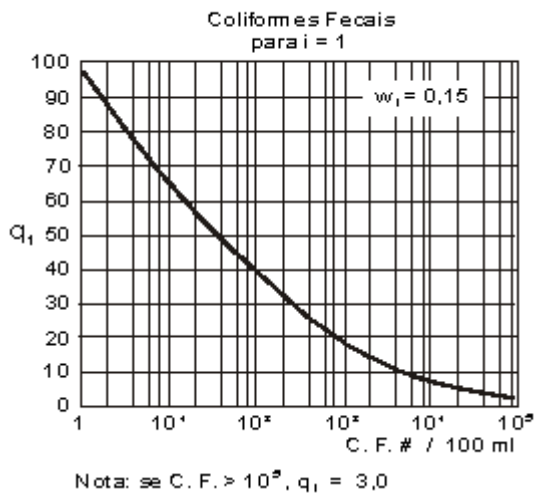
## 2.6 Índice de Qualidade de Água - IQA

O *Water Quality Index* (WQI), em português Índice de Qualidade de Água (IQA), foi desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* (NSF) dos Estados Unidos em 1970. A criação deste índice teve como objetivo classificar a qualidade de águas destinadas ao abastecimento público. É constituído por nove variáveis: oxigênio dissolvido (OD), coliforme fecal, pH, demanda

bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura, fósforo total, nitrato, turbidez e resíduo total.

A partir de 1975, a CETESB adaptou o WQI e desenvolveu um IQA com as variáveis: oxigênio dissolvido, temperatura, coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez.

A Figura 4 abaixo mostra as Curvas Médias de Variação de Qualidade das Águas.



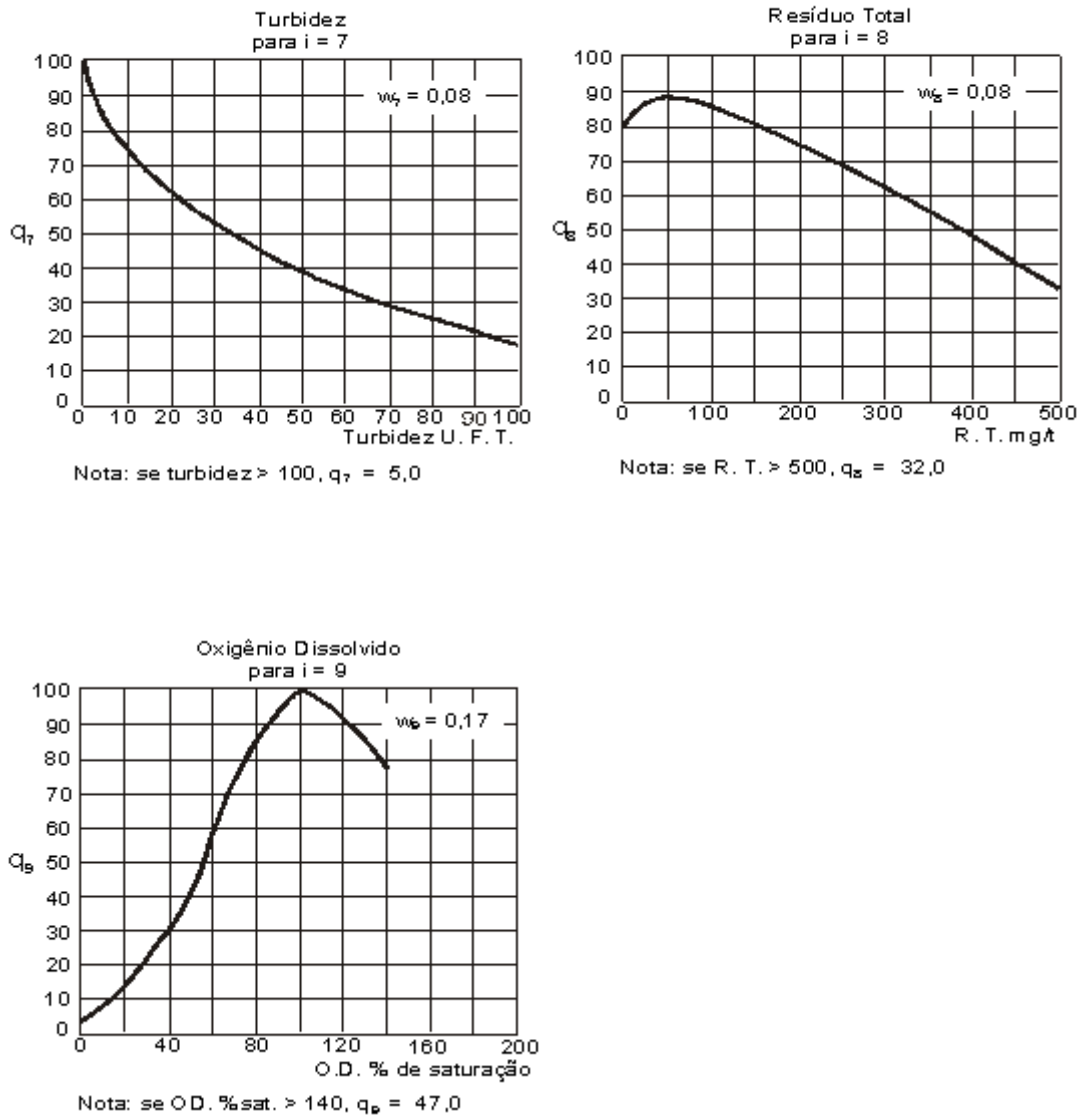


Figura 4 - Curvas Médias de Variação de Qualidade das Águas (coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total, temperatura, turbidez, resíduo total e oxigênio dissolvido)

O IQA é determinado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>), coliformes fecais, temperatura, pH, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e resíduo total como esta apresentado na equação (29).

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (29)$$

em que :

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

$q_i$ : qualidade do  $i$ -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida;

$w_i$ : peso correspondente ao  $i$ -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (30)$$

em que:  $n$ : número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

A partir do cálculo, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, representado na Tabela 9.

Tabela 9 - Classificação do Índice de Qualidade de Água

| CATEGORIA | PONDERAÇÃO          |
|-----------|---------------------|
| Ótima     | $79 < IQA \leq 100$ |
| Boa       | $51 < IQA \leq 79$  |
| Regular   | $36 < IQA \leq 51$  |
| Ruim      | $19 < IQA \leq 36$  |
| Péssima   | $IQA \leq 19$       |

Fonte: Adaptado de CETESB (2010)

## 2.7 Remoção de nutrientes em sistemas de tratamentos de esgotos sanitários

A principal fonte de fósforo nas águas naturais é proveniente da descarga de efluentes sanitários, os quais possuem excretas (ricos em proteínas) e detergentes superfosfatados. As indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios contribuem com a presença excessiva de fósforo em seus efluentes. As águas drenadas em áreas agrícolas, devido à aplicação de fertilizantes no solo,

também contribuem para a presença de fósforo em corpos hídricos (GUALBERTO, 2009).

O grau de remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) no tratamento de esgotos depende do impacto que o efluente, tratado ou “in natura”, causa nos corpos receptores. O efluente tratado pode ser utilizado para a irrigação, não sendo necessária a retirada dos nutrientes presentes, os quais em dosagens adequadas são importantes para a cultura irrigada (VON SPERLING, 2005).

Os tipos de tratamento para a remoção de nutrientes são: lagoas de estabilização, sistemas de disposição controlada no solo, flotação, processos físico-químicos, lodos ativados e reatores aeróbios com biofilmes (FONSECA, 2008).

Não há consenso se a remoção de N e P é considerada um tratamento em nível terciário. Quando sua remoção ocorre na etapa biológica do tratamento de esgotos, usualmente se diz que o tratamento é secundário, com remoção de N e/ou P. Quando há necessidade específica de uma etapa posterior, configura-se mais claramente o nível terciário de tratamento.

Os esgotos sanitários são predominantemente domésticos. A Tabela 10 apresenta a contribuição per capita de fósforo nos esgotos sanitários domésticos.

Tabela 10 - Fósforo nos esgotos sanitários

| Parâmetro          | Contribuição per capita |
|--------------------|-------------------------|
| Fósforo            | 0,7 – 2,5 g/hab.dia     |
| Fósforo orgânico   | 0,2 – 1,0 g/hab.dia     |
| Fósforo inorgânico | 0,5 – 1,5 g/hab.dia     |

A Tabela 11 apresenta a eficiência do tratamento primário e secundário na remoção de fósforo. Sua remoção pode ocorrer por processos físicos, químicos e biológicos. Nos casos de tratamento avançado, em que se deseja baixas concentrações (até abaixo de 1 mg/l) é possível complementar com tratamento físico final, como a filtração por carvão ativado ou osmose reversa (JORDÃO e PESSÔA, 1995).

Tabela 11 - Eficiência na remoção do fósforo

| Processo                     | Remoção Total de Fósforo (%) |
|------------------------------|------------------------------|
| Tratamento Convencional      |                              |
| -Primário                    | 10-20%                       |
| -Lodos Ativados              | 10-25%                       |
| -Filtros Biológicos          | 8-12%                        |
| Remoção Biológica de Fósforo | 70-90%                       |
| Remoção Biológica de P e N   | 70-90%                       |
| Precipitação Química         | 70-90%                       |
| Processos Físicos            |                              |
| -Filtração                   | 20-25%                       |
| -Osmose Reversa              | 90-100%                      |
| -Adsorção por Carbono        | 10-30%                       |

Tipos de remoção de fósforo segundo, von Sperling (2005):

a) Remoção de fósforo em lagoas

O principal mecanismo de remoção de fósforo em lagoas (principalmente de maturação, de polimento e alta taxa) é a precipitação de fosfatos em condições de elevado pH. O fosfato pode precipitar-se na forma de hidroxiapatita ou extruvita. Em lagoas rasas, a remoção de fósforo pode ser elevada, ao passo que em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção é mais baixa.

b) Remoção de fósforo em sistemas de disposição controlada no solo

O fósforo, tanto na sua forma orgânica como na inorgânica, é pouco solúvel em água. O solo apresenta uma alta capacidade de retenção de fósforo, e a concentração de fósforo solúvel na água infiltrada é, portanto, baixa, normalmente na ordem de 0,01 a 0,10 mg/l. O fósforo é, desta forma, transportado principalmente pelo fluxo superficial.

O sistema de disposição de esgotos no solo, contendo culturas irrigadas, proporciona a remoção de P e N. A remoção dos nutrientes ocorre pelas

plantas, cujo desenvolvimento depende desses nutrientes. No entanto, a aplicação destes nutrientes deve se dar levando em consideração princípios da engenharia agrônômica e preocupações em termos de saúde pública. A salinidade dos esgotos e o excesso de nutrientes podem ser desfavoráveis para a cultura vegetal. Aspectos sanitários (associado a organismos patogênicos) dos trabalhadores rurais em contato com os esgotos, assim como da cultura irrigada, possivelmente disponibilizada para o mercado, têm de ser levados em consideração.

#### c) Remoção biológica de fósforo em sistemas de lodos ativados

A remoção biológica de fósforo pode ser alcançada através de zonas anaeróbias e aeróbias na linha de tratamento. A zona anaeróbia permite o desenvolvimento de uma grande população de organismos acumuladores de fósforo no sistema, ao quais absorvem quantidades de fósforo superiores aos requisitos metabólicos normais. Ao se remover o lodo biológico excedente, contendo também os organismos acumuladores de fósforo, ricos deste elemento, está ocorrendo também a remoção fósforo do sistema.

#### d) Remoção físico-química de fósforo

A remoção de fósforo por precipitação química compreende um processo de coagulação – floculação – decantação, que envolve a adição de sais metálicos de ferro (cloreto férrico) ou alumínio (sulfato de alumínio), ou ainda de cal (hidróxido de cálcio), à água para formar precipitados insolúveis que depois podem ser ou não removidos por um processo de decantação. No entanto, a aplicação desta técnica de recuperação de meios aquáticos naturais, além de dispendiosa, pode ter impactos significativos se não forem utilizadas as adequadas quantidades de coagulante, pois altera o pH da água e a remoção do precipitado pode ser custosa (RASÕES, 2008).

Os resultados obtidos por Rasões (2008) demonstraram ser possível a precipitação química de fósforo na Lagoa das Furnas através de coagulação-floculação-decantação. Ocorreram bons resultados com o uso de sais de alumínio e ferro. Todavia, a adição de carbonato de cálcio juntamente com sulfato de alumínio constituiu uma via alternativa de tratamento.

Machado (2007) realizou experimentos relacionados com a remoção de fósforo. O fósforo foi removido com eficiência média de 85% na unidade de flotação da ETE-Ipanema, o que possibilita melhorar a qualidade ambiental do corpo hídrico receptor destes efluentes tratados. Na estação, foi realizada a precipitação química do fósforo com a adição de sais de ferro, seguidos da separação das fases sólido/líquido por meio da aplicação de processos de flotação por ar dissolvido.

Gualberto (2009) utilizou efluentes de duas ETEs da SABESP, ETE Baueri, que possui lodo ativado convencional, e ETE Ribeirão Pires, que possui tratamento anaeróbio com reatores UASB. O coagulante utilizado foi o cloreto férrico que resultou na remoção de fósforo total com valores inferiores a 1 mg/L. As dosagens de coagulantes foram de 80 mg/l para a ETE Baueri e 60 mg/l para a ETE Ribeirão Pires. A produção de lodo quando se utiliza coagulantes é maior. Na ETE Baueri ocorreu um acréscimo de 113%, enquanto para a ETE Ribeirão Pires subiu 51%.

A utilização de biorremediação para retirada de nutrientes dos esgotos seria uma alternativa. Miao *et al* (2009) utilizou uma planta aquática, *Ipomoea aquática* para aumentar a eficiência de remoção de nutrientes. Em um lago eutrofico, o Chaohu, na China, a remoção de nitrogênio foi de 51 a 68% e a de fósforo de 54–71%. Cabe ressaltar que a utilização de biorremediação deve ser realizada com cuidado em corpos hídricos naturais, sendo mais recomendada em estações de tratamento de esgotos domésticos e industriais.

O gerenciamento de esgoto efluente deve levar em consideração primeiro o tratamento adequado, mas também a introdução de períodos com menor e maior descarga, relacionados com o ciclo hidrológico e a vazão.

O Lago Paranoá, localizado em Brasília, estava eutrofizado e a partir de 1993, com a implantação de várias estações de tratamento de esgotos esse quadro foi modificado. Rodrigues *et al.* (2007) utilizaram os métodos de IET modificado por Toledo (1984) e Salas e Martino (1991) para verificar a evolução do processo de despoluição do lago, o qual foi classificado como oligotrófico na maioria dos pontos monitorados.

Ruley e Rusch (2004) estudaram o City Park, um lago raso, subtropical, urbano e hipereutrífico localizado em Baton Rouge, Louisiana. No final de 1970, este lago artificial estava muito eutrofizado, ocorrendo freqüentes florações de algas e mortandades de peixes. A restauração do lago, em 1983, consistiu de dragagem de sedimentos carregados de nutrientes e de tratamento de esgotos. A gestão dos níveis de fósforo do sedimento combinado com redução das concentrações de fósforo bacia foi a opção viável para a saúde a longo prazo do lago.

Shigaki (2006) sugere práticas de manejo para controle de fontes difusas de fósforo na agricultura:

- Análise do solo e do dejetos para otimizar o manejo do fósforo.
- Tratamento químico do resíduo para diminuir a solubilidade do fósforo
- Usar o método apropriado para aplicação
- Planejar o período de adubação para evitar chuvas fortes eminentes
- Usar culturas de cobertura para proteger a superfície do solo da erosão
- Manejar zonas ripárias, caminhos de água com gramíneas e terras encharcadas para segurar o fósforo erodido e dispersar a enxurrada
- Manter os resíduos das culturas e reduzir o revolvimento do solo para minimizar a erosão e a enxurrada
- Manejar um pastejo sustentável para minimizar a erosão e a enxurrada
- Instalar e manter sistema de manipulação do dejetos
- Implementar um plano de manejo de nutrientes

O grau de eutrofização de um corpo hídrico não necessariamente se reduz logo após a eliminação de efluentes, pois os sedimentos localizados no fundo são depósitos de nutrientes. O material orgânico e inorgânico é transportado para o fundo dos ambientes aquáticos, por meio da sedimentação, o qual se torna um depósito de nutrientes, principalmente de fósforo. A partir de vários processos biológico, físicos, químicos e mecânicos, estes nutrientes podem ser liberados para a coluna d'água, agravando o processo de eutrofização (BORGES, 1998).