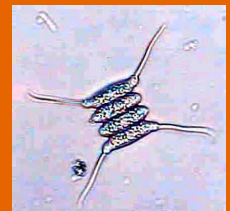
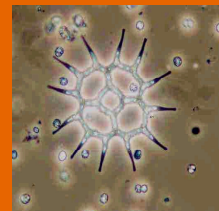
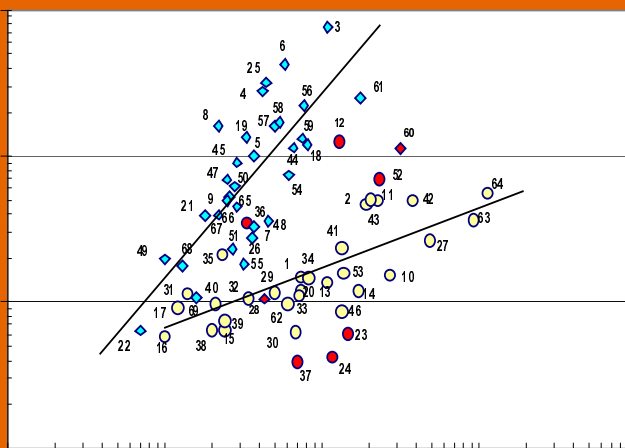


# Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo:

Avaliação dos métodos de monitoramento.

Marta Condé Lamparelli



2004

orientação: Dra. Gisela Y. Shimizu

**Marta Condé Lamparelli**

**GRAU DE TROFIA EM CORPOS D'ÁGUA DO ESTADO DE SÃO  
PAULO:  
AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS DE MONITORAMENTO**

**São Paulo  
2004**

**Marta Condé Lamparelli\***

**GRAU DE TROFIA EM CORPOS D'ÁGUA DO ESTADO DE SÃO  
PAULO:  
AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS DE MONITORAMENTO**

**Tese apresentada ao Instituto de  
Biociências da Universidade de São  
Paulo, para obtenção de Título de  
Doutor em Ciências na Área de  
Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.**

**Orientadora: Profa Dra. Gisela Yuka  
Shimizu**

**São Paulo**

**2004**

**\* CETESB (*Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental*)**

**LAMPARELLI, MARTA CONDÉ**

**Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento.**

**235p + Anexos**

**Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.**

**1. Eutrofização 2. Monitoramento 3. Índice de Estado Trófico I. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.**

Comissão Julgadora:

---

Prof(a). Dr(a). Odete Rocha

---

Prof. Dr. Raoul Henry

---

Prof(a). Dr(a). Suzana Sendacz

---

Prof. Dr. Aristides Almeida Rocha

---

Prof(a). Dr(a). Gisela Yuka Shimizu  
Orientador(a)

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer à Dra. Gisela Y. Shimizu pela orientação e diretrizes no desenvolvimento do trabalho, além da amizade, do exemplo e entusiasmo.

A equipe técnica da CETESB pelo trabalho de coleta e análise das amostras, incluindo os técnicos da área de coleta de amostras e os colegas dos laboratórios do Departamento de Análises Ambientais, cujo profissionalismo e preocupação com a qualidade servem sempre de exemplo e inspiração

À Mara Elisa Pereira Salvador, colega do Setor de Comunidades Aquáticas da CETESB, responsável pelas análises de clorofila e aos estagiários, Renan, Edgard, Luís, dentre outros pela colaboração.

Ao Nelson Menegon Jr pela sua disponibilidade e colaboração no uso do banco de dados Interáguas, assim como pelo seu trabalho a frente do Setor de Qualidade de Águas Interiores, por estar sempre pronto a discutir maneiras de melhorar a Rede de Monitoramento de Qualidade de Águas Interiores da CETESB.

A Ana Rosa Costa pela sua boa vontade, bom humor e experiência na elaboração do mapa de localização dos pontos de amostragem.

Aos colegas Guiomar Johnscher Fornasaro, Eduardo Bertoletti, Maria do Carmo Carvalho, Márcia Janete Coelho Botelho, Valéria Ap. Prósperi e Maria Inês Z. Sato pela colaboração e apoio no decorrer do desenvolvimento deste trabalho, tanto de cunho profissional como pessoal.

A CETESB, pela oportunidade de desenvolver este trabalho e de conhecer profissionais dedicados, sempre buscando seu aprimoramento e cientes de sua responsabilidade.

Aos meus pais, Lydía e Celso, pelo estímulo ao estudo e, ainda, ao meu pai, pela oportunidade de conversar sobre o tema da tese, que possibilitou o esclarecimento dos pontos principais a serem abordados, além de revisão e sugestões no texto.

Aos irmãos, Claudía, Zéca e Paula, cunhados(a) e aos amigos que levaram as crianças para passear, ao teatro, ao cinema, ao clube, ao shopping, para almoçar....

As crianças, Gabriel e Helena, pela compreensão de tantas noites, fins de semana e férias sem a participação da mãe, ou por não poderem convidar amigos para brincar em casa, além de privá-los do uso do computador por dois anos.

Ao Néstor, pela colaboração, ao assumir as tarefas de casa, auxílio na elaboração de modelos com tempo de residência (item que ele julga o mais interessante deste trabalho), incentivo nas horas de desânimo e companherismo.<sup>1</sup>

---

<sup>1</sup> A Akemi, que se preocupou com o início do namoro, no mestrado, vai gostar de saber !

## RESUMO

Lamparelli, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo - avaliação dos métodos de monitoramento.** São Paulo (BR); 2004. [Tese de Doutorado – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo].

Foram levantados dados referentes a Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo, da CETESB<sup>2</sup>, do período de 1996 a 2001, totalizando 69 pontos de amostragem, (35 em rios e 34 em reservatórios). As variáveis examinadas foram clorofila *a*, nutrientes e variáveis complementares utilizadas na avaliação do grau de trofia desses ambientes através do Índice de Estado Trófico de Carlson, modificado por Toledo (1983). Os pontos de amostragem em ambientes lóticos apresentaram maiores valores de fósforo total, e os em ambientes lênticos apresentaram maiores valores de clorofila *a*, DBO e nitrogênio amoniacal. Não houve diferença significativa entre os valores de fósforo total ou de nitrogênio total entre a estação seca e chuvosa. Em ambos os tipos de ambientes o nutriente limitante foi o fósforo. A clorofila *a*, corrigida para feofitina *a*, foi adotada como indicadora da biomassa fitoplanctônica, tanto para reservatórios como para rios, sendo que a relação clorofila *a*:feofitina *a* foi de 2:1 em reservatórios e de 1:1 em rios. Os valores médios de clorofila *a*, calculados através de média geométrica, podem ser utilizados para indicar o grau de eutrofização, bem como a probabilidade de ocorrência de valores máximos. As regressões obtidas entre clorofila *a* e fósforo total, para rios e reservatórios, foram consideradas distintas, sendo que ambas apresentaram alta correlação. O modelo proposto para a previsão da clorofila *a*, através das concentrações de fósforo total, em reservatórios, integra os dados do estudo do CEPIS<sup>3</sup>, sendo que a introdução do tempo de residência melhora, significativamente, o referido modelo. Foram estimados os valores basais de fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total e de clorofila *a*, além de transparência para reservatórios e de turbidez para rios, os quais foram considerados valores limites entre a classe oligotrófica e a mesotrófica. Foram propostas ainda novas classificações de trofia, bem como novos índices de estado trófico, distintos para ambientes lóticos e lênticos, nos quais foi introduzida uma nova classe, entre as classes eutrófica e a hipereutrófica, denominada supereutrófica. Estes novos índices foram testados com os dados de 2001, 2002 e 2003 e apresentaram maior sensibilidade e maior coerência entre os índices calculados através das concentrações de clorofila *a* e de fósforo total do que a metodologia anterior. A eutrofização também afeta o Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA), não só por meio do índice de estado trófico, mas também da toxicidade, a qual é detectada em florações de cianobactérias ou quando da aplicação de sulfato de cobre.

**Descritores:** Eutrofização, clorofila *a*, nutrientes, fósforo, Índice de Estado Trófico.

---

<sup>2</sup> Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental da Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Brasil

<sup>3</sup> *Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente* (Salas e Martino, 2001)

## SUMMARY

Lamparelli, M. C. Trophic Status in São Paulo State water bodies – evaluation of monitoring methodologies. São Paulo (BR); 2004. [PhD Thesis – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo].

Data from 1996 to 2001, from CETESB's<sup>1</sup>, Surface Water Monitoring Program for the State of São Paulo, amounting to 69 sampling sites, (35 located in rivers and 34 in reservoirs). was gathered, and analyzed for chlorophyll *a*, nutrients and other variables used on the evaluation of the trophic status, through a modified Carlson's Trophic State Index (TSI), (Toledo, 1983). Higher concentrations of total phosphorus were found in lotic environments, and higher values of chlorophyll *a*, BOD and nitrogen were registered in lentic ones. There was no significant difference between total phosphorus and total nitrogen between the dry and wet seasons. Phosphorus was the limiting nutrient in both environments. Chlorophyll *a*, corrected for phaeophytin *a*, was adopted as an indicator of phytoplanktonic biomass for reservoirs, as well as for rivers. The average ratio between chlorophyll *a* and phaeophytin *a*, was of 2:1 in reservoirs and of 1:1 in rivers. Average concentrations of chlorophyll *a*, calculated as geometric mean, can be used to predict trophic status as well as the probabilities of maximum values in a year period. Chlorophyll *a* versus total phosphorus regressions were significantly different for rivers and reservoirs, both with high correlation. The prediction of chlorophyll *a* through phosphorus, in reservoirs, was found to be statistically similar to the one proposed by CEPIS<sup>2</sup> study, and was improved by considering the residence time information. Background values of total phosphorus, soluble orthophosphate, nitrogen, and chlorophyll *a*, were estimated, as well as transparency for reservoirs and turbidity for rivers, and were considered the boundaries between the oligotrophic and mesotrophic categories. New classifications of trophic status were proposed, as well as new trophic state indexes, specific for rivers and reservoirs, introducing a new trophic category, supereutrophic, which divides the eutrophic and hypereutrophic classes. These new indexes were tested with the data of 2001, 2002 and 2003, and showed higher sensibility and better agreement between chlorophyll *a* and phosphorus indexes, than the methodology previously used. Eutrophication, not only influences the Aquatic Biota Protection Index (IVA) through the TSI, but through toxicity, detected in cyanobacteria blooms, as well as resulting of the use of copper sulfate to control algae populations.

**Descriptors:** Eutrophication, chlorophyll *a*, nutrient, phosphorus, Trophic State Index.

---

<sup>1</sup> Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental da Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Brasil

<sup>2</sup> *Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente*. (Salas e Martino, 2001)

## SUMÁRIO

I.	INTRODUÇÃO.....	1
1.1.	Eutrofização. ....	7
1.2.	Importância do Monitoramento. ....	8
1.2.1.	Rede de Monitoramento do Estado de São Paulo. ....	9
1.3.	A avaliação do grau de trofia em uma rede de monitoramento.....	12
1.3.1.	Metodologias de classificação dos graus de trofia.....	12
1.4.	Diferenças entre Ambientes Temperados e Tropicais. ....	14
1.4.1.	Diferenças entre Rios e Reservatórios.....	15
1.5.	Limites para Fósforo .....	16
1.6.	Avaliação do uso de transparência e turbidez como indicadores de eutrofização. ....	18
II.	OBJETIVOS DA PESQUISA.....	20
III.	MATERIAL E MÉTODOS .....	21
3.1.	Área de Estudo.....	23
3.1.1.	Pontos de Coleta.....	23
3.1.2.	Características Climatológicas. ....	26
3.2.	Metodologias de determinação e análise de variáveis de água.....	27
3.2.1.	Variáveis Físicas e Químicas.....	27
3.2.2.	Análises Microbiológicas.....	31
3.2.3.	Análises Hidrobiológicas. ....	31
3.2.4.	Análises Ecotoxicológicas. ....	31
3.3.	Metodologias de análise dos dados. ....	32
IV.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	37
4.1.	Avaliação inicial.....	37
4.2.	Comparação entre rios e reservatórios. ....	38
4.2.1.	Análise de agrupamento.....	40
4.2.2.	Fósforo. ....	45
4.2.3.	Nitrogênio.....	50
4.2.4.	Transparência .....	54
4.2.5.	Resíduos.....	55
4.2.6.	Clorofila <i>a</i> .....	58
4.2.7.	Outras Variáveis.....	62
4.2.8.	Avaliação dos Resultados.....	71
4.3.	Sazonalidade.....	72
4.4.	Nutrientes .....	75
4.4.1.	Fósforo .....	76
4.4.2.	Nitrogênio.....	82



4.4.3.	Razão N:P.....	86
4.5.	Clorofila <i>a</i> e Pigmentos Totais.....	94
4.5.1.	Metodologias para determinação da clorofila <i>a</i> .....	94
4.5.2.	Variação sazonal dos dados de clorofila <i>a</i> .....	96
4.5.3.	Valores Máximos de Clorofila <i>a</i> .....	104
4.6.	Clorofila <i>a</i> x Fósforo.....	106
4.6.1.	Rios.....	107
4.6.1.1.	Clorofila <i>a</i> x Fósforo Total.....	107
4.6.1.2.	Clorofila <i>a</i> x Ortofosfato Solúvel.....	108
4.6.2.	Reservatórios.....	109
4.6.3.	Comparação dos resultados obtidos neste trabalho com dados de outros estudos similares. .....	112
4.7.	Clorofila <i>a</i> x Transparência.....	125
4.7.1.	Rios.....	125
4.7.2.	Reservatórios.....	126
4.8.	Clorofila x Nitrogênio.....	130
4.8.1.	Rios.....	130
4.8.2.	Reservatórios.....	131
4.9.	Desenvolvimento de Padrões de Qualidade para Eutrofização.....	132
4.9.1.	Reservatórios.....	134
4.9.2.	Rios.....	140
4.9.3.	Diferentes padrões de qualidade de água para nutrientes e clorofila <i>a</i> e métodos de cálculo. .....	142
4.9.4.	Padrões para o Brasil.....	148
4.9.5.	Padrões para o Estado de São Paulo.....	150
4.9.6.	Proposta de critérios para indicadores de eutrofização no Estado de São Paulo.....	158
4.10.	Índice de Estado Trófico – I.E.T.....	164
4.10.1.	Rios.....	164
4.10.2.	Reservatórios.....	167
4.11.	Comparação entre os valores de IET de Carlson, modificado por Toledo, e os gerados pela nova proposta.....	169
4.12.	Tempo de residência.....	172
4.13.	Índice de Qualidade de Água para Proteção da Vida Aquática (IVA).....	180
4.13.1.	Modificação do IVA.....	180
4.13.2.	Cobre.....	182
4.13.3.	Toxicidade.....	185
4.14.	Avaliação da Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo.....	187
V.	CONCLUSÕES.....	189
VI.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	191

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Número de pontos de amostragem da Rede de Monitoramento das águas superficiais da CETESB com avaliação de clorofila <i>a</i> , ente 1996 e 2001. ....	11
Figura 2 - Pontos de amostragem com determinação de clorofila <i>a</i> , na Rede de Monitoramento de Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo de 1996 a 2001.....	22
Figura 3 - Precipitações médias mensais (mm) em cinco regiões hidrologicamente semelhantes do Estado de São Paulo e a média entre elas.....	27
Figura 4 - Análise de agrupamento com os seis grupos formados. (Na legenda da abscissa: 1 = rio e 2 = reservatório). ....	43
Figura 5 - Dendrograma da análise de agrupamento das variáveis apresentadas na Tabela 18, aonde constam as variáveis por extenso, incluindo ainda pH e nitrato, em rios, com os quatro grupos formados pelo método de Ward, através da distância euclidiana simples. ....	44
Figura 6 - Dendrograma da análise de agrupamento, das variáveis apresentadas na Tabela 18 em reservatórios, aonde constam as variáveis por extenso, incluindo ainda pH e nitrato, com os quatro grupos formados pelo método de Ward, através da distância euclidiana simples. ....	45
Figura 7 - Comparação entre as concentrações de fósforo total em rios e reservatórios.....	46
Figura 8 - Distribuição das concentrações médias de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nos 35 pontos de coleta em rios, por faixa de grandeza. ....	47
Figura 9 - Distribuição das concentrações médias de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) dos 34 pontos de coleta em reservatórios, por faixa de grandeza.....	48
Figura 10 - Comparação entre as concentrações de ortofosfato solúvel em rios e reservatórios. ....	49
Figura 11 - Comparação entre a relação ortofosfato/fósforo total em rios e reservatórios. ....	50
Figura 12 - Comparação entre as concentrações de nitrogênio total em rios e reservatórios.....	51
Figura 13 - Comparação entre as concentrações de nitrogênio amoniacal em rios e reservatórios. ....	52
Figura 14 - Comparação entre as concentrações de nitrato em rios e reservatórios.....	53
Figura 15 - Comparação entre as concentrações de nitrogênio orgânico em rios e reservatórios.....	54
Figura 16 - Comparação entre as medidas de transparência em rios e reservatórios. ....	55
Figura 17 - Comparação entre as concentrações de resíduo total em rios e reservatórios. ....	56
Figura 18 - Comparação entre as concentrações de resíduo não filtrável em rios e reservatórios. ....	57
Figura 19 - Comparação entre as concentrações de resíduo fixo em rios e reservatórios.....	58
Figura 20 - Comparação entre as concentrações de clorofila <i>a</i> em rios e reservatórios.....	59
Figura 21 - Razões entre (clorofila <i>a</i> )/(Pigmentos Totais) para rios e reservatórios.....	60
Figura 22 - Comparação entre as concentrações de oxigênio dissolvido em rios e reservatórios.....	62
Figura 23 - Comparação entre os valores de pH em rios e reservatórios. ....	63
Figura 24 - Comparação entre os valores de D.B.O. em rios e reservatórios. ....	64
Figura 25 - Comparação entre as concentrações coliformes fecais em rios e reservatórios.....	65
Figura 26 - Comparação entre as medidas de condutividade em rios e reservatórios.....	66
Figura 27 - Comparação entre as concentrações de ferro total em rios e reservatórios. ....	67
Figura 28 - Comparação entre as concentrações de cloreto em rios e reservatórios. ....	68
Figura 29 - Concentrações de cloreto em reservatórios, por ponto de amostragem.....	68
Figura 30 - Concentrações médias de cloreto ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ao longo do rio Tietê, entre 1996 e 2001, por ponto de amostragem. ....	69
Figura 31 - Concentrações de cloreto em rios, por ponto de amostragem. ....	70

Figura 32 - Comparação entre as medidas de turbidez em rios e reservatórios. ....	71
Figura 33 - Comparação entre as temperaturas do ar medidas nos períodos de chuva e seca.....	73
Figura 34 – Comparação entre as temperaturas da água medidas nos períodos de chuva e seca.....	74
Figura 35 - Comparação das temperaturas da água medidas em rios e reservatórios. ....	75
Figura 36 - Comparação entre as medidas de fósforo total em rios nos períodos de chuva e de seca. ....	77
Figura 37 - Comparação entre as medidas de ortofosfato solúvel em rios nos períodos de chuva e de seca.....	78
Figura 38 - Comparação entre as razões ortofosfato solúvel/fósforo total em rios nos períodos de chuva e de seca.....	79
Figura 39 - Comparação entre as medidas de fósforo total em reservatórios nos períodos de chuva e de seca.....	80
Figura 40 - Comparação entre as medidas de ortofosfato solúvel em reservatórios nos períodos de chuva e de seca.....	81
Figura 41 - Comparação entre as razões ortofosfato solúvel/fósforo total em reservatórios nos períodos de chuva e de seca. ....	81
Figura 42 - Comparação entre as concentrações de nitrogênio orgânico em rios nos períodos de chuva e de seca. ....	84
Figura 43 - Comparação entre as concentrações de nitrato em reservatórios nos períodos de chuva e de seca.....	84
Figura 44 - Variação das concentrações de ortofosfato solúvel ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nos diferentes pontos de amostragem localizados em rios. ....	88
Figura 45 - Variação das concentrações de nitrogênio inorgânico ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nos diferentes pontos de amostragem localizados em rios. ....	89
Figura 46 - Relação N:P em rios, por ponto de coleta. ....	90
Figura 47 – Relações N:P em amostras coletadas em reservatórios. ....	91
Figura 48 – Relações N:P em amostras coletadas em reservatórios (maior detalhamento). ....	91
Figura 49 - Ocorrência de amostras, em reservatórios, em que a relação N:P foi inferior a 10, por ponto de coleta. ....	92
Figura 50 - Relação N:P em reservatórios, por ponto de coleta.....	93
Figura 51 - Comparação entre o período seco e o de chuvas mostra uma diferença significativa a 95% entre as médias de clorofila <i>a</i> . ....	96
Figura 52 - Comparação entre as concentrações médias de clorofila <i>a</i> em rios entre o período seco e o de chuvas.....	97
Figura 53 - Distribuição dos valores de clorofila <i>a</i> superiores a $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ , por ponto de amostragem, em rios.....	98
Figura 54 - Distribuição dos valores médios de clorofila <i>a</i> nos 35 pontos de coleta em rios. ....	99
Figura 55 - Comparação entre as médias de clorofila <i>a</i> no período de chuvas e de seca, em reservatórios.....	100
Figura 56 - Distribuição dos pontos de coleta por classes de valores médios de clorofila <i>a</i> em reservatórios.....	100
Figura 57 - Comparação entre as concentrações de clorofila <i>a</i> , nos diferentes meses, em reservatórios..	101
Figura 58 - Comparação entre o log dos valores médios de clorofila <i>a</i> dos pontos 35, 38 e 40 entre 1996 e 2001.....	103
Figura 59 - Comparação entre o log dos valores médios anuais de clorofila <i>a</i> dos pontos 21 e 22, 44, 61, 66 e 69 entre 1996 e 2001. ....	103

Figura 60 - Distribuição de frequência da relação clorofila <i>a</i> máxima/clorofila <i>a</i> média anual e a probabilidade de se obter valores máximos de clorofila <i>a</i> em %.	105
Figura 61 - Relação entre as concentrações de clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) em rios, para os pontos amostrais, realçando em vermelho os pontos descartados na análise e o limite de predição 95% (linha pontilhada).	107
Figura 62 - Relação entre as concentrações de clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e de fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) em rios.	108
Figura 63 - Relação clorofila <i>a</i> x ortofosfato em rios.	109
Figura 64 - Relação entre as concentrações de clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) em reservatórios, para os pontos amostrais, realçando em vermelho os pontos descartados na análise e o limite de predição 95% (linha pontilhada).	110
Figura 65 - Média de clorofila <i>a</i> versus média de fósforo total para reservatórios.	111
Figura 66 - Relação clorofila <i>a</i> e ortofosfato solúvel em reservatórios.	112
Figura 67 - Relação entre as concentrações de clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) em rios e reservatórios, para os pontos amostrais, realçando em vermelho os pontos não utilizados nos modelos.	113
Figura 68 - Relação entre as concentrações de clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), em rios, para três modelos distintos.	115
Figura 69 - Comparação entre a equação resultante dos dados dos estudos da OECD (1982) e Toledo <i>et al.</i> (1983).	118
Figura 70 - Clorofila <i>a</i> versus fósforo total apresentada no trabalho do CEPIS para lagos tropicais (Salas e Martino, 2001).	119
Figura 71 - Comparação entre os dados utilizados em Salas e Martino (2001), CEPIS, com os dados deste trabalho (São Paulo) e suas respectivas retas.	120
Figura 72 - Relação clorofila <i>a</i> e fósforo total para o Estado de São Paulo, incorporando os dados de Salas e Martino (2001).	121
Figura 73 - Comparação entre a equação da OECD e a equação 1.2 (São Paulo + CEPIS).	122
Figura 74 - Relação clorofila <i>a</i> e fósforo total para o Estado de São Paulo, incorporando os dados de Salas e Martino (2001).	124
Figura 75 - Relação entre transparência da água e as concentrações de clorofila <i>a</i> em rios.	125
Figura 76 - Relação entre transparência da água e as concentrações de clorofila <i>a</i> em reservatórios.	127
Figura 77 - Relação entre a transparência da água e as concentrações de clorofila <i>a</i> em reservatórios, por ponto de coleta.	128
Figura 78 - Relação entre transparência (m) e resíduos totais (mg/L) em reservatórios.	129
Figura 79 - Relação entre resíduos totais e clorofila <i>a</i> (para clorofila <i>a</i> >3,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) em reservatórios, apenas para os pontos onde se dispões de dados de transparência.	130
Figura 80 - Relação entre as concentrações de clorofila <i>a</i> e de nitrogênio total em rios.	131
Figura 81 - Relação entre as concentrações de clorofila <i>a</i> e nitrogênio total em reservatórios.	132
Figura 82 - Dendrograma para separação dos nove grupos de pontos formados em rios.	152
Figura 83 - Dendrograma para separação dos nove grupos de pontos formados em reservatórios.	154
Figura 84 - Distribuição da classificação trófica dos corpos d'água para 2001, 2002 e 2003, aplicando-se o índice de Carlson *(modificado por Toledo) e os novos índices propostos.	170
Figura 85 - Gráfico à esquerda (A) : correlação(y) versus alfa (x).Gráfico da direita (B): $\log_{10}$ (clorofila <i>a</i> ) em $\mu\text{g.L}^{-1}$ versus $\log_{10}$ (fósforo total) em $\mu\text{g.L}^{-1}$ , Modelo Original, Modelo linear (lin) e Modelo quadrático (quad). TR: tempo de residência (anos).	174

- Figura 86 - Gráfico da esquerda (A): Cl { $\log_{10}$ (clorofila *a*) em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ } *versus* PT {  $\log_{10}$  (fósforo total) em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ }, Modelo Original, Modelo linear (lin). TR: tempo de residência (anos). Gráfico da direita (B): correlação(*y*) *versus* alfa (*x*). .....176
- Figura 87 - Gráfico da esquerda (A): Cl { $\log_{10}$ (clorofila *a*) em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ } *versus* PT {  $\log_{10}$  (fósforo total) em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ }, Modelo Original e Modelo quadrático (quad). TR: tempo de residência (anos). Gráfico da direita (B): correlação(*y*) *versus* alfa (*x*). .....178
- Figura 88 – Distribuição das concentrações de cobre ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) por ponto, em reservatórios. ....184

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Alguns trabalhos do IX Congresso Brasileiro de Limnologia, ocorrido em Juiz de Fora (MG), de 20 a 25 de julho de 2003, que registram florações de algas com confirmação de toxicidade.....	4
Tabela 2 - Episódios de proliferação excessiva de macrófitas aquáticas e florações de algas para o Estado de São Paulo, levantados no banco de dados de notícias da CETESB* por ambiente e por ano, especificando o mês na ocorrência de mais de um registro por ano.....	5
Tabela 3 - Limites para diferentes níveis de estado trófico, segundo o sistema de classificação proposto pela OECD (1982). .....	13
Tabela 4 - Limites para classes de estado trófico baseados em Salas e Martino (2001). .....	13
Tabela 5 - Rios avaliados na Rede de Monitoramento da CETESB, com determinação de clorofila <i>a</i> , a cada dois meses, no ano de 2001, ou entre 1996 e 2000, por dois anos consecutivos. ....	24
Tabela 6 - Reservatórios avaliados na Rede de Monitoramento da CETESB, com determinação de clorofila <i>a</i> , a cada dois meses, no ano de 2001, ou entre 1996 e 2000, por dois anos consecutivos.....	25
Tabela 7 - Regiões com pluviosidade anual semelhantes do Estado de São Paulo e as UGRHIs correspondentes, com os municípios selecionados como representativos .....	26
Tabela 8 - Limites para diferentes níveis de estado trófico segundo o sistema de classificação proposto por Toledo (1990). .....	35
Tabela 9 - Valores mínimo, máximo, média, intervalo 95% da média, percentil 25%, percentil 75% e % acima do limite considerado eutrófico para clorofila <i>a</i> , fósforo total, nitrogênio total e transparência, em 69 pontos em rios e reservatórios do Estado de São Paulo estudados, entre 1996 e 2001.....	38
Tabela 10 - Distribuição das concentrações médias das variáveis consideradas na análise de agrupamento em cada um dos seis grupos definidos. ....	42
Tabela 11 - Concentrações de ortofosfato solúvel média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima em rios e reservatórios para os pontos estudados. ....	49
Tabela 12 - Média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima da razão ortofosfato solúvel/fósforo total em rios e reservatórios para os pontos estudados. ....	50
Tabela 13 - Concentrações de nitrogênio total média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados. ....	51
Tabela 14 - Concentrações de nitrogênio amoniacal média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados. ....	52
Tabela 15 - Concentrações de nitrato média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados. ....	52
Tabela 16 - Concentrações de nitrogênio orgânico média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados. ....	54
Tabela 17 - Concentrações de resíduo total média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados. ....	55
Tabela 18 - Concentrações de resíduo fixo média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados. ....	57
Tabela 19 - Concentrações de clorofila <i>a</i> , média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados. ....	58
Tabela 20 - Razões entre (clorofila <i>a</i> )/(Pigmentos Totais), média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados.....	59
Tabela 21 - Temperaturas do ar, média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para a estação de chuvas (outubro a março) e a estação seca (abril a setembro).....	72

Tabela 22 - Temperaturas da água média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para a estação de chuvas (outubro a março) e a estação seca (abril a setembro).....	73
Tabela 23 - Temperaturas da água média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados.....	74
Tabela 24 - Concentração basal de nutrientes (mg.L <sup>-1</sup> ) em riachos dos Estados Unidos (USGS, 1999). ...	76
Tabela 25 - Pontos em rios com razões N:P inferiores a 35 e respectivas concentrações médias de nitrogênio inorgânico e ortofosfato solúvel. ....	88
Tabela 26 - Pontos em reservatórios com razões N:P inferiores a 35 e respectivas concentrações médias de nitrogênio inorgânico e ortofosfato solúvel. ....	92
Tabela 27 - Pontos em rios com valores de clorofila <i>a</i> superiores a 10 µg.L <sup>-1</sup> entre 1996 e 2001.....	98
Tabela 28 - Distribuição das ocorrências de valores de clorofila <i>a</i> , acima de 16 µg.L <sup>-1</sup> , 32 µg.L <sup>-1</sup> e 64 µg.L <sup>-1</sup> em reservatórios. ....	102
Tabela 29 - Comparação entre as duas regressões estabelecidas para rios e reservatórios. ....	114
Tabela 30 - Equações obtidas entre clorofila <i>a</i> e fósforo total nos diferentes estudos, compatibilizadas com relação às unidades e tipo de equação.....	116
Tabela 31 - Relações entre clorofila <i>a</i> e fósforo total, valores máximos de clorofila <i>a</i> e fósforo total (Cl max e PT max), número de pontos considerados e correlação e erro padrão encontrados nos diferentes estudos. ....	117
Tabela 32 - Comparação entre as duas regressões estabelecidas no trabalho de Salas e Martino (2001) CEPIS e este trabalho (São Paulo).....	120
Tabela 33 - Amplitude e média geométrica dos dados de fósforo total, clorofila <i>a</i> e nitrogênio total, considerados no trabalho do CEPIS (Salas e Martino, 2001). ....	136
Tabela 34 - Média geométrica para as classes tróficas dos dados de fósforo total (PT) e clorofila <i>a</i> (Cl) considerados no trabalho do CEPIS (Salas e Martino, 2001), e recalculados com 36 pontos. ....	137
Tabela 35 - Concentrações limites entre as classes tróficas, obtidas no trabalho de Dodds <i>et al.</i> (1998). ....	142
Tabela 36 - Amplitude dos critérios regionais obtidos para clorofila, fósforo, nitrogênio, transparência ou turbidez, para rios/riachos e lagos/reservatórios nas 14 ecorregiões norte-americanas, (USEPA, 2002). ....	144
Tabela 37 - Limites de fósforo total e clorofila <i>a</i> estabelecidos na Columbia Britânica, para lagos ou rios, conforme os usos.....	144
Tabela 38 - Limites para fósforo total propostos para a Escócia (SEPA, 1997).....	145
Tabela 39 - Critérios para o diagnóstico de lagos e reservatórios na África do Sul (van Ginkel, 2002)....	146
Tabela 40 - Concentrações de fósforo total, nitrogênio total, clorofila <i>a</i> e valor de transparência (disco de Secchi), em lagos da Nova Zelândia* para diferentes níveis tróficos. ....	147
Tabela 41 - Classes de qualidade, estabelecidas para rios, com respectivos limites para fósforo total e nitrato (EA, 1997). ....	148
Tabela 42 - Proposta de valores máximos de clorofila <i>a</i> , densidade de cianobactérias e fósforo total, para águas doces, classes 1, 2 e 3, CONAMA (2003). ....	149
Tabela 43 - Grupos formados (“cluster”), na figura 82, centróides para as variáveis consideradas para cada grupo, bem como os correspondentes pontos amostrais (em negrito o Grupo 6, com os pontos menos impactados) . ....	152
Tabela 44 - Pontos amostrais referentes ao grupo (“cluster”) n <sup>o</sup> 6, considerados os menos impactados em rios. ....	153
Tabela 45 - Grupos formados (cluster) na figura 83, centróides para as variáveis consideradas para cada grupo, bem como os correspondentes pontos amostrais (em negrito o Grupo 4, com os pontos menos impactados) . ....	154
Tabela 46 - Pontos amostrais referentes ao grupo (“cluster”) n <sup>o</sup> 4, considerados os menos impactados em reservatórios. ....	155

Tabela 47 - Valores basais para clorofila <i>a</i> , fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total nitrogênio inorgânico, transparência em reservatórios e turbidez em rios, do Estado de São Paulo, através do método 1 proposto por USEPA (2000b).....	155
Tabela 48 - Valores basais para clorofila <i>a</i> , fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total nitrogênio inorgânico e transparência em reservatórios e turbidez em rios, do Estado de São Paulo, através do método 2 proposto por USEPA (2000b).....	156
Tabela 49 - Valores basais para clorofila <i>a</i> , fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total nitrogênio inorgânico, transparência em reservatórios e turbidez em rios, para o Estado de São Paulo, através de metodologia proposta por USEPA (2000b). ....	156
Tabela 50 - Limites entre as classes tróficas para o Estado de São Paulo através de metodologia proposta por Dodds <i>et al.</i> (1998) para os valores médios de clorofila <i>a</i> , fósforo total, ortofosfato solúvel e nitrogênio total, transparência em reservatórios e turbidez em rios, para cada ponto. ....	157
Tabela 51 - Limites entre as classes tróficas para o Estado de São Paulo através de metodologia proposta por Dodds <i>et al.</i> (1998) para todo os dados de clorofila <i>a</i> , fósforo total, ortofosfato solúvel e nitrogênio total, transparência em reservatórios e turbidez em rios.....	157
Tabela 52 - Limites entre as classes tróficas para o Estado de São Paulo através de metodologia proposta por Dodds <i>et al.</i> (1998) aos dados de clorofila <i>a</i> , fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total e transparência, entre os anos de 1996-2001 nos rios e reservatórios.....	158
Tabela 53 - Limites entre as classes tróficas para o Estado de São Paulo.....	158
Tabela 54 - Classificação de estado trófico para clorofila <i>a</i> , fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total em rios para o Estado de São Paulo.....	159
Tabela 55 - Proposta de limites entre classes tróficas para rios. ....	161
Tabela 56 - Classificação de estado trófico para clorofila <i>a</i> , fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total em rios para o Estado de São Paulo.....	161
Tabela 57 - Valores basais para clorofila <i>a</i> , fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total em reservatórios para o Estado de São Paulo. ....	163
Tabela 58 - Valores de IET e equivalência com medidas de transparência, clorofila <i>a</i> e fósforo total. ...	166
Tabela 59 - IET e equivalência com medidas de transparência, clorofila <i>a</i> e fósforo total.....	166
Tabela 60 - Valores de IET e equivalência com medidas de transparência, clorofila <i>a</i> e fósforo total. ...	168
Tabela 61 - IET e equivalência com medidas de transparência, clorofila <i>a</i> e fósforo total.....	168
Tabela 62 - Classificação dos corpos d'água através da aplicação do Índice de Carlson modificado por Toledo e dos novos índices propostos.....	169
Tabela 63 - Comparação da distribuição da classificação trófica, anual de 54 pontos de coleta, para os anos de 2001, 2002 e 2003, aplicando-se o índice de Carlson modificado (Toledo) e os novos índices propostos, para todo o conjunto e para rios e reservatórios.....	170
Tabela 64 - Grau de limitação dos 54 pontos avaliados para os anos de 2001, 2002 e 2003, no total e separados por tipo de ambiente (lótico ou lêntico). ....	171
Tabela 65 - Cálculo do IVA integrando os valores do IPMCA e do IET, com as classificações de qualidade resultantes.....	181
Tabela 66 - Cálculo do IVA integrando os valores do IPMCA e do novo IET, com as classificações de qualidade resultantes.....	182
Tabela 67 - Valores médios, mínimo, máximo e desvio padrão, para clorofila <i>a</i> , fósforo total, nitrogênio total e cobre dos reservatórios Guarapiranga (GUAR0900) e do Rio Grande (RGDE02900), entre 1996 e 2001. ....	185
Tabela 68 - Distribuição das amostras de reservatórios que apresentaram resultado positivo para os testes de toxicidade (efeito crônico e efeito agudo). ....	186



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CEPIS	<i>Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente</i> (Centro Panamericano de Engenharia Sanitária e Ciências do Ambiente) – Divisão de Saúde e Meio Ambiente da Organização Panamericana da Saúde (OPAS), Escritório Regional da OMS, órgão vinculado às Nações Unidas.
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (órgão da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo).
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente – órgão do Ministério do Meio Ambiente.
IET	Índice de Estado Trófico.
IET(CI)	Índice de Estado Trófico baseado nas concentrações de clorofila <i>a</i> .
IET(N)	Índice de Estado Trófico baseado nas concentrações de nitrogênio total.
IET(PT)	Índice de Estado Trófico baseado nas concentrações de fósforo total.
IET(S)	Índice de Estado Trófico baseado nas medidas de transparência.
IVA	Índice de Proteção da Vida Aquática.
OECD	<i>Organization for Economic Cooperation and Development</i> (Organização para cooperação Econômica e Desenvolvimento) órgão vinculado às Nações Unidas.
OMS	Organização Mundial da Saúde (WHO – <i>World Health Organization</i> ) órgão vinculado às Nações Unidas.
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo (SP).
SMA	Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (O Estado de São Paulo é dividido em 22 Unidades).

## I. INTRODUÇÃO.

O problema da disponibilidade de água é atualmente um tema discutido no mundo todo. Esta discussão passa pela avaliação quantitativa de disponibilidade hídrica bem como pela qualidade da água disponível para os diferentes usos possíveis, como recreação, pesca, irrigação, geração de energia e abastecimento público.

Em países da América Latina e Caribe, o crescimento demográfico, resultando em uma população total então estimada em 519 milhões de habitantes, e a crescente urbanização, já que mais de 75% dos habitantes concentram-se em centros urbanos, provocaram uma crescente demanda por água e energia, resultando na construção de reservatórios e na retirada de volumes maiores de água dos rios para o abastecimento público (Salas e Martino, 2001).

No Brasil, apesar de uma alta disponibilidade de água por habitante ( $48.314 \text{ m}^3/\text{ano}$  – ONU, 2003), sendo o 26º, em uma lista de 180 países, por ordem decrescente de disponibilidade hídrica, a distribuição geográfica desse recurso é desigual, havendo, por exemplo, uma grande disponibilidade na região amazônica, de menor densidade demográfica.

O crescimento demográfico e o aumento de atividades potencialmente impactantes em todo o mundo também tornaram crescente a preocupação com relação à qualidade das águas. Os lançamentos de substâncias tóxicas, através de efluentes industriais, ou resultantes da aplicação de pesticidas, podem afetar a qualidade do ambiente para os organismos aquáticos, ou mesmo a saúde humana, por meio do consumo de águas contaminadas.

Outro problema diz respeito ao lançamento excessivo de nutrientes nos ambientes, mudando as características dos corpos d'água e afetando diversos usos que vão desde a preservação da vida aquática até o abastecimento público. Este fenômeno é denominado eutrofização antrópica, ou eutrofização cultural.

Nos Estados Unidos, o levantamento nacional sobre qualidade das águas de 1996 (U.S., 1996) cita os nutrientes (nitrogênio e fósforo) com uma das principais causas de deterioração de rios, lagos e reservatórios. Dentre os rios, 40% foram considerados prejudicados devido à eutrofização. Também apresentavam efeitos adversos similares 51% dos lagos e 57% dos estuários avaliados. Assim, naquele país, atualmente, além de trabalhos para determinar a Carga Máxima Permitida de nutrientes para os diferentes ambientes, foram estabelecidos novos critérios de qualidade das águas para nitrogênio, fósforo e

clorofila. Estes foram baseados em uma separação do país em 14 diferentes ecorregiões e variam para ambientes lênticos e lóticos.

Na Europa a preocupação com a eutrofização se reflete no relatório de avaliação de nutrientes em ecossistemas europeus produzido pela Comunidade Européia relativo a 1999 (EEA, 1999) o qual ressalta que este processo em ambientes aquáticos, tanto dulciaquícolas quanto estuarinos e marinhos, é uma das grandes questões ambientais do continente. Apesar de terem sido verificadas melhorias em vários países, ao longo dos últimos dez anos, devido a medidas de controle de fontes pontuais, persistem problemas de qualidade das águas em toda Europa decorrentes dos processos de eutrofização. As concentrações de nitrato, particularmente, encontradas nas águas superficiais e subterrâneas, têm preocupado as autoridades ambientais e de saúde. Recentes diretrizes da Comunidade Européia tiveram por objetivo reduzir significativamente as fontes de nitrogênio e fósforo, para os ambientes aquáticos. Em 1991 (EEC, 1991) foram estabelecidos limites de emissão em estações de tratamento de esgotos de 1 a 2 mg.L<sup>-1</sup> para fósforo e 10 a 15 mg.L<sup>-1</sup> de nitrogênio total. Além disso, muitos países baniram ou controlaram o uso de polifosfatos em detergentes, uma das fontes responsáveis pelo enriquecimento dos corpos d'água. Existem ainda muitos programas que visam reduzir as fontes difusas ligadas à agricultura, tanto para o fósforo como para o nitrogênio.

A eutrofização tem, ainda, reflexos econômicos. O Reino Unido fez trabalhos sobre os altos custos associados à eutrofização de suas águas, (Pretty *et al.*, 2002), mostrando uma correlação positiva entre a eutrofização e os custos associados ao tratamento das águas, bem como as conseqüências negativas, para outros usos dos corpos d'água. Esse trabalho estima que as perdas de valor de uso das águas para os diversos fins, assim como a queda no valor das propriedades próximas a ambientes eutrofizados, pode ser estimada entre 75 e 114 milhões de libras esterlinas, anuais. Além disso, mais 54,8 milhões são gastos anualmente para fazer frente à eutrofização através de ações específicas como implantação de sistemas de tratamento e políticas de monitoramento e controle do processo.

Dentre os diversos impactos causados pela aceleração do processo de eutrofização, uma das conseqüências mais preocupantes é o aumento da probabilidade de ocorrência de florações de algas, principalmente de cianobactérias potencialmente tóxicas, as quais podem prejudicar a qualidade das águas, sobretudo no que tange o abastecimento público. Na publicação da Organização Mundial de Saúde sobre cianobactérias (Chorus e Bartram, 1999) são relatados diversos episódios, em diferentes continentes, em que florações desses

organismos trouxeram prejuízos à saúde humana, quer por uso da água para abastecimento, quer por inalação em exposição direta em atividades como natação. Há também casos relatados nos quais o uso de água com florações de cianobactérias, para dessedentação de animais, resultou na morte destes últimos.

Huzard e da Silva (1999), em uma revisão de publicações sobre fitoplâncton no Brasil nos últimos 50 anos, registraram em aproximadamente 50% dos reservatórios estudados um predomínio de cianobactérias em períodos de maior biomassa e/ou dominância. Os registros de algas potencialmente tóxicas e a ocorrência de florações de espécies de *Microcystis*, responsável pelo problema em Caruaru/PE, onde o uso de água contaminada por microcistina em clínica de hemodiálise resultou no óbito de diversos pacientes, (Jochimensen *et al.*, 1998), ou de *Cylindrospermopsis raciborskii*, alga associada a neurotoxinas, se estendem por todo o território Brasileiro (Tucci e Sant'Anna, 2003).

Apesar de florações também poderem ocorrer em ambientes não impactados, sua probabilidade de ocorrência aumenta muito em ambientes ricos em nutrientes. Um levantamento dos trabalhos apresentados no IX Congresso Brasileiro de Limnologia, que ocorreu em Juiz de Fora (MG), de 20 a 25 de julho de 2003, permite verificar diversos trabalhos relacionados com o problema de eutrofização e florações de algas. Destacamos nove deles em que a presença de toxicidade ou de toxinas foi constatada, em diferentes cidades e Estados (Tabela 1).

Uma das razões dessas alterações na qualidade das águas é certamente o fato de que no Brasil, apesar do alto índice de atendimento urbano, em termos de abastecimento público (92,4%), o de coleta de esgotos é bem menor (50%) (SNIS, 2001). No entanto, o que é realmente preocupante é o índice de tratamento dos esgotos gerados no país, o qual foi estimado em apenas 25,6%, sendo na sua grande maioria tratamento primário e, portanto, sem remoção de nutrientes. O efluente final dessas Estações de Tratamento de Esgotos, assim como o restante do esgoto não tratado, tem como destino final, salvo raras exceções, corpos d'água continentais, ou a zona costeira.

No Estado de São Paulo a disponibilidade de água é estimada em 1.200 m<sup>3</sup>/s, na vazão mínima e 3.500 m<sup>3</sup>/s na vazão média. Da demanda total, estimada em 410 m<sup>3</sup>/s, 85% são captados em mananciais superficiais, sendo 27% para abastecimento, 23% para uso industrial, 35% para irrigação e 10% para outros usos rurais. A captação de água subterrânea foi estimada em 60 m<sup>3</sup>/s, representando apenas 15% da demanda total, sendo 34% desta fração destinada ao abastecimento público (SÃO PAULO, 2002).

Tabela 1 - Alguns trabalhos do IX Congresso Brasileiro de Limnologia, ocorrido em Juiz de Fora (MG), de 20 a 25 de julho de 2003, que registram florações de algas com confirmação de toxicidade.

AMBIENTE (USO)	DETECÇÃO DE TOXICIDADE (EFEITOS)	ALGAS (GÊNEROS) DOMINANTES	MUNICÍPIO (ESTADO)	REFERÊNCIA
Açude Marechal Dutra (Abastecimento)	- (mortandade de peixes)	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> .	Acari (RN)	CHELLAPPA <i>et al.</i> , 2003.
Rio Paraíba (Abastecimento)	- (suspensão de captação por 3 dias em out/2002)	<i>Anabaena</i>	Campos de Goytacases (RJ)	SILVA <i>et al.</i> , 2003.
1) Reservatórios de Barra Bonita, Bariri, Ibitinga. 2) Reservatórios de Promissão e Nova Avanhandava	1) microcistina 2) efeito neurotóxico <sup>1</sup>	1) <i>Microcystis</i> 2) <i>Anabaena</i>	Médio Tietê (SP)	MINILLO <i>et al.</i> , 2003.
Reservatório do Funil	efeitos neurotóxico e hepatotóxico <sup>1</sup>	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Cylindrospermopsis</i>	Rio Paraíba do Sul (SP/R.J)	OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2003.
Represa do Faxinal, (Abastecimento)	microcistina (alta) anatoxina-a (baixa).	<i>Anabaena crassa</i>	Caxias do Sul, (RS).	BECKER, <i>et al.</i> , 2003.
Levantamento em 10 reservatórios - dominância de cianobactérias (Abastecimento)	Saxitoxinas: em 5 reservatórios de 6 examinados.	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Oscillatoria</i>	Rio Grande do Norte. (RN)	PANOSSO <i>et al.</i> , 2003.
Reservatório de Tapacurá (Abastecimento)	- efeitos neurotóxicos <sup>1</sup> - saxitoxinas com <i>Cylindrospermopsis</i>	<i>Anabaena spiroides</i> , <i>Pseudoanabaena</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> e depois <i>Microcystis</i>	Recife (PE),	MOLICA <i>et al.</i> , 2003.
Rep. dos Ingleses e João Penido. (Abastecimento)		<i>Komvophoron</i>	Juiz de Fora (MG)	JARDIM, <i>et al.</i> , 2003.
Represa Chapéu d'Uvas	- efeitos neurotóxicos <sup>1</sup>	<i>Cylindrospermopsis</i>		
Reservatório do rio Iraí (Abastecimento)	Florações (95% de dominância de cianobactérias)	<i>Aphanocapsa</i> , <i>Pseudoanabaena</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Cylindrospermopsis</i>	Curitiba (PR)	LAGOS, <i>et al.</i> , 2003.

1 – detecção de toxinas por bioensaios com camundongos

Apesar da demanda de água do Estado não ultrapassar a sua disponibilidade, em algumas bacias hidrográficas há um déficit, como na do Alto Tietê, o qual é da ordem de 70 m<sup>3</sup>/s (SÃO PAULO, 2002). A Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) importa cerca de 30 m<sup>3</sup>/s da Bacia do Piracicaba/Jundiaí/Capivari (UGRHI 5), criando um crescente conflito de interesses, uma vez que tem havido um aumento de demanda em diversas bacias do interior, geralmente decorrente do aumento populacional.

O agravamento do problema da qualidade das águas no Estado de São Paulo se faz presente na rotina de trabalho do órgão de controle ambiental do Estado (CETESB<sup>4</sup>). Observa-se, nos últimos anos, um incremento no número de atendimentos a emergências relacionadas à florações de algas, reclamações de gosto e odor na água distribuída, problemas associados a toxinas de cianobactérias em clínicas de hemodiálise, mortandades de peixes e proliferação excessiva de macrófitas aquáticas, estando esses episódios, na sua maioria, associados à despejos de esgotos nos corpos d'água, ao represamento dos rios e à crescente demanda de água.

Em pesquisa, não exaustiva, através de algumas palavras-chave como “alga(s)”, “aguapé(s)”, e “vegetação” no acervo de notícias relacionadas a meio ambiente da Biblioteca da CETESB (CETESB, 2004a) foram levantados artigos com 23 episódios distintos de florações de algas ou de proliferação excessiva de plantas aquáticas no Estado de São Paulo (Tabela 2). Essas ocorrências, registradas pela imprensa entre os anos de 1989 e 2001, afetaram a produção de hidrelétricas, a qualidade da água distribuída para o abastecimento público, o custo de tratamento, resultaram em mau cheiro ou prejudicaram o uso de diversos ambientes para a recreação de contato primário ou secundário.

Tabela 2 - Episódios de proliferação excessiva de macrófitas aquáticas e florações de algas para o Estado de São Paulo, levantados no banco de dados de notícias da CETESB\* por ambiente e por ano, especificando o mês na ocorrência de mais de um registro por ano.

PROBLEMA REGISTRADO	AMBIENTE	EPISÓDIOS/ANO(mês)
PROLIFERAÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS	Reservatório de Jupia	1995, 1997, 1998, 1999
	Reservatório de Salto Grande	1989, 1993
	Outros	1990, 1996
	Rio Piracicaba	1992
FLORAÇÕES DE ALGAS	Reservatório Guarapiranga	1990 (Dezembro e Setembro), 1991, 1992 (Janeiro e Setembro), 1994, 1995, 1998, 2001
	Reservatório Billings	1997
	Outros	1996, 1999, 2000 (Janeiro e Agosto).

\*(CETESB, 2004a).

<sup>4</sup> Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, órgão ligado à Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

Dentre os episódios de floração de macrófitas destaca-se o problema do reservatório de Jupia (Usina Hidrelétrica Eng<sup>o</sup>. Edgard de Souza). Marcondes *et al.* (2003) estimam que, entre 1994 e 2001, 54 mil m<sup>3</sup> de plantas tenham sido retiradas na tomada d'água das unidades geradoras daquela Usina, sendo que, em 1997, a perda com a vegetação aquática foi estimada em US\$ 5 milhões, em um artigo da Gazeta Mercantil de 11/09/1997 (Gasparini, 1997). Os prejuízos com o excesso de plantas, principalmente do gênero *Egeria*, é decorrente da necessidade de sua remoção quando encalham nas grades de proteção das turbinas, sobretudo porque a máquina atingida tem que ser desligada para limpeza, paralisando assim o processo de geração de energia. O desenvolvimento destas macrófitas está associado à construção da Usina de três Irmãos e ao braço do rio Tietê que recebe contribuições de nutrientes desde a RMSP.

Além dos atendimentos a emergências ambientais, a CETESB também tem por atribuição legal o monitoramento da qualidade das águas do Estado de São Paulo. A qualidade deve ser monitorada não somente com o enfoque do uso para o abastecimento público, mas também para a preservação da biodiversidade dos ambientes aquáticos e outros usos como recreação ou geração de energia. Neste sentido a CETESB vem discutindo, nos últimos anos, a modificação do Índice de Qualidade das Águas (I.Q.A.) aplicado aos pontos de monitoramento do Estado, desde os anos 70, cujo objetivo é de avaliar as características das águas no que tange suas implicações na operação de Estações de Tratamento de Águas para abastecimento público. Algumas dessas alterações serão apresentadas no item 1.2, deste trabalho. A avaliação do grau de eutrofização de alguns rios e reservatórios também foi recentemente incorporada na Rede de Monitoramento das Águas Superficiais da CETESB (CETESB, 1999). Uma vez que já era feita a caracterização em termos de nutrientes (nitrogênio e fósforo) incluiu-se a determinação de clorofila *a* em diversos pontos de monitoramento, bem como a utilização de Índices de Estado Trófico. Essa avaliação é o tópico escolhido para discussão neste trabalho.

A seguir serão discutidos alguns dos fundamentos teóricos do estudo da eutrofização, como sua origem e aplicações. Além disso, serão apresentados aspectos do monitoramento da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo e a avaliação atualmente utilizada pela CETESB para determinar o nível de eutrofização dos diferentes ambientes monitorados. Através do banco de dados disponível será discutida a possibilidade de modificações da metodologia adotada para melhor avaliar o grau de trofia dos ambientes lântico e propor adequações nessa avaliação para ambientes lóticos.

## 1.1. Eutrofização.

Dentro da Limnologia, o estudo e classificação de corpos d'água com relação ao seu grau de eutrofização, a qual pode ser definida como o processo de enriquecimento por nutrientes de um corpo d'água, seja por processo natural ou induzido pelo homem, teve início com Naumann (1919, 1929) e Thienemann (1925, 1931) (*apud* Schäfer, 1985). Esta abordagem de classificação tipológica consistia em conferir a diferentes lagos uma categoria de estado trófico, variando de oligotrófico, mesotrófico a eutrófico. Naumann define o estado trófico como a resposta biológica de lagos à introdução de nutrientes. Os termos oligotrófico e eutróficos, também eram originalmente utilizados no início do século XX para descrever as condições relativas a nutrientes no desenvolvimento de turfeiras ("peat bogs"), segundo Mason (1998). Um ambiente oligotrófico apresentaria baixa concentração de nutrientes e baixa produtividade primária, ao contrário de um ambiente eutrófico.

Diferentemente do processo natural de eutrofização, cuja escala é geológica, no qual os ambientes tendem a passar de uma condição oligotrófica para a mesotrófica e finalmente para a eutrófica resultando no seu assoreamento e desaparecimento, o fenômeno de aceleração antrópica do processo de eutrofização pode ser observado em uma escala de tempo mais curta, como em décadas, e é mundialmente conhecido. Ele está, na maioria das vezes, associado ao aumento da contribuição de esgotos para os corpos d'água. Em países em desenvolvimento, nas últimas décadas, a degradação dos rios e reservatórios foi particularmente importante, decorrente sobretudo do crescimento demográfico e da urbanização, sem o devido saneamento básico (Rocha *et al.* 1997). Este fenômeno tem prejudicado diferentes tipos de usos das águas.

Segundo Mason (1998), são diversos os efeitos decorrentes da eutrofização nos ecossistemas aquáticos. Esse autor elencou alguns desses efeitos, bem como uma série de problemas relacionados aos diferentes usos dos corpos d'água pelo homem, os quais foram resumidos a seguir.

### Efeitos em ecossistemas aquáticos

Geralmente ocorre a diminuição da diversidade de espécies e modificação da biota dominante.

Aumento da biomassa de plantas e animais.

Aumento da turbidez.

Aumento da taxa de sedimentação, diminuição da vida útil dos reservatórios.

Possibilidade de desenvolvimento de condições anóxicas.



### Problemas associados ao uso

O tratamento da água potável pode ser dificultado e o suprimento de água pode vir a ter odor e gosto inaceitáveis.

A água pode ser prejudicial à saúde.

O valor de amenidade<sup>5</sup> da água pode decrescer.

O aumento da vegetação aquática pode impedir o fluxo da água e a navegação.

As espécies comercialmente importantes podem desaparecer.

Assim, o enriquecimento dos corpos d'água está associado ao aumento da produtividade primária e ocorrência de episódios de desenvolvimento excessivo de algas ou macrófitas aquáticas, as quais podem prejudicar o uso para o abastecimento, produção de energia, recreação e proteção da vida aquática. A deterioração da qualidade da água também implica em maiores custos no seu tratamento (Straskraba e Tundisi, 2000) para distribuição nos sistemas de abastecimento público.

Visando o acompanhamento desse fenômeno, o índice de estado trófico de Carlson (1977) é amplamente utilizado em monitoramentos da qualidade da água e é baseado na biomassa fitoplanctônica presente em um determinado corpo d'água. Este índice adota três variáveis: clorofila *a*, transparência (disco de Secchi) e fósforo total, que estimam, independentemente, a biomassa algal. Diferentemente do conceito original, no qual a eutrofização é progressiva e inexorável, este é um índice dinâmico, sendo que os lagos podem mudar de classificação ao longo do tempo, tanto para classes de maior trofia, como para classes de menor trofia.

### **1.2. Importância do Monitoramento.**

O acompanhamento sistemático da qualidade dos ambientes é atribuição legal dos órgãos da administração pública responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental, conforme estabelecido pela Política Nacional do Meio Ambiente (Brasil, 1981). A existência de séries históricas de dados e sua interpretação permitem uma melhor compreensão da evolução temporal da qualidade ambiental e sua correlação com outros fenômenos, climáticos ou econômicos, indicando prioridades para a elaboração de ações de controle, fiscalização, investimentos ou de legislações específicas, que levem à proteção e/ou à melhoria da qualidade ambiental.

---

<sup>5</sup> Amenidade: valor ligado à estética e recreação, muitas vezes associado a valor econômico.

Além de servirem para o estabelecimento de políticas ambientais, os resultados do monitoramento devem ser utilizados para informar o público em geral. Este tipo de informação tem sido cada vez mais cobrado das agências ambientais governamentais, uma vez que há uma crescente consciência de que estes aspectos estão vinculados à qualidade de vida da população.

A implantação dos Comitês de Bacias Hidrográficas no Estado de São Paulo, também tem provocado um aumento na demanda por dados compreensíveis e confiáveis de qualidade ambiental das diferentes regiões do Estado e seus respectivos corpos d'água, tanto para o estabelecimento de metas de qualidade, como de prioridades no investimento de recursos financeiros. As publicações científicas, que também são fontes importantes de informações, confirmam a situação de deterioração da qualidade das águas, tanto dos rios (Smith e Petre, 2000) quanto dos reservatórios (Carvalho *et al.*, 1997) do Estado. No entanto, estas são, normalmente, de caráter temporário, havendo a necessidade de dados contínuos e padronizados de qualidade do ambiente.

Assim, existência de uma rede permanente de monitoramento é essencial para uma avaliação da qualidade ambiental, no entanto, sua idealização e manutenção conta com restrições, inclusive de ordem material. Portanto é essencial uma discussão criteriosa de sua composição, considerando as variáveis analisadas, os pontos de amostragem, a periodicidade e a apresentação dos dados, incluindo neste tópico os índices de qualidade adotados.

### **1.2.1. Rede de Monitoramento do Estado de São Paulo.**

A CETESB iniciou, em 1974, a operação de uma Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores (rios e reservatórios) nos principais cursos d'água do Estado de São Paulo, tendo em vista o agravamento da poluição das águas geradas por:

- efluentes domésticos (poluentes orgânicos biodegradáveis, nutrientes e bactérias);
- efluentes industriais (poluentes orgânicos e inorgânicos, dependendo da atividade industrial);
- carga difusa urbana e agrícola (poluentes resultantes da drenagem destas áreas: fertilizantes, defensivos agrícolas, fezes de animais e material em suspensão).

Em 2002, esse monitoramento foi realizado em 175 estações de qualidade (CETESB, 2003) distribuídas ao longo das 22 Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHs) em que foi dividido o Estado de São Paulo, através da Lei Estadual nº 7.663 de dezembro de 1991.

Os objetivos da Rede de Monitoramento da CETESB (CETESB, 2003) são:

- avaliar a evolução da qualidade das águas interiores para cada ponto de amostragem;
- propiciar o levantamento das áreas prioritárias para o controle da poluição das águas;
- subsidiar o diagnóstico da qualidade das águas doces utilizadas para o abastecimento público e outros usos;
- dar subsídio técnico para a elaboração dos Planos de Bacia e Relatórios de Situação dos Recursos Hídricos, realizados pelos Comitês de Bacias Hidrográficas;
- identificar trechos de rios onde a qualidade d'água possa estar mais degradada, possibilitando ações preventivas e de controle da CETESB, como a construção de ETEs (Estações de Tratamento de Esgoto) por parte do município responsável pela poluição ou a adequação de lançamentos industriais.

São realizadas amostragens bimestrais a fim de se observar às variações que ocorrem, ao longo do ano, na qualidade das águas doces, em função, não só das atividades humanas, mas também das variações climáticas (CETESB, 2000).

Dentre as variáveis físicas, químicas e microbiológicas que caracterizam a qualidade das águas, a CETESB selecionou 31, determinadas em todos os pontos da Rede de Monitoramento:

- |  |                             |               |
|--|-----------------------------|---------------|
| • Temperatura (Ar e Água)                              | • Nitrogênio Kjeldahl Total | • Ferro Total |
| • pH   | • Fósforo Total             | • Manganês    |
| • Oxigênio Dissolvido (OD)                             | • Ortofosfato Solúvel       | • Bário       |
| • Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO <sub>5,20</sub> | • Resíduo Total             | • Cádmio      |
| • Demanda Química de Oxigênio -DQO                     | • Turbidez                  | • Chumbo      |
| • Coliformes   | • Condutividade Específica  | • Cobre       |
| • Nitrogênio Total                                     | • Coloração da Água         | • Cromo Total |
| • Nitrogênio Nitrato                                   | • Surfactantes              | • Níquel      |
| • Nitrogênio Nitrito                                   | • Fenóis                    | • Mercúrio    |
| • Nitrogênio Amoniacal                                 | • Cloreto                   | • Zinco       |

Além dessas, outras variáveis são ou foram analisados em alguns pontos da rede:

- |   |                      |                   |
|---|----------------------|-------------------|
| • Alumínio                                | • Transparência      | • Estreptococos   |
| • Absorbância em UV                       | • Coliformes totais  | • <i>Giardia</i>  |
| • Ocorrência de chuvas nas últimas 24h    | • Enterococos        | • Resíduo Volátil |
| • Potencial de formação de trihalometanos | • <i>Clostridium</i> | • Resíduo Fixo    |

Na década de 90, a CETESB passou a incluir na Rede de Monitoramento novas variáveis para a avaliação da qualidade das águas. Desde então são levantados, em alguns pontos de amostragem, variáveis hidrobiológicas e ecotoxicológicas, tais como a clorofila *a*, feofitina *a*, teste de

toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*, teste de toxicidade aguda com bactérias luminescentes – *Vibrio fischeri* (Sistema Microtox®) e teste de Ames<sup>6</sup>.

Em 1998 a CETESB apresentou, pela primeira vez em seu relatório anual, os resultados do Grau de Eutrofização de 28 pontos em que a clorofila *a* foi monitorada sistematicamente, (CETESB, 1999).

Em 1999, foi realizada uma reavaliação dos pontos de amostragem pertencentes à Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores em que eram levantados os parâmetros clorofila *a* e feofitina *a*. Foi feita, na época, uma nova programação de amostragem, com a inclusão de novos pontos, de maneira a obter-se um melhor diagnóstico com relação ao estado trófico das águas dos rios e reservatórios do Estado de São Paulo, (CETESB, 2000). Os critérios adotados para a escolha dos locais de monitoramento para clorofila *a* foram: captações utilizadas para abastecimento público, reservatórios e locais especiais de investigação. Na ocasião também foram incluídos os parâmetros resíduos fixo e volátil e transparência nesses pontos de coleta.

Em 2000 e 2001, na medida em que era ampliada a capacidade laboratorial, a avaliação de clorofila *a* e feofitina *a* foi incluída em outros pontos de amostragem da Rede de Monitoramento da CETESB. Em 2001 dos 149 pontos monitorados no Estado de São Paulo, 52 incluíam a avaliação do grau de eutrofização através dos dados de clorofila *a*.

O gráfico a seguir (Figura 1) apresenta a evolução do número de pontos que integram a rede de Monitoramento do Estado de São Paulo nos quais foram avaliadas as concentrações de clorofila *a* desde 1996 até 2001.

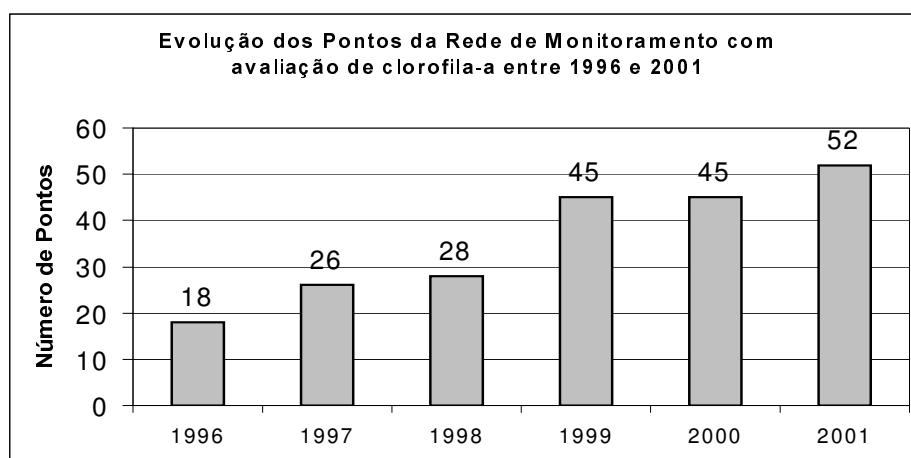


Figura 1 – Número de pontos de amostragem da Rede de Monitoramento das águas superficiais da CETESB com avaliação de clorofila *a*, ente 1996 e 2001.

<sup>6</sup> Teste de Ames: Teste de Genotoxicidade com cepas de *Salmonella typhimurium*.

### **1.3. A avaliação do grau de trofia em uma rede de monitoramento.**

Algumas questões foram se colocando ao longo do trabalho de avaliação do grau de trofia em uma rede de monitoramento. As características dos corpos d'água são as mais distintas possíveis, a bibliografia disponível sobre o assunto, muitas vezes, reflete condições de regiões muito distintas das estudadas, tanto do ponto de vista climático, quanto do uso e ocupação do solo ou do saneamento básico. O trabalho de rotina impõe algumas restrições, mas ao mesmo tempo propicia uma valiosa coleção de dados.

Assim, serão discutidos alguns modelos simplificados para a avaliação dos graus de trofia, bem como as suas especificidades quanto à aplicação, tanto em relação aos tipos de ambientes, lóticos ou lênticos, dentre estes lagos ou reservatórios, ou ao clima. Também serão abordados os limites que definem se um ambiente está eutrofizado ou não, tanto para clorofila, quanto para nutrientes. Não se pode esquecer que estas questões têm implicações de ordem prática, uma vez que os resultados serão utilizados em ações de gerenciamento dos corpos d'água.

#### **1.3.1. Metodologias de classificação dos graus de trofia**

Os resultados do monitoramento devem ser expressos de forma clara para a população, apresentando classificações dos ambientes segundo sua qualidade. Para que se possa proceder a essa classificação é necessário comparar os resultados obtidos com padrões de qualidade existentes, quer em legislação ou em publicações científicas.

O trabalho clássico de Vollenweider (1968 *apud* Schäfer, 1985), estabelece valores limites de fósforo total e nitrogênio para a classificação de corpos d'água segundo os graus de trofia. Outros autores, como Wetzel (1993), além de valores limites para nutrientes, também consideram que ambientes com concentrações médias de clorofila *a* superiores a  $10 \mu\text{g.L}^{-1}$  são considerados eutróficos

A OECD (*Organization for Economic Cooperation and Development*), publicou em 1982 (OECD, 1982) os resultados de um amplo estudo sobre o monitoramento, avaliação e controle da eutrofização de ambientes aquáticos, no qual foram estabelecidos limites para classificação trófica, apresentados na tabela a seguir (Tabela 3).

Tabela 3 - Limites para diferentes níveis de estado trófico, segundo o sistema de classificação proposto pela OECD (1982).

<b>Categorias Tróficas</b>	<b>PT (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	<b>Média anual de Clorofila <i>a</i>* (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	<b>Máximo anual de Clorofila <i>a</i>* (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	<b>Média anual de disco de Secchi (m)</b>	<b>Mínimo anual de disco de Secchi (m)</b>
Ultraoligotrófico	$\leq 4,0$	$\leq 1,0$	$\leq 2,5$	$\geq 12,0$	$\geq 6,0$
Oligotrófico	$\leq 10,0$	$\leq 2,5$	$\leq 8,0$	$> 6,0$	$> 3,0$
Mesotrófico	10 - 35	2,5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 - 1,5
Eutrófico	35 - 100	8 - 25	25 - 75	3 - 1,5	1,5 - 0,7
Hipereutrófico	$\geq 100$	$\geq 25$	$\geq 75$	$\leq 1,5$	$\leq 0,7$

PT = média anual da concentração de fósforo total

\* clorofila *a* da água superficial – média geométrica

Como estes limites foram estabelecidos para lagos de regiões temperadas, em 1991, Salas e Martino publicaram um estudo realizado pelo Centro Pan Americano de Engenharia Sanitária e Ciências Ambientais (CEPIS), ligado à Organização Mundial de Saúde (OMS), o qual foi revisado pelos mesmos em 2001 (Salas e Martino, 2001), no qual é proposto um modelo trófico simplificado para fósforo, para lagos e reservatórios tropicais da América Latina e Caribe.

No trabalho acima também foi apresentado um sistema de classificação trófica baseado em distribuição probabilística para concentrações de fósforo total, como o proposto no trabalho da OECD (1981), porém se forem calculados os limites numéricos para as classes, estes diferem bastante dos aplicados a lagos temperados.

Tabela 4 - Limites para classes de estado trófico baseados em Salas e Martino (2001).

<b>Categorias Tróficas</b>	<b>PT (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	<b>Clorofila <i>a</i>* (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>
Oligotrófico	$\leq 28$	$\leq 4,8$
Mesotrófico	28 - 72	4,8 - 12
Eutrófico	$\geq 72$	$\geq 12$

PT = média anual da concentração de fósforo total

\* clorofila *a* da água superficial – média geométrica

Existem ainda modelos para se estimar as cargas afluentes de fósforo aos reservatórios consideradas toleráveis que levam em conta, além da profundidade média dos reservatórios, o tempo de residência, a taxa de saída de fósforo e sua perda por sedimentação. No entanto, para a validação desses modelos é necessária uma avaliação da carga afluente e este dado só está disponível para um número pequeno de reservatórios do Estado de São Paulo, sendo altamente variável ao longo do tempo e de difícil quantificação, devido, sobretudo, à contribuição de cargas difusas nas bacias hidrográficas. Apesar de serem estudos cruciais para o entendimento e gestão de ambientes aquáticos, não fazem parte do escopo da Rede de

Monitoramento de Qualidade das Águas. No entanto, é importante acrescentar que nenhum desses modelos prescinde do estabelecimento de limites numéricos de qualidade para as variáveis consideradas, como fósforo total, clorofila *a*, ou outra medida de eutrofização adotada. Algumas questões metodológicas para a definição das classes tróficas e padrões de qualidade serão discutidas mais à frente neste trabalho.

No entanto, é importante ressaltar que a utilização de um índice simplificado como o índice de estado trófico de Carlson (1977) e o estabelecimento de limites para as variáveis avaliadas têm a vantagem de poder ser amplamente aplicado, devido à utilização de parâmetros de simples determinação e baixo custo analítico, como clorofila *a*, fósforo total e dissolvido e transparência, além de ser de mais fácil e compreensão do que um índice probabilístico. No entanto, para sua aplicação é necessária uma avaliação criteriosa de sua composição.

#### **1.4. Diferenças entre Ambientes Temperados e Tropicais.**

Fica claro em diversos trabalhos comparativos como o de Salas e Martino (2001), que é necessário adaptar os valores limite de qualidade para os nutrientes e clorofila *a*, bem como as equações de correlação entre esses parâmetros que servem de base para os índices de estado trófico, estabelecidos para regiões temperadas, onde o metabolismo dos ecossistemas aquáticos difere dos encontrados em ambientes tropicais.

Neste intuito, Toledo *et al.* (1983 e 1984) propuseram modificações do Índice de Carlson utilizando dados de reservatórios do Estado de São Paulo. Deste trabalho resultou uma nova classificação de trofia baseada nas concentrações de clorofila *a* e fósforo total, bem como nos valores de transparência do reservatório de Barra Bonita, localizado no Médio Tietê. Esta proposta foi testada em outros reservatórios do Estado de São Paulo (Guarapiranga, Ponte Nova, Paiva Castro e Americana) (Toledo, 1990), concluindo-se que as versões modificadas do índice avaliado eram mais adequadas para a determinação do estado trófico do que as formas originais.

A modificações propostas naquele trabalho, sem dúvida, contribuíram para o aprimoramento do monitoramento, no entanto, existe atualmente um maior número de dados, abrangendo 24 reservatórios, sendo importante verificar se é necessário algum tipo de ajuste na classificação proposta em 1983. Além disso, esses índices foram desenvolvidos para reservatórios, sendo necessária a avaliação de sua adequação para a aplicação em rios.

#### 1.4.1. Diferenças entre Rios e Reservatórios

A avaliação do grau de eutrofização em lagos e reservatórios é feita tradicionalmente em diversos países. A tradição da limnologia no estudo de lagos, seu uso para abastecimento e o aparecimento mais “precoce” de efeitos do enriquecimento de corpo d’água lênticos são algumas das razões para esta priorização sobre os ambientes lóticos.

Em outros países, como os Estados Unidos e a Inglaterra, existem programas que propõe o monitoramento em rios, sendo estes, na sua maioria, baseados nas comunidades bentônicas, sobretudo no perifíton, ou nos índices de diatomáceas (Kelly e Whitton, 1998). No entanto, no Estado de São Paulo, a maioria das captações, bem como pontos de monitoramento são rios de planície (rios de baixo gradiente), os quais têm como características uma alta turbidez de suas águas e fundo com granulometria variando entre areia e argila. Estes ambientes raramente desenvolvem tipos de comunidades bentônicas nos moldes de rios de alto gradiente ou de riachos de alta transparência, como os monitorados em outros países.

Além disso, esses rios apresentam uma quantidade muito grande de barragens, com reservatórios construídos nos seus cursos, visando, sobretudo a geração de energia. Estima-se que existam cerca de 73 obras hidráulicas em operação ou construção no Estado de São Paulo (São Paulo, 2002). Os reservatórios são responsáveis pela inundação de cerca de 10.000 km<sup>2</sup>, ou cerca de 4% do território paulista. As UGRHIs 18 (S. José dos Dourados), 19 (Baixo Tietê) e 22 (Pontal do Paranema) têm, juntas, cerca de 59% da área total inundada do Estado. Esses reservatórios modificam as características das águas dos rios, tanto a montante, modificando a sua velocidade, a quantidade de material em suspensão, mas sobretudo a jusante, contribuindo com organismos planctônicos que normalmente não ocorrem em ambientes lóticos.

Em ambientes lóticos, devido sobretudo à alta relação entre o volume de água e região marginal, além de uma maior velocidade das águas quando comparados aos ambientes lênticos, são encontradas maiores concentrações de fósforo e menores concentrações de clorofila *a*. A questão que se apresenta, uma vez que rios como o Atibaia e o Piracicaba, por exemplo, têm apresentado episódios de florações de algas, é qual a metodologia para avaliar o grau de eutrofização nesses corpos d’água.

A CETESB tem utilizado o Índice de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983 e 1984), para a avaliação do grau de trofia em rios do Estado de São Paulo. No entanto, ao se comparar as classificações obtidas através das concentrações de fósforo com as resultantes dos valores de clorofila *a*, verifica-se uma grande inconsistência entre elas, quando da aplicação desse



índice para ambientes lóticos. Nos relatórios de qualidade das águas interiores do Estado dos anos de 1999 (CETESB, 2000), 2000 (CETESB, 2001) e 2001 (CETESB, 2002a) apenas 22, 13 e 14% das classificações de trofia em rios foram coerentes, comparando-se essas duas variáveis, enquanto para reservatórios, nesses mesmos anos, 52, 45 e 45% dos pontos, respectivamente, foram classificados na mesma classe trófica aplicando-se o IET(CI) ou o IET(PT). Em praticamente todos os casos em que há discrepância entre as classificações, o fósforo classifica o ambiente em classe superior à obtida pelo valor de clorofila *a*. Assim a avaliação do índice para ambientes lóticos mostra-se necessária.

### **1.5. Limites para Fósforo**

A importância da avaliação do fósforo presente em ecossistemas aquáticos para a estimativa da produtividade primária é indiscutível, uma vez que ele é, na maioria dos ambientes o fator limitante para este processo. Ou seja, o fósforo disponível será um dos fatores mais importantes na regulação da produtividade do sistema.

A legislação brasileira que define padrões de qualidade das águas (Resolução CONAMA 20/86 - Brasil, 1986) estabelece, como limite superior para o fósforo, a concentração de 0,025 mg.L<sup>-1</sup> de fósforo total para águas classes 1, 2 e 3. A CETESB, como órgão de controle, verifica um número muito grande de resultados não conformes a esse padrão de qualidade, para essa variável. Em 2000 (CETESB, 2001), de todas as determinações de fósforo total realizadas para a Rede de Monitoramento do Estado de São Paulo, 85,9% superaram o valor estabelecido pela legislação. Para outros indicadores que também representam a contribuição de esgotos, como coliformes fecais, nitrogênio amoniacal e D.B.O., as porcentagens de não conformidade com os padrões CONAMA 20/86 (Brasil, 1986), para a classe 2, foram inferiores, sendo 57,4, 35,2 e 33,1% respectivamente. Este fato levou ao questionamento do valor estabelecido pelo CONAMA para o fósforo como o mais adequado para os nossos corpos d'água e à indagação sobre o limite de fósforo a partir do qual um corpo d'água pode ser considerado eutrofizado.

O crescimento do fitoplâncton é controlado por diversos fatores nos diferentes ambientes aquáticos. Segundo Redfield (1958), em ambientes marinhos, a variação da concentração dos elementos fósforo, nitrogênio e carbono, obedecem de uma forma geral, a relação desses mesmos elementos presentes no plâncton (1P:16N:106C). Considerando-se a Lei do Mínimo de Liebig, o elemento que estiver em menor concentração relativa, obedecendo-se às necessidades de nutrientes para o crescimento, no caso a relação presente no plâncton

anteriormente citada, será o fator limitante que controlará esse crescimento. A disponibilidade desses elementos nas águas superficiais oceânicas segue proporção semelhante para fósforo e nitrogênio, no entanto o carbono está presente em concentrações muito maiores, sendo a relação com o fósforo de 1P:1000C. Assim, de acordo com variações locais, a disponibilidade de fósforo ou do nitrogênio é que, geralmente, será o fator que controla o crescimento do plâncton em ambientes marinhos.

Vários trabalhos realizados em laboratório procuram determinar qual o nutriente limitante, para lagos e rios. Testes com a alga clorofícea do gênero *Selenastrum* foram padronizados e águas de diversos ambientes foram testadas com esse intuito. O trabalho de Chiaudani e Vighi (1974), realizado em 26 lagos italianos demonstrou que o fósforo era o fator que limitava o crescimento do fitoplâncton na maioria desses ambientes e que concentrações de ortofosfato entre 0,010 e 0,012 mg.L<sup>-1</sup>, no inverno, estabeleciam o limite acima do qual começa o processo de eutrofização para os ambientes estudados. Nesse trabalho considera-se que a relação entre as concentrações de nitrogênio inorgânico e ortofosfato, avaliadas em peso, no fitoplâncton, variam entre 4,5:1 e 9:1, e, portanto, valores maiores que estes sugerem que o fósforo está atuando como fator limitante, sendo o inverso verdadeiro para o nitrogênio. Todos os ensaios que tiveram resultados positivos com a adição de fósforo apresentaram valores de N:P superiores a 10. O resultados da relação N:P para os lagos considerados eutróficos, nesse estudo, variaram entre 4,1 e 19, com valor médio de 9 (n=6); já nos lagos considerados mesotróficos essa relação variou entre 9,3 e 104, com valor médio de 35 (n=9).

O trabalho de Lee e Jones-Lee (1998), que discute a determinação do nutriente limitante para o crescimento do fitoplâncton em reservatórios, considera um ambiente limitado por fósforo quando o resultados da razão da concentração de nitrogênio inorgânico (amônia e nitrato) e de ortofosfato, são superiores a 7,5:1. No entanto esses autores enfatizam a importância de também se levar em conta a concentração efetiva desses nutrientes nos corpos d'água e consideram, que concentrações de ortofosfato e de nitrogênio abaixo de 0,002 mg P.L<sup>-1</sup> e 0,015 mg N.L<sup>-1</sup>, respectivamente, são consideradas limitantes.

Segundo IETC-UNEP (2001), a razão N:P é baixa em lagos eutróficos e mais alta (entre 20 e 30) em lagos mesotróficos e oligotróficos. No entanto, a ocorrência de altas densidades de cianobactérias fixadoras de nitrogênio pode alterar, rapidamente, essa relação. Quando, em ambientes eutróficos, o crescimento do fitoplâncton passa a ser limitado pela disponibilidade,

relativa do nitrogênio, há o favorecimento do aparecimento de espécies capazes de fixar o nitrogênio atmosférico.

A capacidade de definir qual o nutriente limitante é crucial para o estabelecimento de planos de manejo em Bacias Hidrográficas, quando se pretende reduzir o grau de eutrofização de um corpo d'água.

#### **1.6. Avaliação do uso de transparência e turbidez como indicadores de eutrofização.**

Além da disponibilidade de nutrientes, um outro aspecto que influencia a produtividade planctônica é a penetração de luz e a presença de material em suspensão na água. A adoção da transparência como indicadora de estado trófico está associada a estudos que correlacionam o aumento da densidade fitoplanctônica com a diminuição da penetração de luz, por um processo de sombreamento.

O trabalho de Carlson (1977) foi desenvolvido a partir da relação entre a transparência, avaliada por meio do Disco de Secchi, a clorofila *a* e o fósforo total. Este autor selecionou os valores de clorofila *a* e de fósforo total relativos ao período de verão no hemisfério norte (julho e agosto). A equação de regressão obtida foi muito semelhante à encontrada por Dillon e Riegler (1974) que se basearam nos dados de fósforo do período da primavera.

Apesar do próprio Carlson em seus trabalhos apresentar ressalva de que o material inorgânico em suspensão em excesso poderia resultar em Índices de Estado Trófico superestimados, tem-se observado que em reservatório e rios de regiões tropicais e sub-tropicais, este fator pode ser mais importante na restrição à penetração de luz de um ecossistema aquático, restringindo a presença de fitoplâncton.

Thomaz (2000), utilizando dados do reservatório de Corumbá, em Mato Grosso, demonstrou que os valores de clorofila *a* nem sempre apresentam relação linear com a transparência. Naquele caso, inclusive, os maiores valores de fósforo total também coincidem com os períodos de menor transparência, no entanto, não devido ao aumento da densidade fitoplanctônica, mas à maior concentração de material particulado de origem alóctone.

A influência do material inorgânico em suspensão na produtividade primária de represas e lagos tropicais e sub-tropicais é discutida por Lund e Dávalos-Lund (1999). Segundo estes autores, a argila em suspensão pode exercer um controle tanto positivo como negativo na produção planctônica.

Uma das associações mais estudadas é aquela entre a argila e o fósforo, uma vez que este elemento, quando adsorvido às aquelas partículas não está disponível ao fitoplâncton na coluna d'água. Estes mecanismos ainda precisam ser melhor avaliados em rios e reservatórios do Estado de São Paulo.

### ***Outras variáveis***

Parâmetros associados à contribuição de esgotos e, conseqüentemente, ao enriquecimento de nutrientes, tais como coliformes fecais, nitrogênio amoniacal, DBO, surfactantes, condutividade específica, assim como de dinâmica dos ambientes, como o tempo de residência, podem ser testados como indicadores auxiliares do grau de trofia daqueles ambientes.

Para facilidade da discussão posterior, este trabalho agrupa os resultados obtidos em quatro etapas, apesar da evidente relação entre elas.

O primeiro tópico confrontará os resultados encontrados para rios e reservatórios, analisando a pertinência e o embasamento teórico para se tratar a avaliação da eutrofização desses ambientes em conjunto ou separadamente.

O segundo tópico analisará a relação entre produtividade primária e nutriente limitante nesses ambientes, as variações temporais e espaciais dos mesmos, nos pontos estudados, a metodologia mais adequada de avaliação das variáveis escolhidas e a correlação entre elas.

O terceiro tópico analisará os critérios de qualidade e a sua eventual variação conforme o uso da água e a construção de um índice de estado trófico e suas respectivas classes de trofia para rios e reservatórios do Estado de São Paulo.

No quarto e último tópico será apresentada a relação entre a eutrofização e outros parâmetros analisados para a avaliação da qualidade das águas, bem como uma avaliação dos ambientes estudados.

## II. OBJETIVOS DA PESQUISA

### Objetivos principais:

- **Avaliar as metodologias utilizadas na avaliação de trofia para ambientes lóticos e lênticos do Estado de São Paulo.**
- **Propor alterações metodológicas de medição do Grau de Trofia para a Rede de Monitoramento do Estado de São Paulo.**

Para atingir os objetivos acima serão realizadas as seguintes etapas:

- Avaliação das metodologias de avaliação de Estado Trófico, incluindo variáveis selecionadas, metodologia de análise e de tratamento dos dados.
- Avaliação das diferenças entre rios e reservatórios para dados disponíveis da Rede de monitoramento de 1996 a 2001, para 69 pontos amostrais.
- Estabelecimento das equações de relação entre fósforo total/nitrogênio total e clorofila *a* para rios e reservatórios do Estado de São Paulo.
- Discussão dos limites de fósforo total, nitrogênio total e clorofila *a* para o estabelecimento das classes tróficas em rios e em reservatórios. Avaliação da adequação dos limites estabelecidos para os reservatórios e rios do Estado de São Paulo.
- Levantamento de outros índices utilizados no Brasil e em outros países para comparação.
- Avaliação de novos parâmetros a serem incluídos na avaliação do enriquecimento dos corpos d'água do Estado.
- Proposta de eventuais modificações no Índice de Estado trófico utilizado em reservatórios.
- Proposta de um novo Índice de Estado trófico para rios.
- Discussão da frequência de amostragem e definição de pontos de monitoramento.

### III. MATERIAL E MÉTODOS

Os dados utilizados neste trabalho foram compilados do Banco de Dados da Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas do Estado de São Paulo, elaborado pela CETESB. Foram considerados os dados a partir de 1996, sendo selecionados todos os pontos em que a clorofila *a* era monitorada em 2001, bem como pontos, entre 1996 e 2000, nos quais este parâmetro foi incluído na análise da qualidade da água, por pelo menos dois anos consecutivos. Estes totalizam 69 pontos de amostragem, sendo a frequência bimestral em cada um deles. Em algumas ocasiões foram feitas coletas mais intensivas, devido a projetos específicos, como no reservatório de Barra Bonita em 1997, cujos dados foram incluídos neste trabalho (Tabela 5). Dos 69 pontos selecionados, 35 estão localizados em ambientes lóticos, representando 14 de um total de 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado (UGRHIs). Os 34 pontos restantes são amostrados em ambientes lênticos, representando 22 diferentes reservatórios, localizados em dez UGRHIs do Estado (Fig.2).

Além dos dados de clorofila *a* e feofitina *a* desses pontos de amostragem, foram selecionados e compilados os dados de 34 variáveis avaliadas pela CETESB nestes locais, as quais estão relacionadas à produtividade primária, ao despejo de esgotos nos rios e reservatórios e ao uso do solo nas Bacias. As possíveis relações destas variáveis, elencadas a seguir, com os valores de clorofila *a* e feofitina *a* serão avaliadas no decorrer dos trabalhos:

alumínio, carbono orgânico total (COT), chumbo, chuvas, cloreto, cobre, coliformes fecais, coliformes totais, coloração da água, condutividade específica, demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>), demanda química de oxigênio (DQO), fenóis, ferro total, fósforo total, ortofosfato solúvel, manganês, mercúrio, nitrogênio amoniacal, nitrogênio Kjeldahl total, nitrato, nitrito, oxigênio dissolvido (OD), pH, potencial de formação de trihalometanos, resíduo fixo, resíduo total, resíduo volátil, surfactantes, temperatura do ar, temperatura da água, toxicidade, turbidez, e zinco.

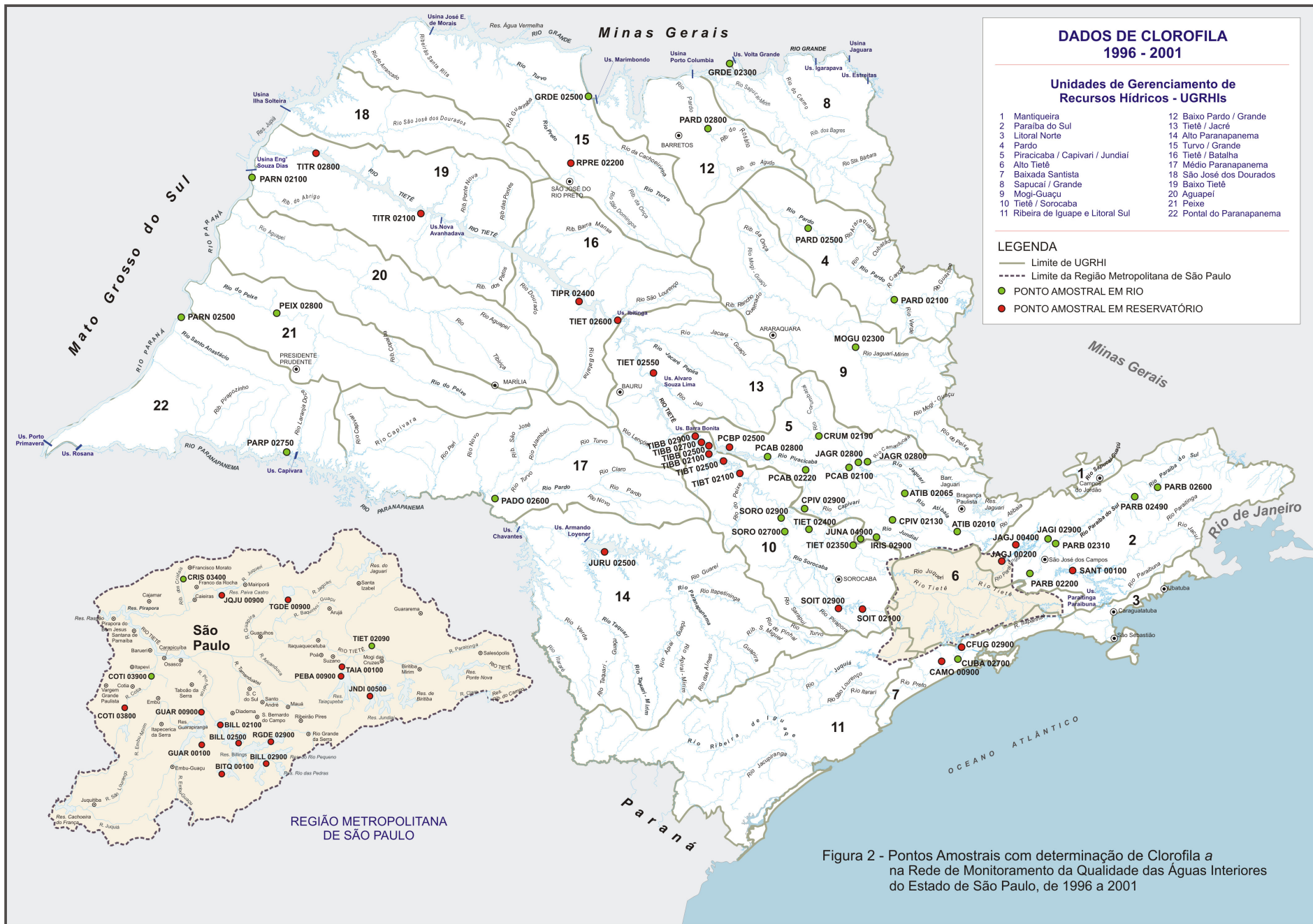


Figura 2 - Pontos Amostrais com determinação de Clorofila *a* na Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, de 1996 a 2001

Figura 2 – Pontos de Amostragem com determinação de clorofila *a* na Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, de 1996 a 2001 .

### **3.1. Área de Estudo**

#### **3.1.1. Pontos de Coleta**

As tabelas a seguir basearam-se no histórico de amostragem dos 69 pontos em que a clorofila *a* foi monitorada. Para esses pontos são apresentados, desde 1996, os anos em que existem dados disponíveis de clorofila *a* na Rede de Monitoramento. A Tabela 4 apresenta os dados da Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas da CETESB dos pontos em reservatórios, nos quais o parâmetro clorofila *a* é, ou foi, determinado. A tabela 5 apresenta os dados dos rios monitorados pela CETESB para este parâmetro no Estado de São Paulo.

No Anexo 1 estão apresentadas as descrições dos pontos de coleta, separadas em rios e reservatórios, em ordem alfabética, classe de enquadramento, segundo o Decreto N<sup>o</sup>. 10.755 de 22 de Novembro de 1977, e suas alterações posteriores, Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (UGRHI), código da rede de Monitoramento da CETESB, descrição do local de amostragem e respectivo corpo d'água.

A classificação estabelecida pela CETESB (1997, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002a) relativa ao tipo de ambiente (lótico ou lântico) foi adotada neste trabalho, para a maioria dos pontos amostrais. Alguns pontos que se encontram em rios, mas logo a jusante de reservatórios, ou em reservatórios, mas localizados na sua na porção inicial, têm características intermediárias que dificultam sua classificação em uma das categorias. Assim, os pontos CFUG02900, SANT00100, SORO02700, JURU02500, JNDI00500 foram reclassificados, *a priori*, por entender que suas classificações iniciais, apesar de fisicamente corretas, não seriam coerentes com as medidas de qualidade de água daquele ambiente.



Tabela 5 - Rios avaliados na Rede de Monitoramento da CETESB, com determinação de clorofila *a*, a cada dois meses, no ano de 2001, ou entre 1996 e 2000, por dois anos consecutivos.

Nº. Rios	Nº.*	Ponto de Coleta	1996	1997	1998	1999	2000	2001	CORPO D'ÁGUA
1	1	ATIB02010				6	5	6	Rio Atibaia
2	2	ATIB02065				6	6	6	Rio Atibaia
3	10	COTI03900				6	6	6	Rio Cotia
4	11	CPIV02130				6	6	6	Rio Capivari
5	12	CPIV02900		5	1				Rio Capivari
6	13	CRIS03400				5	6	6	Rib.dos Cristais
7	14	CRUM02500						6	Rio Corumbataí
8	15	CUBA02700				6	6	6	Rio Cubatão
9	16	GRDE02300						6	Rio Grande
10	17	GRDE02500	6	6	5	6	5		Rio Grande
11	20	IRIS02900				6	6	6	Rio Pirai
12	23	JAGR02500						6	Rio Jaguari
13	24	JAGR02800						6	Rio Jaguari
14	27	JUNA04900		4	1				Rio Jundiá
15	29	MOGU02300				5	5	6	Rio Mogi-Guaçu
16	30	PADO02600				5	5	6	Rio Pardo
17	31	PARB02200					6	6	Rio Paraíba
18	32	PARB02310						6	Rio Paraíba
19	33	PARB02490				6	6	6	Rio Paraíba
20	34	PARB02600						6	Rio Paraíba
21	35	PARD02100	7	6	6	6	5	6	Rio Pardo
22	36	PARD02500	6	6	5				Rio Pardo
23	37	PARD02800				6	5	5	Rio Pardo
24	38	PARN02100	6	6	5	6	5	6	Rio Paraná
25	39	PARN02500				6	6		Rio Paraná
26	40	PARP02750	5	6	5	4	5	6	Rio Paranapanema
27	41	PCAB02100				5	4	6	Rio Piracicaba
28	42	PCAB02220				5	4	6	Rio Piracicaba
29	43	PCAB02800	6	6	6				Rio Piracicaba
30	46	PEIX02100				6	4	6	Rio do Peixe
31	52	SORO02700					4	5	Rio Sorocaba
32	53	SORO02900		4	1				Rio Sorocaba
33	62	TIET02090				6	6	6	Rio Tietê
34	63	TIET02350		5	1				Rio Tietê
35	64	TIET02400				6	6	6	Rio Tietê
		Total de Dados	36	54	36	119	122	160	

\* numeração contínua dos pontos, incluindo rios e reservatórios, por ordem alfabética.

Nota: As colunas cheias indicam os anos em que as coletas foram realizadas e o número de dados disponíveis para aquele ano.

Tabela 6 - Reservatórios avaliados na Rede de Monitoramento da CETESB, com determinação de clorofila *a*, a cada dois meses, no ano de 2001, ou entre 1996 e 2000, por dois anos consecutivos.

Nº. Res.	Nº.*	Ponto de Coleta	1996	1997	1998	1999	2000	2001	CORPO D'ÁGUA
1	3	BILL02100				5	6	6	Res. Billings - Bororé
2	4	BILL02500		5	2	5	6	6	Res. Billings
3	5	BILL02900		5	1	1			Res. Billings
4	6	BITQ00100				5	6	6	Res. Billings - Taquecetuba
5	7	CAMO00900				6	5	5	Res. Capivari-Monos
6	8	CFUG02900						6	Canal de Fuga II
7	9	COGR00900				6	6	6	Res. Das Graças
8	18	GUAR00100				5	6	5	Res. Guarapiranga - Parelheiros
9	19	GUAR00900		5	4	5	6	5	Res. Guarapiranga - captação
10	21	JAGJ00200				6	5	5	Res. Jaguari
11	22	JAGJ00400	6	5	4				Res. Jaguari
12	25	JNDI00500				6	6	6	Rio Jundiá
13	26	JQJU00900				6	6	6	Res. do Juqueri
14	28	JURU02500						6	Res. Jurumirim
15	44	PCBP02500	4	9	7	6	6	6	Res. de Barra Bonita - Piracicaba
16	45	PEBA00900						6	Res. Taiacupeba
17	47	RGDE02900		5	1	6	6	6	Res. do Rio Grande
18	48	RPRE02200				6	4	6	Res. do Rio Preto
19	49	SANT00100						6	Res. Santa Branca
20	50	SOIT02100			1	6	5	6	Res. de Itupararanga
21	51	SOIT02900			1	6	6	6	Res. de Itupararanga
22	54	TAIA02800				6	6		Res. Taiacupeba
23	55	TGDE00900				6	6	6	Res. de Tanque Grande
24	56	TIBB02100						6	Res. de Barra Bonita
25	57	TIBB02500	3	10	7				Res. de Barra Bonita
26	58	TIBB02700	3	10	7	5	4	6	Res. de Barra Bonita
27	59	TIBB02900	3	10	7	6	5		Res. de Barra Bonita
28	60	TIBT02100	4	7	6				Res. de Barra Bonita
29	61	TIBT02500	4	7	7	6	6	6	Braço do Rio Tietê
30	65	TIET02550	6	6	5				U. H. de Bariri - Rio Tietê
31	66	TIET02600	6	5	5	6	5	6	U. H. de Ibitinga - Rio Tietê
32	67	TIPR02400	6	5	5	6	4		Res. Promissão
33	68	TITR02100	6	6	5				Res. de Três Irmãos
34	69	TITR02800	6	6	5	6	5	6	Res. de Três Irmãos
		Total de Dados	57	106	80	133	126	146	

\* numeração contínua dos pontos, incluindo rios e reservatórios, por ordem alfabética.

Nota: As colunas cheias indicam os anos em que as coletas foram realizadas e o número de dados disponíveis para aquele ano.

### 3.1.2. Características Climatológicas.

#### Precipitação

Para separar os períodos de estiagem e de chuvas foi considerado o trabalho do DAEE de 1988 referente à regionalização hidrológica do Estado de São Paulo (DAEE, 1988) que definiu 21 Regiões hidrológicamente semelhantes, a partir do levantamento de dados históricos. Essas regiões foram reagrupadas neste trabalho em cinco regiões, baseadas na semelhança em valores anuais de precipitação máximos e mínimos, apresentadas na Tabela 6. Como as regiões propostas pelo trabalho do DAEE correspondem, basicamente, às UGRHIs estabelecidas para o Estado, também é apresentada uma equivalência entre elas (Tab. 6).

Tabela 7 - Regiões com pluviosidade anual semelhantes do Estado de São Paulo e as UGRHIs correspondentes, com os municípios selecionados como representativos

Regiões hidrológicas semelhantes*	Pluviosidade anual (mm)		UGRHIs	Municípios amostrados (período considerado: ano inicial - ano final)
	máxima	mínima		
Região 1 B e C	3000	2000	7 e 3	Santos (1941-1970)
Região 2 A, E e F	2500	1500	11	Registro (1959-1970)
Região 3 G e H	2000	1200	1,2, 5, 6 e 10	S. Paulo (1941-1970) Campinas (1961-1990)
Região 4 J, K, N, O, P e D	1600	1300	4, 8, 9, 12 e 14	Barretos (1941-1970)
Região 5 L, M, Q, R, S, T e U	1400	1100	13 e de 15 à 22	P. Prudente (1941-1970) T. Sampaio (1958 -1970)

(\*DAEE, 1988)

Foram levantadas, então, as médias mensais históricas de municípios representativos dessas Regiões no banco de dados climáticos do Brasil da EMBRAPA (EMBRAPA, 2004), sendo que para as Regiões de maior abrangência geográfica foram selecionados dois municípios e calculada a média da pluviosidade mensal entre eles. A partir dos dados dessas cinco regiões, também foi calculada uma média mensal de pluviosidade para o Estado de São Paulo (Figura 3). Pode-se notar na Figura 3 que a Região 1, correspondente a Baixada Santista e Litoral Norte, é a que mais se distingue do resto do Estado, apresentando maior pluviosidade ao longo de todo o ano. No entanto, em todas as regiões pode-se considerar os meses de abril a setembro como de menor pluviosidade e o período da primavera e verão (outubro a março) os de maior pluviosidade, bem como os de maior temperatura. Embora haja uma variação climática ao longo dos anos e as séries históricas não incluam o período estudado (1996-2001), ao considerarmos um período de cinco anos, as eventuais variações tendem a ser compensadas entre os anos.

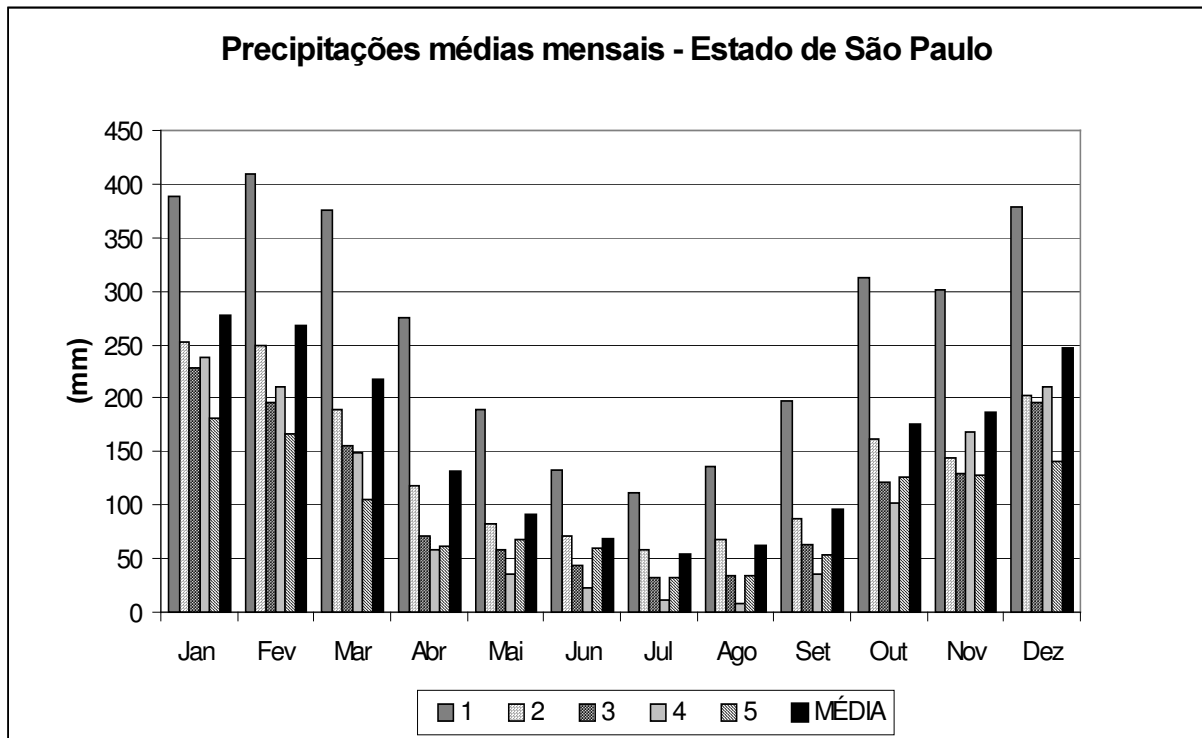


Figura 3 - Precipitações médias mensais (mm) em cinco regiões hidrologicamente semelhantes do Estado de São Paulo e a média entre elas.

Assim, para fins de análise temporal, serão consideradas duas épocas do ano, a de chuvas (primavera - verão) e a de estiagem (outono - inverno), representadas pelos períodos compreendidos entre os meses de outubro a março e entre abril e setembro, respectivamente.

### 3.2. Metodologias de determinação e análise de variáveis de água.<sup>7</sup>

Estas análises foram realizadas nos laboratórios da CETESB.

#### 3.2.1. Variáveis Físicas e Químicas.

##### CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO (COD)

As determinações foram realizadas pelo método de oxidação por ultravioleta, e detecção por infravermelho, descrito no *Standard Methods*, (APHA, 1995).

##### CLORETO

As determinações foram realizadas através de colorimetria automática com tiocianato de mercúrio. (CETESB, 1993).

<sup>7</sup> Metodologia de análises adaptada do Relatório Técnico CETESB "Estudos preliminares para o uso de índices biológicos no biomonitoramento de ambientes aquáticos continentais - riachos e corredeiras na bacia hidrográfica do rio Atibaia" São Paulo, BR. 2002b. 99p.

### CONDUTIVIDADE

As medidas de condutividade foram tomadas com uma célula de condutividade e um condutivímetro Orion, modelo 160.

### DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)

A determinação foi realizada pelo método da diluição e incubação a 20°C por 5 dias, segundo *Standard Methods* (APHA, 1995).

### DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

As determinações foram realizadas pelo método colorimétrico segundo *Standard Methods* (APHA, 1995).

### FENÓIS

As determinações foram realizadas pelo método colorimétrico com 4-aminoantipirina, seguida de extração com clorofórmio, segundo *Standard Methods* (APHA, 1998).

### METAIS PESADOS

Os metais cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), zinco (Zn), alumínio (Al), manganês (Mn), e Ferro (Fe) foram determinados por espectrometria de absorção atômica-chama, após digestão de cada amostra com mistura oxidante de ácido nítrico e ácido clorídrico, conforme procedimentos descritos nos métodos 3111 B e D do *Standard Methods* (APHA, 1995), e normas técnicas CETESB pertinentes (CETESB, 1989, 1990a, 1995).

O mercúrio (Hg) foi determinado por espectrometria de absorção atômica-vapor frio. O procedimento analítico consta de digestão da amostra com mistura oxidante de ácido sulfúrico, permanganato de potássio e persulfato de potássio. Segue-se a eliminação do excesso de oxidantes pela adição de solução de cloreto de hidroxilamônio e a produção do vapor frio de mercúrio, através da adição de solução de cloreto estanoso e determinação espectrométrica. Este procedimento baseia-se no método 3112 B do *Standard Methods* (APHA, 1995).

### NUTRIENTES

#### ***Fósforo***

O ortofosfato solúvel e o fósforo total foram determinados pelo método colorimétrico automático com reagente molibdato/antimonil/ácido ascórbico, segundo *Standard Methods*

(APHA, 1995). Para a determinação de fósforo total, cada amostra foi previamente submetida à digestão com mistura de ácido sulfúrico, sulfato de potássio e óxido de mercúrio, a 300°C, por duas horas.

O ortofosfato solúvel foi determinado em amostra filtrada em membrana 0,45 µm e o fósforo total em amostra total, sem filtração.

### ***Nitrogênio***

As variáveis nitrogênio-amônia, nitrogênio Kjeldahl e nitrogênio orgânico foram determinadas pelo método colorimétrico automático com reagente fenol-alcalino (fenato), conforme *Standard Methods* (APHA, 1995). Para a determinação de nitrogênio Kjeldahl, cada amostra foi submetida à digestão prévia, com mistura de ácido sulfúrico, sulfato de potássio e óxido de mercúrio a 350°C, por duas horas. O nitrogênio orgânico foi obtido pela diferença entre os valores de nitrogênio Kjeldahl e nitrogênio-amônia.

O nitrogênio-nitrito foi determinado pelo método espectrofotométrico com reagente sulfanilamida/cloreto de N-naftil etilenodiamina, conforme *Standard Methods* (APHA, 1995).

O nitrogênio-nitrato foi determinado pelo método espectrofotométrico com reagente fenoldissulfônico, conforme NBR 12620 de set/92.

### OXIGÊNIO DISSOLVIDO

As preservações das amostras e as determinações de OD, foram realizadas segundo método de Winkler modificado (utilização de azida sódica na preservação) e a determinação foi efetuada de acordo com a Norma Técnica CETESB L5.169 (CETESB, 1978).

### pH

A determinação de pH foi realizada potenciométricamente através de eletrodo combinado de pH conforme *Standard Methods*, (APHA, 1995).

### POTENCIAL DE FORMAÇÃO DE TRIHALOMETANOS (THMFP)

Determinação realizada conforme método descrito na seção 5710 B do *Standard Methods* (1995).

### SÓLIDOS (OU RESÍDUOS)

Os sólidos, aqui denominados como resíduo total, resíduo fixo e resíduo volátil, foram determinados gravimetricamente, conforme os métodos 2540-B e 2540-E descritos no *Standard Methods* (APHA, 1995).

O procedimento consiste em evaporação de uma alíquota da amostra em cápsula de porcelana e secagem até massa constante, a 105°C, para determinação de resíduo total e a 500°C, para determinação de resíduo fixo e por diferença o resíduo volátil.

A determinação dos resíduos filtrável e não filtrável, seguiu procedimento estabelecido no *Standard Methods* (APHA, 1995).

#### SURFACTANTES

Em 100mL de amostra de água, adiciona-se o reagente azul de metileno e clorofórmio. Os surfactantes aniônicos reagem com o azul de metileno formando um complexo azul que é extraído em clorofórmio. O extrato é lavado com solução ácida para hidrolisar complexos menos estáveis de substâncias interferentes. A intensidade de cor do extrato de clorofórmio é medida espectrofotometricamente a 650 nm e a concentração expressa em mg/L de substâncias ativas frente ao azul de metileno.

#### TEMPERATURA (CAMPO)

A temperatura foi determinada, com 0,1° de precisão, por meio de termômetro de imersão total na superfície.

#### TRANSPARÊNCIA (CAMPO)

As determinações de transparência foram realizadas através do disco de SECCHI e expressas em metros (m).

#### TURBIDEZ

As medidas de turbidez foram realizadas pelo método nefelométrico, utilizando-se um turbidímetro marca VWR, modelo 200, comparando-se com uma suspensão-padrão de sulfato de formazina.

### **3.2.2. Análises Microbiológicas.**

#### COLIFORMES FECAIS, ESTREPTOCOCOS FECAIS E CLOSTRÍDIOS SULFITO REDUTORES

A determinação de coliformes fecais, estreptococos fecais e clostrídios sulfito redutores foi realizada através da Técnica de Tubos Múltiplos, de acordo com o *Standard Methods* (APHA, 1995) e Normas Técnicas CETESB L5 205, 213 e 406 (CETESB, 1992).

#### GIARDIA

Para a análise de *Giardia* utilizou-se a técnica de floculação para a concentração das amostras seguida de microscopia de imunofluorescência (Vesey *et al.*, 1993).

### **3.2.3. Análises Hidrobiológicas.**

#### CLOROFILA A E FEOFITINA A

As amostras para determinação das concentrações de clorofila *a* e feofitina *a* foram coletadas na superfície, em duplicata, acondicionadas em frascos âmbar de 1L, preservadas com 1mL de carbonato de magnésio (MgCO<sub>3</sub>) 1% e mantidas refrigeradas até a entrada no laboratório. No laboratório, esse material foi filtrado em membrana AP 20 em prazo máximo de 24 horas.

O material retido no filtro foi extraído em acetona 90%, com maceração e extração por 12 horas, sendo determinadas as concentrações de clorofila *a* e feofitina *a*, com acidificação, por método espectrofotométrico descrito na Norma Técnica CETESB L5.306 (CETESB,1990b).

Neste trabalho, o termo Pigmentos Totais representa a soma das concentrações de clorofila *a* e feofitina *a* obtida para cada amostra analisada.

### **3.2.4. Análises Ecotoxicológicas.**

#### TESTE DE TOXICIDADE CRÔNICA COM *CERIODAPHNIA DUBIA*

Para a determinação da toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*, seguiu-se a Norma CETESB L5.022 (CETESB, 1991), modificada, onde indivíduos jovens são expostos à amostra bruta durante o período de sete dias, com alimentação diária e renovação da solução a cada 48 horas. São considerados os efeitos na sobrevivência em 48 horas (agudo) e na sobrevivência e reprodução dos organismos-teste durante sete dias (crônico).



Os resultados obtidos foram analisados através do teste “t” com o programa estatístico computadorizado Toxstat<sup>®</sup> 3.4 (West e Gulley,1994).

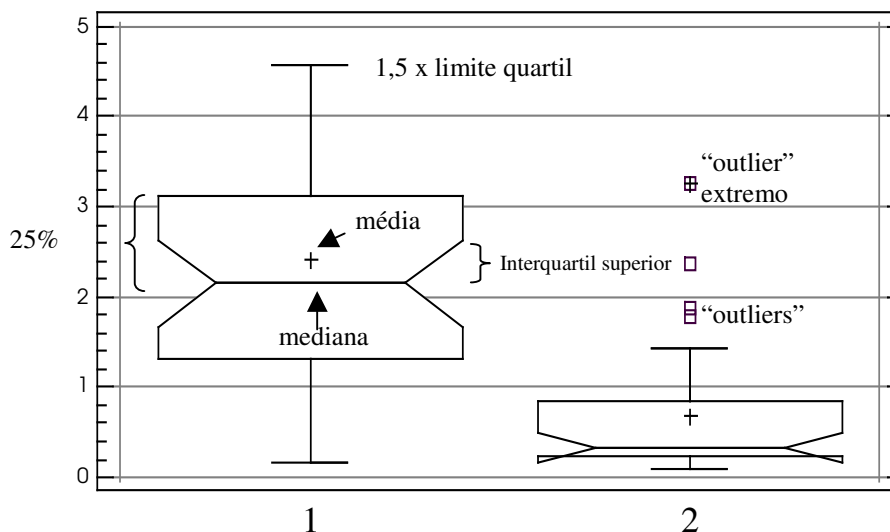
### **3.3. Metodologias de análise dos dados.**

O software utilizado para a execução de todas as análises estatísticas foi o *Statgraphics Plus* v. 2.1. Devido ao número elevado de dados, os resultados foram examinados e validados, por meio da avaliação de sua coerência entre variáveis, através de testes de condições, como, por exemplo: valores de ortofosfato devem ser inferiores ou iguais aos de fósforo total. Os valores extremos da distribuição de cada variável também foram examinados e checados, quando necessário. Os resultados menores que o limite de detecção do método foram desconsiderados quando esse limite superava os limites para as classe de qualidade da resolução 20/86 do CONAMA (Brasil, 1986) e considerou-se como resultado o próprio limite de detecção, quando este atendia aos padrões de qualidade.

No item Resultados são apresentados os dados comparados através de um teste de Análise de variância (One-Way ANOVA), seguido de comparação de medianas com 95% de significância através do teste de Kruskal-Wallis, uma vez que os dados, na maioria dos casos, não atendiam às suposições de distribuição normal dos dados e homogeneidade de variâncias exigidas para a aplicação de testes de comparação das médias.

Os resultados da análise são representados graficamente através do “Box-and-Whisker Plot” (gráfico do tipo Box-Plot), que possibilitam a observação da faixa de variação dos dados e a detecção da presença de possíveis valores extremos. Esta é uma maneira gráfica de resumir a presença de “outliers”, e de comparar conjuntos de dados. Cada conjunto é apresentado em quatro áreas iguais. Um retângulo (“box”) que compreende 50% dos dados, o qual é dividido pela mediana. A média é representada por uma cruz. O estreitamento desse retângulo, no centro, representa os interquartis superior e inferior. Para conjuntos de dados cujos limites entre o interquartil inferior e superior não se sobrepõem, considera-se que suas medianas são estatisticamente distintas. As linhas horizontais (“whiskers”) representam os valores entre os limites dos quartis e o maior/menor ponto dentro da faixa até 1,5 vezes o quartil. Valores fora dessa faixa, mas dentro de 3x o quartil são “outliers”, representados por um quadrado. Valores acima de 3 vezes o interquartil são considerados “outliers”, e representados por um quadrado com uma cruz dentro. A seguir um esquema do significado da representação grafica do “Box-and-Whisker Plot” (gráfico do tipo Box-Plot).

## Box-and-Whisker Plot



Nas representações gráficas deste trabalho nem sempre todos os “outliers” estão representados, quando a sua visualização prejudica a comparação entre a maioria dos dados, em virtude da necessidade de expansão excessiva da escala.

Alguns dos valores extremos podem indicar erros de amostragem, de medida e, mesmo, de transcrição dos dados, ou ainda, simplesmente, um comportamento fora do habitual, caracterizando-se nesses casos como "outliers". Por estes motivos, foi dada uma atenção especial a eles, já que afetam a média e a variabilidade dos dados, podendo distorcer o resultado de inferências estatísticas.

Para as análises de comparações foram utilizados todos os dados disponíveis e não somente a média das variáveis. As suposições de distribuição normal dos dados e homogeneidade de variâncias exigidas para a aplicação da ANOVA foram testadas, respectivamente, pelos testes Qui-Quadrado e de Bartlett, sendo efetuada em alguns casos a transformação logarítmica de variáveis (como a clorofila *a*), ou feita a comparação das medianas através do teste de Kruskal-Wallis, supra mencionado.

Para a ilustração dos resultados da ANOVA e do teste de comparações múltiplas foram construídos intervalos de confiança de 95% para a média de cada uma das variáveis analisadas. O nível de significância adotado em todos os testes foi de 5%.

### **Análise de Agrupamento.**

Para a aplicação da técnica de Análise de agrupamento, utilizou-se a média das variáveis selecionadas, considerando-se todas as campanhas disponíveis. A seguir, estas médias foram padronizadas, utilizando-se  $(X_i - \text{mínimo})/(\text{máximo}-\text{mínimo})$ , com o intuito de se evitar possíveis influências na análise, das diferentes escalas, unidades de medida e ordens de grandeza das variáveis analisadas.

As variáveis foram agrupadas através de uma análise de agrupamento empregando como coeficiente a Distância Euclidiana Simples ou Quadrática e o Método Ward, utilizando-se o programa o *Statgraphics Plus*, versão 2.1.

### **Correlação**

Foi estabelecida a correlação entre as variáveis selecionadas, através do software Statgraphics plus v2.1 for Windows. Foi também testada a sua significância, ou seja, se este poderia ser considerado estatisticamente diferente de zero. O nível de significância adotado foi de 5%. Em alguns casos foi aplicado o teste t de Student para a comparação de retas obtidas.

### **Tratamento dos dados**

- ***IET – Índice do estado trófico***

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes. O Índice do Estado Trófico adotado pela CETESB é o índice clássico introduzido por Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983) que, através de análise estatística por regressão, alterou as expressões originais para adequá-las aos ambientes subtropicais.

O Índice do Estado Trófico é composto pelos Índices do Estado Trófico para a transparência - IET(S), para o fósforo - IET(P), e para a clorofila *a* - IET(CL), modificados por Toledo *et al.* (1984), sendo suas respectivas equações:

$$\text{IET(S)} = 10 \{ 6 - [ 0,64 + \ln S / \ln 2 ] \}$$

$$\text{IET(P)} = 10 \{ 6 - [ \ln ( 80,32 / P ) / \ln 2 ] \}$$

$$\text{IET(CL)} = 10 \{ 6 - [ ( 2,04 - 0,695 \ln CL ) / \ln 2 ] \}$$

onde:

S = transparência, medida por meio de disco de Secchi, expressa em m.

P = concentração de fósforo total medida à superfície da água, expressa em µg/L

CL = concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, expressa em µg/L

ln = logaritmo natural

Para a classificação deste índice, foram adotados os estados de trofia: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico, conforme a tabela 8 (Toledo, 1990).

Tabela 8 - Limites para diferentes níveis de estado trófico segundo o sistema de classificação proposto por Toledo (1990).

<b>Critério</b>	<b>Estado Trófico</b>	<b>Transparência (m)</b>	<b>Fósforo total (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Clorofila <i>a</i> (µg.L<sup>-1</sup>)</b>
<b>IET ≤ 24</b>	<b>Ultraoligotrófico</b>	≥ 7,8	≤ 0,006	≤ 0,51
<b>24 &lt; IET ≤ 44</b>	<b>Oligotrófico</b>	7,7 - 2,0	0,007 - 0,026	0,52 - 3,81
<b>44 &lt; IET ≤ 54</b>	<b>Mesotrófico</b>	1,9 - 1,0	0,027 - 0,052	3,82 - 10,34
<b>54 &lt; IET ≤ 74</b>	<b>Eutrófico</b>	0,9 - 0,3	0,053 - 0,211	10,35 - 76,06
<b>IET &gt; 74</b>	<b>Hipereutrófico</b>	< 0,3	> 0,211	> 76,06

A CETESB não considera, normalmente, na estimativa de Estado Trófico, o cálculo do índice de transparência, pois esta é afetada pela elevada turbidez decorrente de material em suspensão, comum em reservatórios e rios do Estado de São Paulo.

A expressão do índice utilizada é a seguinte:

$$\text{IET} = [ \text{IET} ( P ) + \text{IET} ( CL ) ] / 2$$

onde: o IET representa a média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e à clorofila *a*.

No caso de não haver resultados para o fósforo total ou para a clorofila *a*, o índice será calculado com o parâmetro disponível e considerado equivalente ao IET, devendo, apenas, constar uma observação junto ao resultado, informando que apenas um dos parâmetros foi utilizado.

Para a avaliação do grau de limitação da produtividade do fitoplâncton, são comparadas as classificações obtidas entre o IET(CI) e o IET(P). Quando os dois índices classificam o ambiente na mesma classe trófica, o grau de limitação é considerado “normal”. Quando a classificação através do índice do fósforo classifica o ambiente em classe superior à obtida através das concentrações de clorofila *a*, indicando que há algum fator limitante que reduz a produtividade das algas o grau de limitação é considerado “alto”. No caso inverso, quando as concentrações de clorofila *a* resultam em uma classificação superior à obtida pelo IET(P), o grau de limitação é considerado “baixo”, existindo condições favoráveis para a produtividade primária, considerando os nutrientes disponíveis.

Este índice foi desenvolvido para reservatórios, no entanto está sendo aplicado também a rios do Estado de São Paulo, sendo necessária, portanto uma revisão crítica de sua aplicação em ambientes lóticos.

## IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO.

### 4.1. Avaliação inicial.

Uma avaliação inicial dos dados mostra que os valores médios de clorofila *a*, fósforo total e nitrogênio total (Tabela 9) variam bastante dependendo do tipo de corpo d'água.

Dos 1419 dados de fósforo total analisados, 50% (n= 711) apresentaram concentrações inferiores ou iguais a 0,05 mg.L<sup>-1</sup>. Estiveram abaixo ou foram iguais a 0,025mg.L<sup>-1</sup>, o padrão de qualidade de águas para classes 1 e 2 do CONAMA 20 (Brasil, 1986), 30,4% dos dados analisados. Quando esses dados são separados por tipo de corpo d'água observou-se que nos reservatórios essa porcentagem sobe para 40,6%, enquanto em rios apenas 6% dos dados são inferiores ou iguais a 0,025mg.L<sup>-1</sup>.

As concentrações médias dos nutrientes, sobretudo do fósforo, foram mais elevadas em corpos lóticos (0,193 mg.L<sup>-1</sup>) do que em ambientes lênticos (0,075 mg.L<sup>-1</sup>). Em ambos os casos, os valores médios encontrados ultrapassaram a concentração de 0,025 mg.L<sup>-1</sup>, estabelecida pela resolução CONAMA 20, como padrão de qualidade para águas classe 1 e 2 .

Dos 1175 dados de clorofila *a* analisados 75% (n=881) apresentaram concentrações inferiores ou iguais a 10µg.L<sup>-1</sup>, limite estabelecido por Wetzel (2001) para ambientes eutrofizados. Quando esses dados são separados por tipo de corpo d'água observou-se que em rios essa porcentagem sobe para 77%, enquanto nos reservatórios 64% dos dados são inferiores ou iguais a 10µg.L<sup>-1</sup> Conforme esperado, o valor médio de clorofila *a* foi maior em reservatórios (18,24 µg.L<sup>-1</sup>) quando comparado ao valor médio em rios (3,62 µg.L<sup>-1</sup>), sendo o primeiro superior a 10 µg.L<sup>-1</sup>.

Os valores médios, para cada ponto amostral, de ferro total, D.B.O., coliformes fecais, turbidez, pH, O.D., fósforo total, ortofosfato solúvel, corofila *a*, resíduo total, condutividade, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio inorgânico estão apresentados no Anexo 2.

Tabela 9 - Valores mínimo, máximo, média, intervalo 95% da média, percentil 25%, percentil 75% e % acima do limite considerado eutrófico para clorofila *a*, fósforo total, nitrogênio total e transparência, em 69 pontos em rios e reservatórios do Estado de São Paulo estudados, entre 1996 e 2001.

	Total		Clorofila <i>a</i>		Fósforo Total		Nitrogênio Total		Transparência	
	Rio x Res.		$(\mu\text{g.L}^{-1})$		$(\text{mg.L}^{-1})$		$(\text{mg.L}^{-1})$		$(\text{m})$	
<b>Número de amostras (n)</b>	Total	Rio	1175	527	1419	610	1418	609	112	19
		Res.		648		809		809		93
<b>Mín. - Máx.</b>	Rios		0,05 - 169,07		0,004 - 2,65		0,062 - 36,48		0,1 - 1,6	
	Reservatórios		0,05 - 566,52		0,004 - 1,40		0,071 - 57,15		0,2 - 2,6	
<b>Média Aritmética</b>	Total	Rio	11,68	3,62	0,126	0,193	2,34	2,55	0,87	0,48
		Res.		18,24		0,075		2,18		0,95
<b>Média Geométrica</b>	Total	Rio	3,37	1,41	0,051	0,076	1,32	1,26	0,70	0,32
		Res.		6,83		0,038		1,37		0,82
<b>Intervalo da Média de 95%</b>	Rios		2,70 - 4,53		0,166 - 0,221		2,22 - 2,89		0,25 - 0,71	
	Reservatórios		15,49 - 21,00		0,067 - 0,084		1,94 - 2,41		0,84 - 1,57	
<b>Percentil 25%</b>	Total	Rio	1,19	0,80	0,020	0,030	0,70	0,58	0,50	0,18
		Res.		2,25		0,015		0,81		0,60
<b>Percentil 75%</b>	Total	Rio	10,15	3,00	0,122	0,210	2,31	2,35	1,2	0,7
		Res.		21,12		0,090		2,28		1,2
<b>Acima do Limite* (%)</b>	Total	Rio	25	6	69,6	77				
		Res.		40,6		64				

\*Limites: Clorofila *a* =  $10 \mu\text{g.L}^{-1}$  (Wetzel, 2001)

Fósforo Total =  $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$  (CONAMA 20, 1968)

#### 4.2. Comparação entre rios e reservatórios.

Os primeiros estudos de limnologia, no início do século XX, foram realizados em lagos, daí a sua denominação (limnos=lagos) (Esteves, 1988). No entanto, a abrangência dos sistemas abordados foi logo ampliada, englobando outros ecossistemas aquáticos continentais. A diferença de processos entre ambientes lênticos e lóticos é discutida em diversos livros de limnologia clássica (Wetzel, 2001).

No entanto ao se discutir os ambientes lênticos aqui considerados, isto é, reservatórios, deve-se ter em mente que não se tratam de lagos naturais, mas de ecossistemas artificiais, resultantes de modificações em rios. Suas características são determinadas tanto pela concepção do projeto de engenharia como das regras operacionais vigentes. Em geral, por apresentarem baixo tempo de residência da água, estes ambientes podem ser considerados

como intermediários entre rios e lagos (Esteves, 1988). Assim torna-se pertinente a questão de se esses ambientes devem ser tratados de modo distinto.

Apesar de pontuar que os mesmos processos fundamentais físicos, químicos e biológicos são válidos em reservatórios e lagos naturais, o trabalho de Lind *et al.* (1993) discute as diferenças entre lagos e reservatórios na aplicação do índice de estado trófico. Segundo os autores, um dos fatores que prejudica a aplicação desses índices é a heterogeneidade espacial que ocorre em reservatórios. Diversos autores, dentre eles Wetzel (2001), distinguem três zonas em um reservatório; a região com forte influência do(s) rio(s) formador(es) – região lótica, outra intermediária – região de transição e, finalmente uma região considerada lacustre, localizada próxima à barragem.

Outra constatação do trabalho de Lind *et al.* (1993) é de que, em geral, a classificação desses ambientes, através da concentração de fósforo total tende a ser em categoria trófica superior à realizada através das concentrações de clorofila *a*. Estas constatações, segundo os autores, devem ser consideradas na utilização das classificações de trófia, ressaltando a necessidade de padronização metodológica para essa avaliação, bem como de se levar em consideração as funções de força de cada ambiente e os diferentes manejos nas diferentes porções de um reservatório, na determinação do estado trófico.

Além disso, como em várias regiões do Estado de São Paulo há uma seqüência de reservatórios ao longo dos rios, a magnitude da influência dessas intervenções, a jusante e a montante, é potencializada. Reservatórios em cascata estão sujeitos a interferências entre eles e efeitos múltiplos, como, por exemplo, os decorrentes de descargas de fundo, que podem afetar toda a cadeia direta ou indiretamente (Tundisi *et al.*, 1999).

Por outro lado, alguns trechos de rios localizados entre reservatórios têm suas vazões reduzidas devido à necessidade de armazenamento, além do uso consuntivo, resultando no amortecimento de picos de cheia e regimes hidrológicos altamente regularizados, fazendo com que seu comportamento se aproxime dos reservatórios, como é o caso do rio Atibaia em São Paulo e o da Bacia do rio Darling na Austrália (Oliver *et al.*, 1999). Neste último, o número elevado de estruturas de contenção das águas levou a problemas crônicos de florações de cianobactérias, como as do gênero *Anabaena*.



A diminuição da velocidade da água é um dos efeitos mais óbvios dos represamentos e com ela estão associadas a maior taxa de sedimentação do material em suspensão e todos os efeitos associados, como a redução da turbulência, o aumento da transparência e conseqüente aumento de produtividade. Ao mesmo tempo há uma menor concentração de nutrientes na coluna d'água e maior desenvolvimento da comunidade zooplanctônica e possibilidade de atividades de pastejo.

Segundo Chapman (1996), nos anos 50 e 60, a eutrofização era observada mais em lagos e reservatórios, no entanto, desde os anos 70 começaram a ser registradas manifestações desse fenômeno também em rios. Quando os rios são de menor porte, normalmente há um aumento da densidade de macrófitas aquáticas, enquanto que nos rios de maior porte há o registro do aumento da densidade do fitoplâncton. Em alguns rios da Europa como o Reno e o Loire há registros de valores elevados de clorofila *a*, chegando a, respectivamente, 60 e 200 $\mu\text{g.L}^{-1}$ , (Chapman, 1992).

Para se determinar, nos ambiente estudados, se há uma distinção que justifique sua análise separadamente, foram selecionadas algumas variáveis importantes no processo de eutrofização e os dados coletados em ambientes lóticos foram comparados aos de ambientes lênticos através de um teste de One-Way ANOVA e comparação de medianas com 95% de significado através do teste de Kruskal-Wallis. Os resultados estão representados graficamente através do “Box-and-Whisker Plot” (gráfico de Box-Plot).

#### **4.2.1. Análise de agrupamento.**

Apesar dos pontos de amostragem já serem originalmente classificados entre rios e reservatórios (Anexo 1), na Rede de Monitoramento, alguns locais de coleta situam-se em regiões de transição entre ambientes lóticos e lênticos ou vice-versa. Além disso, algumas barragens possuem, continuamente, ou durante alguns períodos, um tempo de residência muito baixo, comportando-se mais como um rio, enquanto rios que deságuam em reservatório possuem trechos que apresentam baixa velocidade.

Assim, os valores médios em cada ponto para as variáveis: condutividade, D.B.O., O.D., nitrogênio amoniacal, coliformes termotolerantes, clorofila *a*, fósforo total, resíduo total, turbidez e ferro, foram agrupadas pelo método de Ward e Distância Euclidiana Quadrada para se entender melhor as diferenças entre estes pontos amostrais. Esses dados foram

padronizados, subtraindo-se a média e dividindo-se pelo desvio padrão. O resultado é apresentado no dendrograma a seguir (Fig. 4), que considera os 68 pontos para os quais se dispunha de valores médios para todas as variáveis mencionadas, no qual a legenda 1 representa pontos em rios e a 2 em reservatórios. O único ponto não considerado foi o 45 (PEBA00900, no reservatório Taiaçupeba) para o qual nem todos os dados estavam disponíveis.

Através dessa análise pode-se perceber uma nítida separação entre as características encontradas em pontos localizados em rios ou em reservatórios (Tabela 10). Dos cinco grupos formados, o Grupo 1, com 25 membros, tem apenas três localizados em reservatórios, (pontos 21-Res. Jaguari, 48-Res. do Rio Preto e 54 - Res. Taiaçupeba), do Grupo 2 com 15 membros todos localizados em reservatórios.

Do Grupo 3 com 19 membros, 13, pertencem a reservatórios, os quais apresentam menores concentrações de fósforo total e clorofila *a* do que os reunidos no Grupo 2. Os seis pontos restantes estão localizados em rios, especificamente nos rios Pardo (PARD02100), Grande (GRDE02300 e GRDE02500), Paraná (PARN02100 e PARN02500) e Paranapanema (PARP02750). Destes, com exceção do primeiro ponto, todos os outros se encontram a jusante das barragens da Usina Volta Grande, U.H. Marimbondo, de Jupιά, entre Jupιά e Porto Primavera, e a jusante da barragem de Capivara, respectivamente, sofrendo assim, possivelmente, influência desses represamentos nos resultados relativos às variáveis examinadas, como redução nos valores de resíduos, ferro e turbidez. No entanto, com relação aos menores valores de fósforo e clorofila *a*, também é importante lembrar que estes ambientes, além de sua grande vazão, por serem rios de maior ordem, estão localizados em regiões do Estado com menor pressão de ocupação humana, havendo assim, provavelmente, uma menor carga afluente.

No Grupo 4, os pontos 60 e 61, estão localizados nos reservatórios de Barra Bonita no braço do rio Tietê, sofrendo assim, ainda uma grande influência do ambiente lótico, mas com valores médios de clorofila *a* de 10,7 e 24,0  $\mu\text{g.L}^{-1}$  respectivamente. No Grupo 6 seus dois membros localizam-se em rios.

Na tabela a seguir (Tab. 10) estão apresentados os centróides de cada um dos Grupos formados, para as variáveis analisadas.

Tabela 10 - Distribuição das concentrações médias das variáveis consideradas na análise de agrupamento em cada um dos seis grupos definidos.

Grupo	Membros	Porcentagem	Condutividade	D.B.O.	O.D.	Nitrogênio Amoniacal	Coliformes Termotolerantes*	Clorofila <i>a</i> *	Fósforo Total*	Resíduo Total	Turbidez	Ferro
Cluster		Símbolo	<i>Cond</i>	<i>DBO</i>	<i>OD</i>	<i>Amoniaca</i>	<i>Coli_F_geo</i>	<i>Clorofila</i>	<i>P_Total</i>	<i>Res_T</i>	<i>Turbidez</i>	<i>Ferro</i>
No.	(n)	(%)	( $\mu\text{S/cm}$ )	( $\text{mg.L}^{-1}$ )	( $\text{mg.L}^{-1}$ )	( $\text{mg.L}^{-1}$ )	(NMP/100mL)	( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	( $\text{mg.L}^{-1}$ )	( $\text{mg.L}^{-1}$ )	(UNT)	( $\text{mg.L}^{-1}$ )
1	25	37	95	3	6,0	0,32	11660	1,84	0,092	136	36	2,74
2	15	22	177	4	7,3	0,26	182	20,11	0,051	131	12	0,49
3	19	28	60	2	7,5	0,06	103	2,50	0,022	64	7	0,44
4	6	9	250	8	3,8	3,63	12770	10,13	0,238	196	25	2,27
5	1	1	280	33	2,3	4,26	377344	2,67	0,485	265	41	3,48
6	2	3	405	17	4,2	10,14	61765	4,59	1,015	288	27	3,07

\* médias geométricas.

### Dendrograma - Método de Ward - Dist. Euclidiana Quadrada

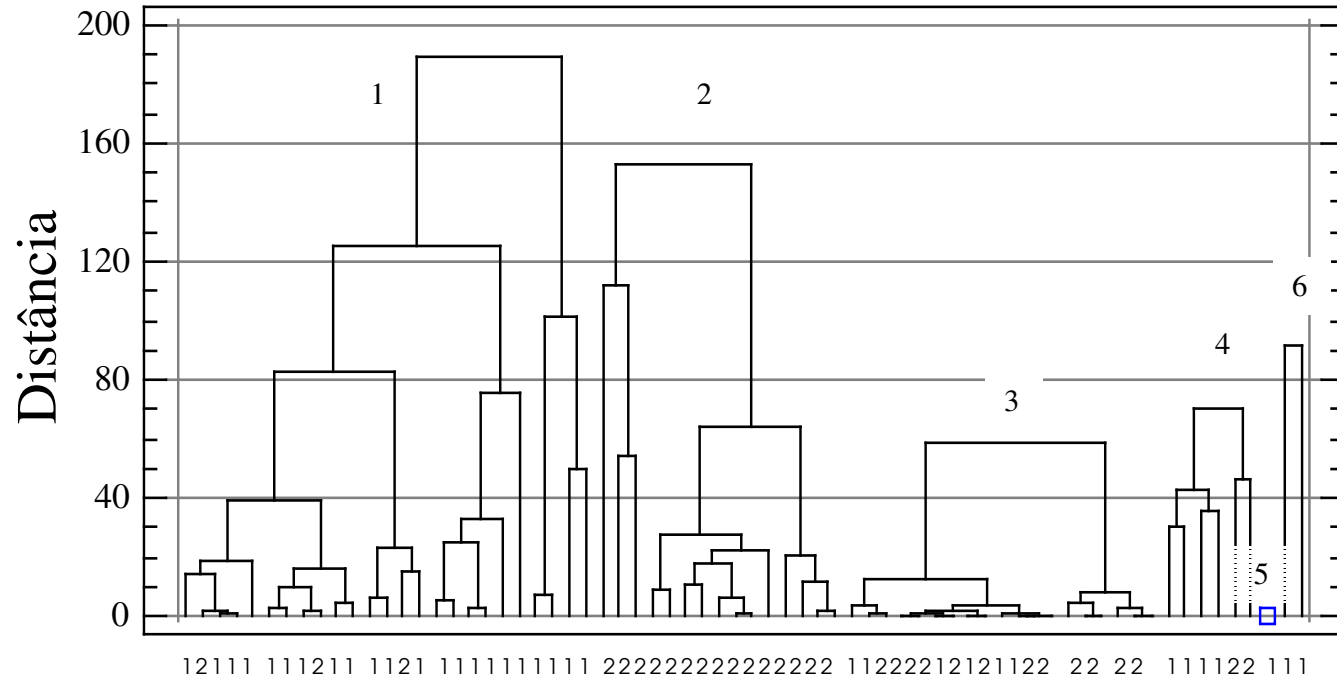


Figura 4 - Análise de agrupamento com os seis grupos formados. (Na legenda da abscissa: 1 = rio e 2 = reservatório).

A avaliação aqui apresentada mostra uma coerência na classificação de rios e/ou reservatórios dos pontos de coleta pela Rede de Monitoramento, uma vez que 84% dos pontos são classificados dentro de grupos compatíveis com o tipo de ambiente (lótico ou lântico). No Grupo 1, formado predominantemente por pontos em rios ocorrem três reservatórios, os quais, no entanto, apresentam valores de clorofila *a* e fósforo total mais compatíveis com ambientes lânticos. No Grupo 3, formado por reservatórios menos eutrofizados do que os do Grupo 2, seis pontos localizam-se em rios, mas a jusante de barragens. Dois pontos do Grupo 4 (60 e 61), estão localizados na porção inicial do reservatório de Barra Bonita, mas possuem características de ambientes lóticos.

Assim, apesar da análise separar a maioria dos pontos em Grupos formados por rios ou reservatórios, fica claro que existem ambientes de transição. No entanto, a avaliação dos valores de fósforo total e clorofila *a* e das características físicas dos pontos levam a manter a classificação inicial apresentada nas Tabelas 5 e 6.

Ao agruparmos em cada tipo de ambiente as variáveis, pode-se ter uma avaliação de como elas se relacionam.

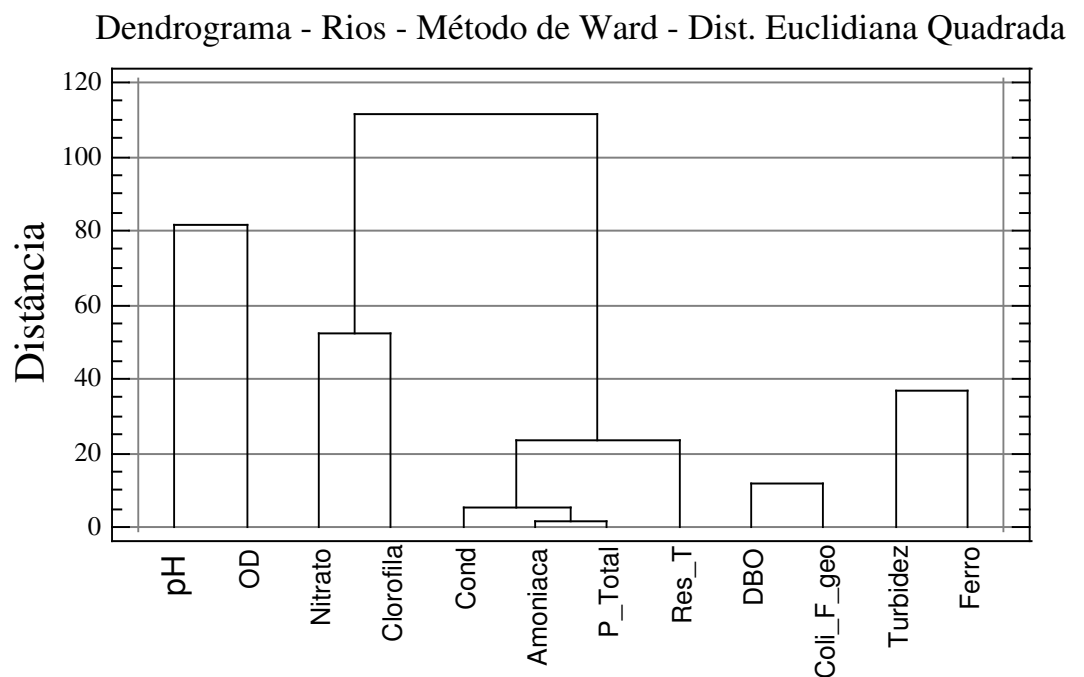


Figura 5 - Dendrograma da análise de agrupamento das variáveis apresentadas na Tabela 18, aonde constam as variáveis por extenso, incluindo ainda pH e nitrato, em rios, com os quatro grupos formados pelo método de Ward, através da distância euclidiana simples.

Através da comparação dos dendrogramas formados para as variáveis nos diferentes ambientes é possível observar as diferenças e similaridades nos agrupamentos. Fósforo total e nitrogênio amoniacal, assim como ferro e turbidez, estão sempre agrupados muito próximos, enquanto a clorofila *a* em rios está mais próxima do nitrato e em reservatórios está agrupada com oxigênio dissolvido e pH, como era de se esperar.

Dendrograma - Reservatórios - Método de Ward - Dist. Euclidiana Quadrada

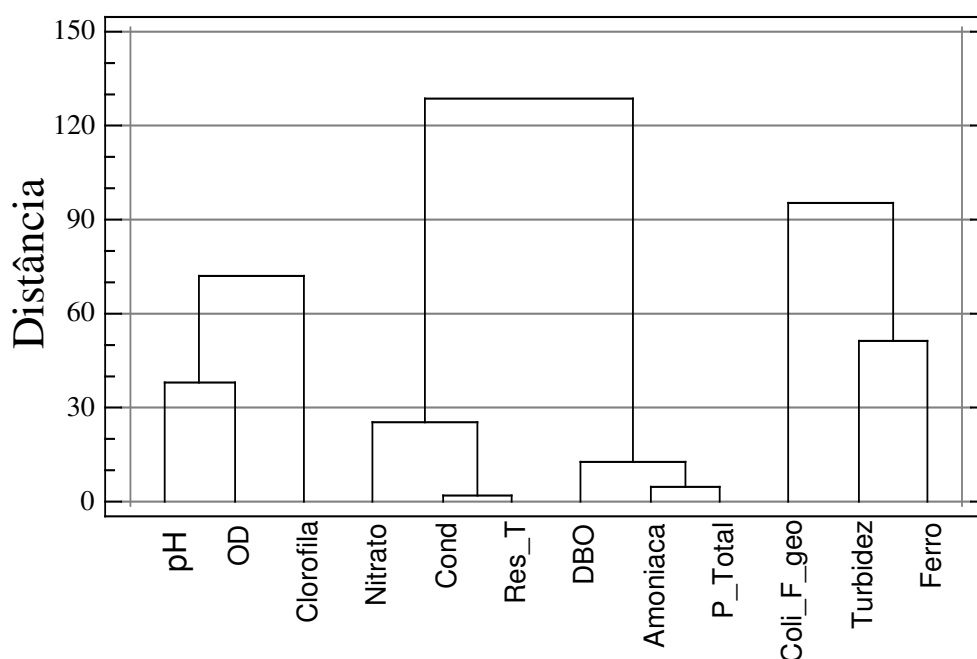


Figura 6 - Dendrograma da análise de agrupamento, das variáveis apresentadas na Tabela 18 em reservatórios, aonde constam as variáveis por extenso, incluindo ainda pH e nitrato, com os quatro grupos formados pelo método de Ward, através da distância euclidiana simples.

#### 4.2.2. Fósforo.

##### 4.2.2.1. Fósforo Total.

As concentrações de fósforo total foram comparadas entre rios e reservatórios, obtendo-se a figura a seguir (Fig. 7). Pode-se observar que as maiores concentrações de fósforo total são encontradas em ambientes lóticos, havendo diferença significativa entre os valores dos dois tipos de ambientes. É importante considerar que a análise de fósforo total leva também em

consideração o fósforo presente na biomassa algal e que, mesmo assim, as concentrações deste elemento em rios são superiores.

### Box-and-Whisker Plot

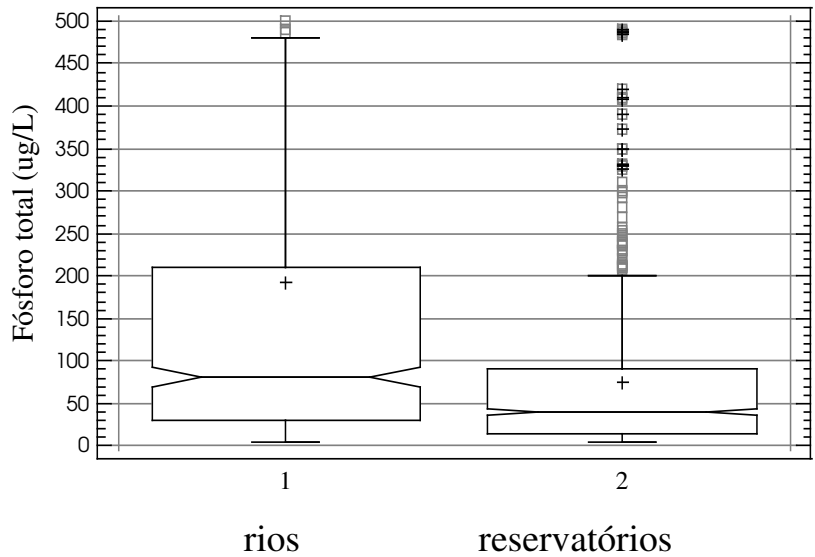


Figura 7 - Comparação entre as concentrações de fósforo total em rios e reservatórios.

#### Rios

Em um total de 35 pontos calculou-se a média geométrica das concentrações de fósforo total, para cada ano, e então a média para cada ponto de coleta. A distribuição das concentrações médias de fósforo total para esses pontos é apresentada no histograma a seguir (Fig. 8).

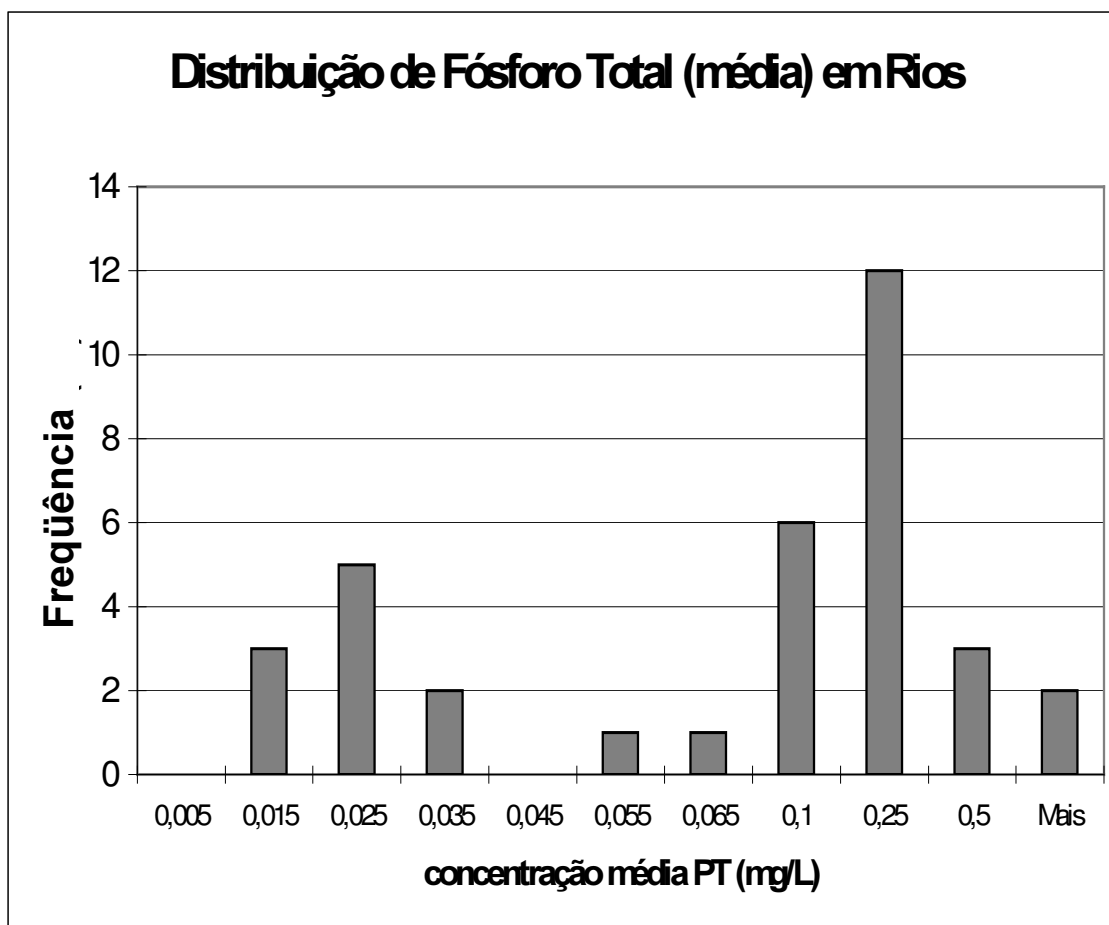


Figura 8 - Distribuição das concentrações médias de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nos 35 pontos de coleta em rios, por faixa de grandeza.

Pode-se observar que a maioria dos valores médios encontrados nos pontos amostrais é superior a  $0,050 \text{ mg.L}^{-1}$  de fósforo total. No entanto, existem oito pontos em rios com valores médios iguais ou inferiores a  $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ , representando aproximadamente 23% do universo amostral em ambientes lóticos (CUBA02700, GRDE02300, GRDE02500, PARB02200, PARD02100, PARN02100, PARN02500, PARP02750).

Se considerarmos que a maioria (68%) dos pontos em rios em que se monitora clorofila *a*, os quais compõem o foco deste trabalho, estão localizados nas bacias hidrográficas do Estado mais densamente ocupadas (UGHRIs 2, 5, 6, 7 e 10), as quais apresentam densidades demográficas superiores a  $100 \text{ hab/km}^2$ , e concentram 72% da população do Estado (CRH, 2000), pode-se inferir que a distribuição de valores seria distinta, caso tivéssemos uma representação equitativa das diferentes áreas do Estado.



## Reservatórios

Para um total de 34 pontos, calculou-se a média geométrica para cada ano e então a média para cada ponto de coleta. A distribuição das concentrações média de fósforo total é apresentada no histograma a seguir (Fig. 9)

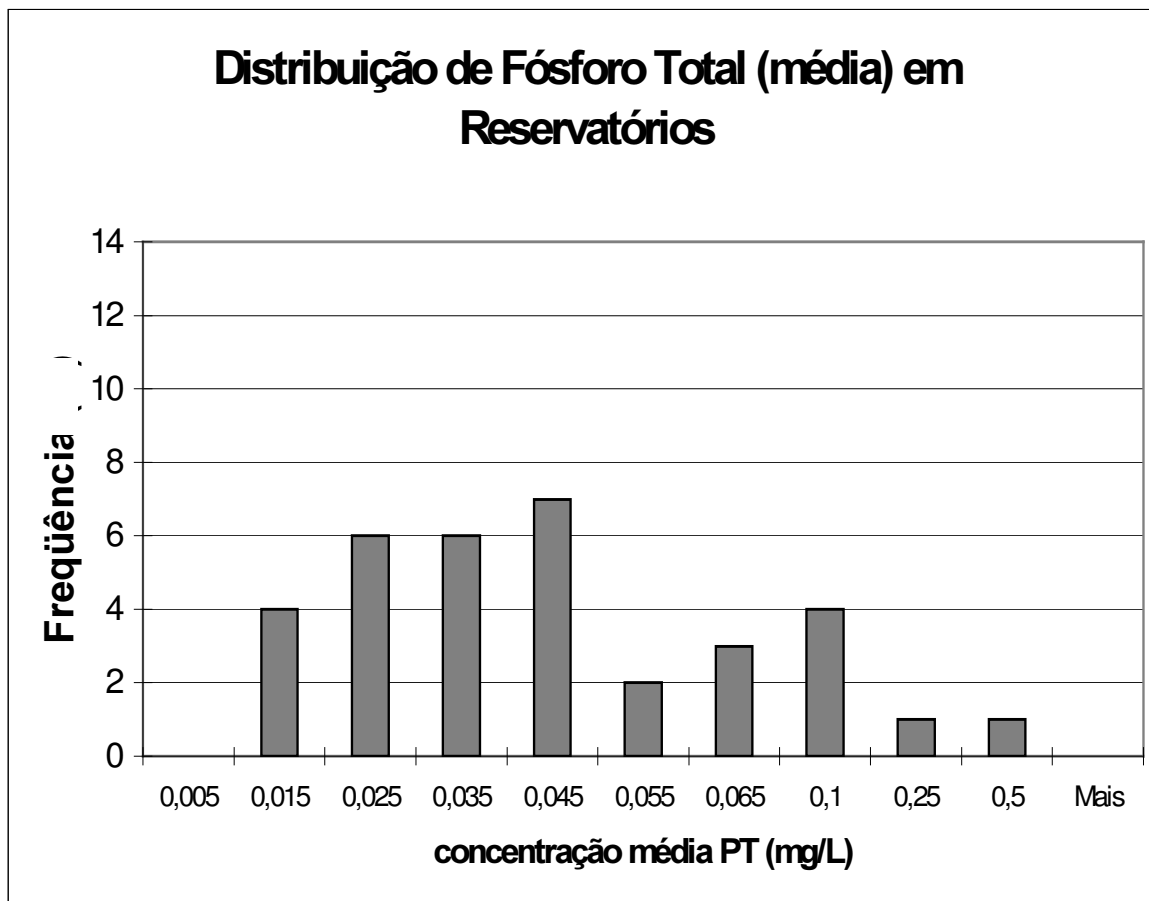


Figura 9 - Distribuição das concentrações médias de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) dos 34 pontos de coleta em reservatórios, por faixa de grandeza.

Pode-se observar que a maioria dos valores médios encontrados nos pontos amostrais é inferior a  $0,050 \text{ mg.L}^{-1}$  de fósforo total. No entanto, existem seis pontos em reservatórios (BILL02100, GUAR00100, TIBB02100, TIBB02900, TIBT02100, TIBT02500), com valores médios superiores a  $0,070 \text{ mg.L}^{-1}$ , representando aproximadamente 18% do universo amostral em ambientes lênticos, todos pertencentes às UGRHs 6 e 10 e restritos aos reservatórios Billings (Bororé), Guarapiranga (Parelheiros) e Barra Bonita (próximo a chegada do rio Tietê).

#### 4.2.2.2. Ortofosfato Solúvel

As medidas de ortofosfato solúvel não são feitas em todos os pontos de amostragem por limitações laboratoriais. Assim, existem dados para 13 dos 35 pontos em rios e para 27 dos 34 pontos em reservatórios, cujas estatísticas estão apresentadas na Tabela 11.

Tabela 11 - Concentrações de ortofosfato solúvel média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima em rios e reservatórios para os pontos estudados.

	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	Mediana (mg.L <sup>-1</sup> )	n	d.p.	Min (mg.L <sup>-1</sup> )	Máx (mg.L <sup>-1</sup> )
Rios	0,122	0,035	180	0,276	0,005	2,55
Reservatórios	0,024	0,005	583	0,060	0,004	0,63

Considerando os dados disponíveis, as concentrações de ortofosfato solúvel (Figura 10) também apresentam valores significativamente superiores em rios do que em reservatórios.

### Box-and-Whisker Plot

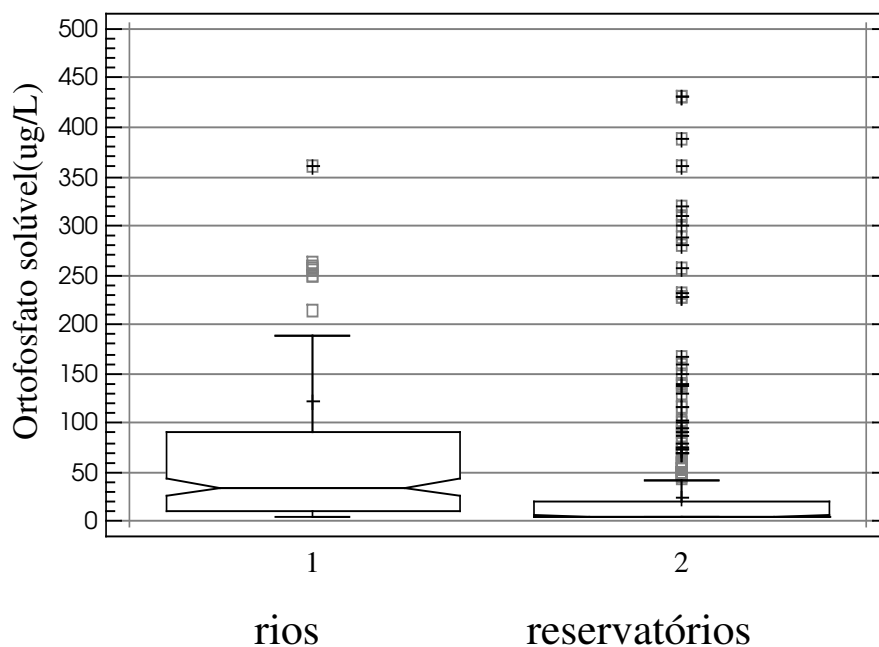


Figura 10 - Comparação entre as concentrações de ortofosfato solúvel em rios e reservatórios.

Pode-se ainda verificar qual o tipo de relação entre a concentração de ortofosfato solúvel e de fósforo total nos ambientes estudados (Tabela 12). A razão ortofosfato solúvel/fósforo total dá uma indicação da fração do fósforo mais disponível para as algas. Na Tabela 12, pode-se observar que a fração ortofosfato representa, em média, 30 a 40% do fósforo total, sendo significativamente maior em reservatórios do que em rios (Fig. 11).

Tabela 12 - Média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima da razão ortofosfato solúvel/fósforo total em rios e reservatórios para os pontos estudados.

	Média	Mediana	n	d.p.	Min	Máx
Rios	0,321	0,200	180	0,280	0,003	1,00
Reservatórios	0,373	0,252	581	0,303	0,004	1,00

### Box-and-Whisker Plot

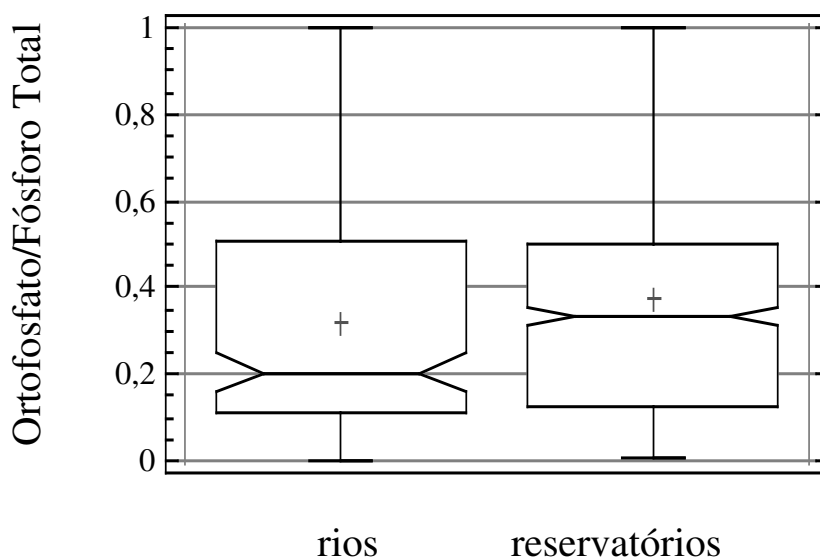


Figura 11 - Comparação entre a relação ortofosfato/fósforo total em rios e reservatórios.

### 4.2.3. Nitrogênio

#### 4.2.3.1. Nitrogênio Total

As concentrações de nitrogênio total, que considera tanto a fração orgânica como inorgânica, também foram comparadas para rios e reservatórios, obtendo-se a figura a seguir (Fig. 12). Também foi encontrada uma diferença significativa entre os valores de nitrogênio total de

reservatórios e rios, sendo as maiores concentrações medianas encontradas nos primeiros. Mais uma vez, deve-se considerar que esta análise leva em consideração o nitrogênio presente na biomassa algal.

Tabela 13 - Concentrações de nitrogênio total média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados.

	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	Mediana (mg.L <sup>-1</sup> )	n	d.p.	Min (mg.L <sup>-1</sup> )	Máx (mg.L <sup>-1</sup> )
Rios	2,55	1,16	609	4,26	0,062	36,48
Reservatórios	2,18	1,37	809	3,37	0,071	57,15

### Box-and-Whisker Plot

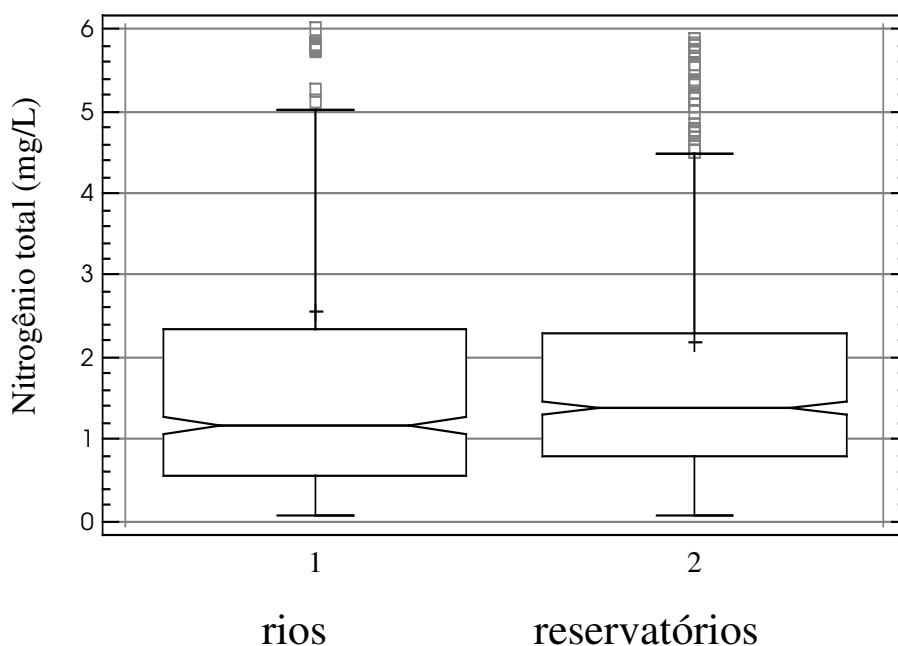


Figura 12 - Comparação entre as concentrações de nitrogênio total em rios e reservatórios.

#### 4.2.3.2. Nitrogênio Amoniacal

Os valores da concentração de nitrogênio amoniacal são muito superiores em rios do que em reservatórios. Esta diferença pode ser causada por fatores como o lançamento de esgotos em rios.

Tabela 14 - Concentrações de nitrogênio amoniacal média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados.

	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	Mediana (mg.L <sup>-1</sup> )	n	d.p.	Min (mg.L <sup>-1</sup> )	Máx (mg.L <sup>-1</sup> )
Rios	1,24	0,13	610	3,05	0,01	25,0
Reservatórios	0,63	0,08	810	2,22	0,01	32,0

### Box-and-Whisker Plot

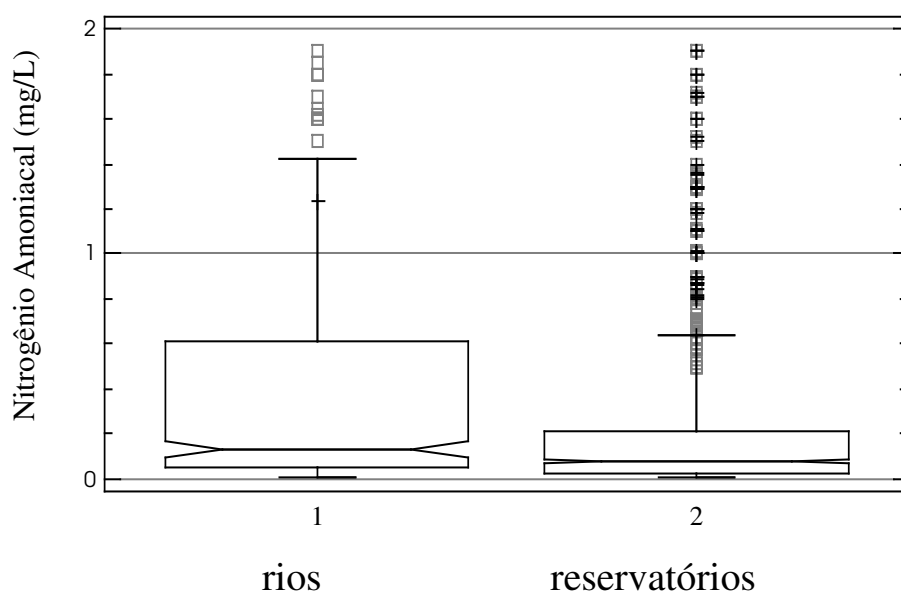


Figura 13 - Comparação entre as concentrações de nitrogênio amoniacal em rios e reservatórios.

#### 4.2.3.3. Nitrito

Os valores da concentração de nitrito são maiores em reservatórios do que em rios. Nesses ambientes deve ocorrer a oxidação do nitrogênio amoniacal que é lançado como esgoto, pois, em geral, esses ambientes estão mais distantes das fontes de lançamento.

Tabela 15 - Concentrações de nitrito média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados.

	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	Mediana (mg.L <sup>-1</sup> )	n	d.p.	Min (mg.L <sup>-1</sup> )	Máx (mg.L <sup>-1</sup> )
Rios	0,47	0,28	609	0,62	0,01	6,22
Reservatórios	0,59	0,35	810	0,74	0,01	6,10

## Box-and-Whisker Plot

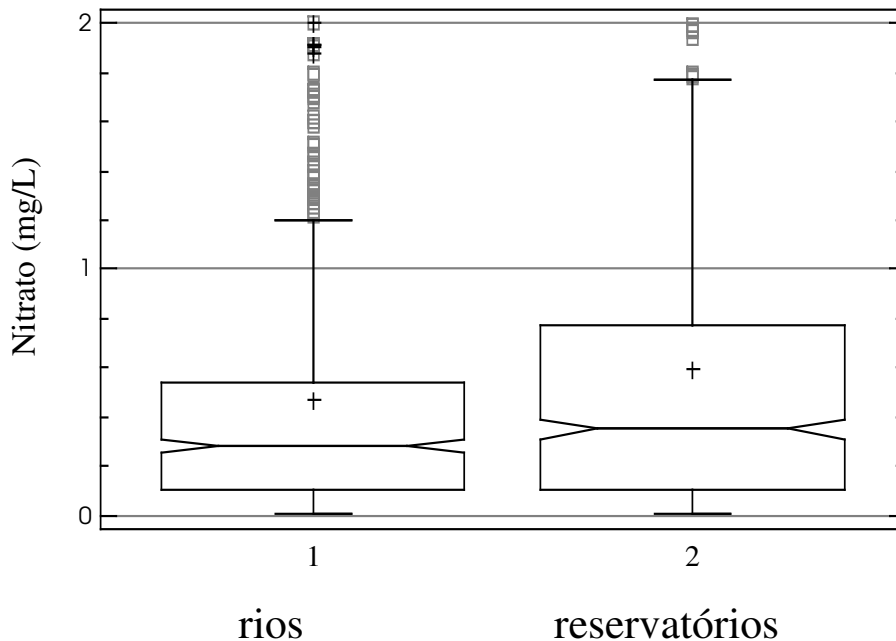


Figura 14 - Comparação entre as concentrações de nitrato em rios e reservatórios.

### 4.2.3.4. Nitrito

Não foi registrada diferença estatisticamente significativa entre as concentrações de nitrito em rios e reservatórios.

### 4.2.3.5. Nitrogênio Inorgânico

Para o nitrogênio inorgânico, que representa a soma dos resultados de nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito, não foi encontrada diferença estatisticamente significativa, entre ambientes lóticos e lênticos.

Os resultados das análises anteriores que consideram estas formas de nitrogênio separadamente mostram que deve haver uma compensação entre as concentrações de nitrato, superiores em reservatórios e as de nitrogênio amoniacal, muito superiores em rios.

### 4.2.3.6. Nitrogênio Orgânico

A concentração de nitrogênio orgânico é calculada pela diferença entre o nitrogênio Kjeldahl e o nitrogênio amoniacal determinados. A importância da biomassa algal nas concentrações

de nitrogênio encontradas em reservatórios pode ser verificada na figura a seguir (Fig. 15), na qual os valores de nitrogênio orgânico são maiores nesses ambientes, provavelmente em função da presença desta comunidade.

Tabela 16 - Concentrações de nitrogênio orgânico média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados.

	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	Mediana (mg.L <sup>-1</sup> )	n	d.p.	Min (mg.L <sup>-1</sup> )	Máx (mg.L <sup>-1</sup> )
Rios	0,750	0,41	610	1,49	0,0	22,0
Reservatórios	0,880	0,66	810	2,12	0,0	56,7

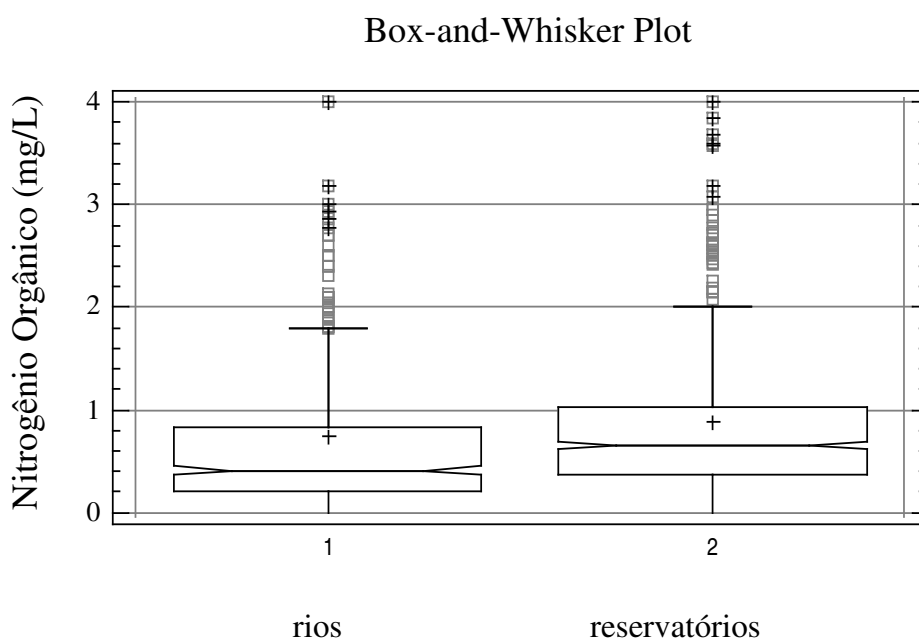


Figura 15 - Comparação entre as concentrações de nitrogênio orgânico em rios e reservatórios.

#### 4.2.4. Transparência

Apesar do número de resultados de transparência em rios ser reduzido, 19 dados contra 93 para reservatórios (Tabela 9), verifica-se que há uma diferença significativa entre corpos d'água lântico e lótico, conforme esperado. A diminuição da velocidade da água em reservatórios possibilita a sedimentação do material em suspensão, propiciando maior transparência, apesar de valores mais elevados de clorofila *a* nesses ambientes que provocariam o efeito inverso.

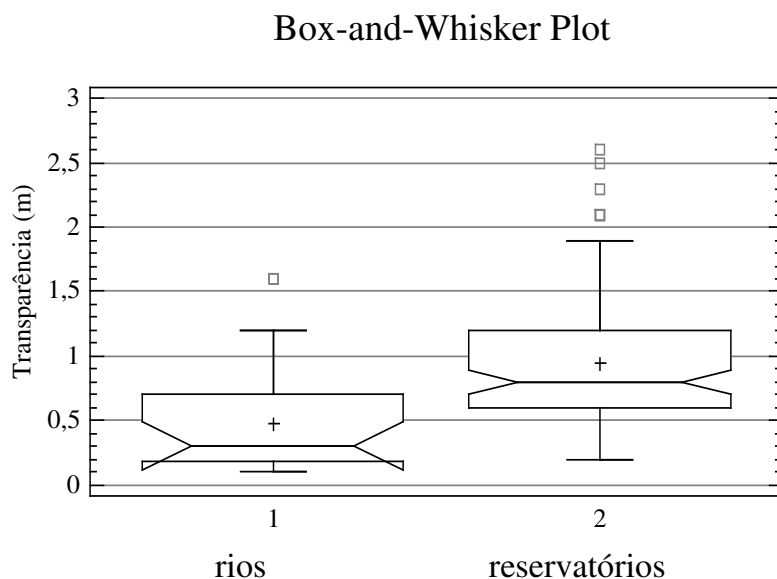


Figura 16 - Comparação entre as medidas de transparência em rios e reservatórios.

#### 4.2.5. Resíduos

A presença de resíduos está associada à presença de sólidos em suspensão e sua alteração pode refletir intervenções na Bacia, com o uso e ocupação do solo. No entanto, a presença de algas também irá afetar os resultados de resíduos totais e voláteis.

Nesta análise, dos 1428 dados disponíveis, foi descartado um dado do reservatório Taiapuêba (ponto 54) de 4 de novembro de 1999, que apresentou valor de resíduo de 1870  $\text{mg.L}^{-1}$ .

##### 4.2.5.1. Resíduo Total

Há diferença estatisticamente significativa entre as concentrações resíduo total em rios e reservatórios. Os maiores valores de resíduo total em rios devem refletir uma maior concentração de sólidos em suspensão presentes nesses ambientes de maior dinâmica.

Tabela 17 - Concentrações de resíduo total média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados.

	Média ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Mediana ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	n	d.p.	Min ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Máx ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
Rios	140	117	610	99	4,0	801
Reservatórios	116	114	817	57	1,0	417





Figura 17 - Comparação entre as concentrações de resíduo total em rios e reservatórios.

#### 4.2.5.2. Resíduo Filtrável e não Filtrável

##### 4.2.5.2.1. Resíduo Filtrável

Não há diferença estatisticamente significativa.

##### 4.2.5.2.2. Resíduo Não Filtrável

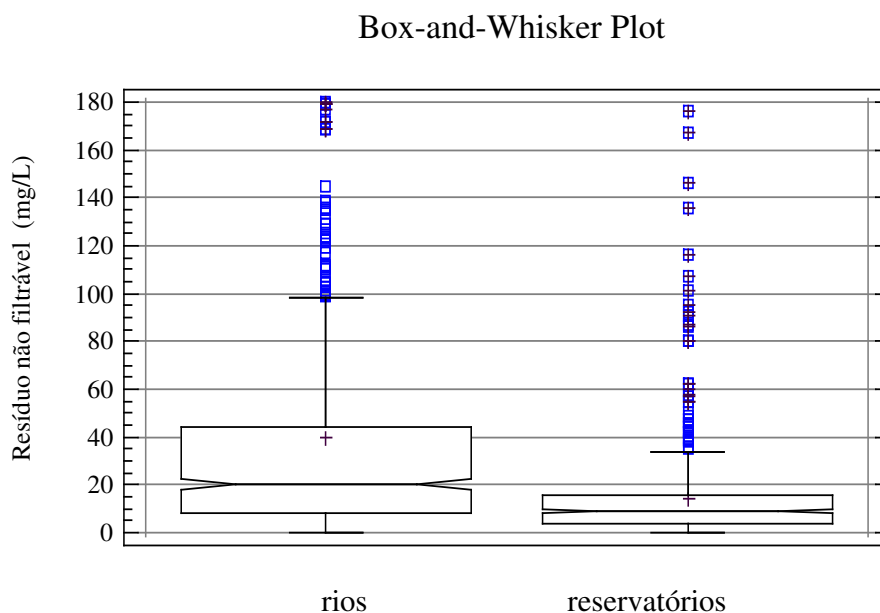


Figura 18 - Comparação entre as concentrações de resíduo não filtrável em rios e reservatórios.

O material retido no filtro reflete o material em suspensão significativamente maior em rios do que em reservatórios.

#### 4.2.5.3. Resíduo Volátil e Fixo

##### 4.2.5.3.1. Resíduo Volátil

Não há diferença estatisticamente significativa entre resíduo volátil entre rios e reservatórios.

##### 4.2.5.3.2. Resíduo Fixo

No total, foram comparados 657 dados, 317 em rios e 339 em reservatórios e houve diferença significativa entre as medianas.

Tabela 18 - Concentrações de resíduo fixo média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados.

	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	Mediana (mg.L <sup>-1</sup> )	n	d.p.	Min (mg.L <sup>-1</sup> )	Máx (mg.L <sup>-1</sup> )
Rios	82	70	317	56	2,0	333
Reservatórios	66	60	339	48	0,0	282

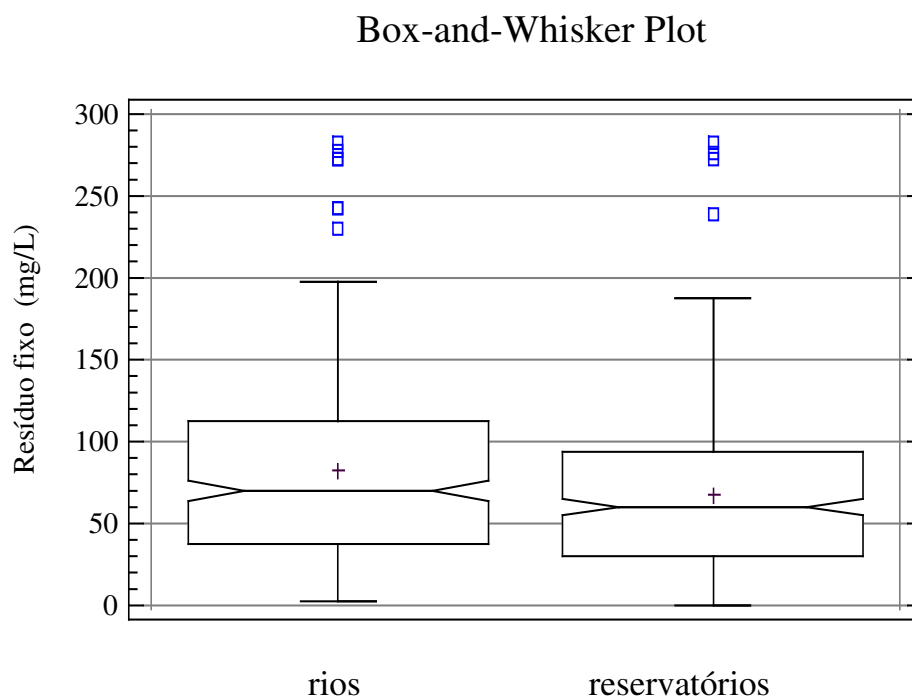


Figura 19 - Comparação entre as concentrações de resíduo fixo em rios e reservatórios.

Assim, como para o resíduo não filtrável, há uma maior concentração de resíduos fixos nos ambientes lóticos, decorrente da velocidade da água e sua maior capacidade de transportar e impedir que partículas em suspensão sedimentem.

#### 4.2.6. Clorofila *a*

No total, foram comparados 1175 dados de clorofila *a*, (Tabelas 9 e 19), tendo sido encontrada diferença significativa entre as medianas de rios e de reservatórios (Figura 20).

Tabela 19 - Concentrações de clorofila *a*, média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados.

	Média ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Mediana ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	n	d.p.	Min ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Máx ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )
Rios	3,62	1,34	527	56	0,05	169,07
Reservatórios	18,24	6,82	648	48	0,05	566,57

## Box-and-Whisker Plot

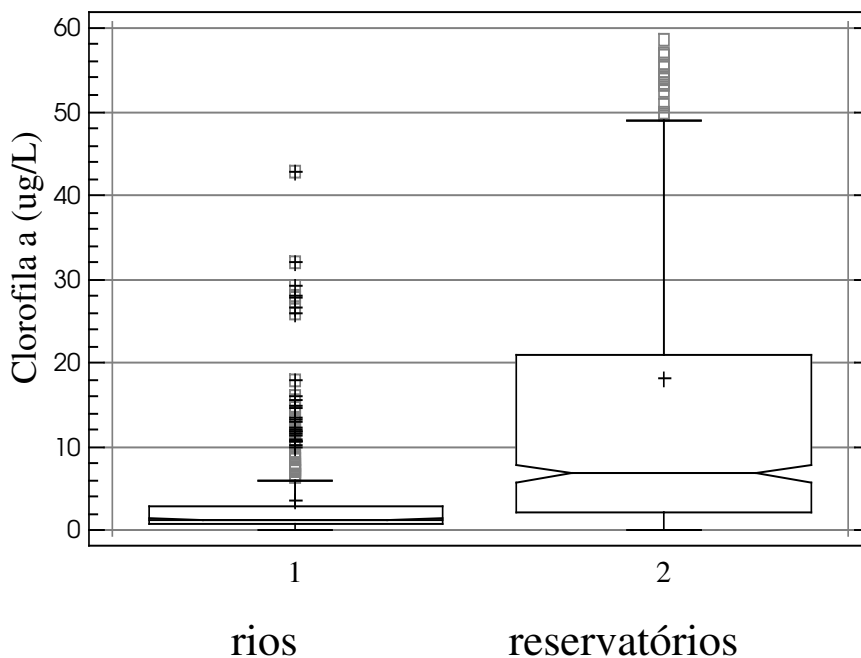


Figura 20 - Comparação entre as concentrações de clorofila *a* em rios e reservatórios.

Ao calcularmos dentro do resultado de pigmentos totais (clorofila *a* + feofitina *a*) a respectiva fração de pigmentos considerados fotossinteticamente ativos (clorofila *a*) pode-se verificar que esta fração é significativamente menor em rios do que em reservatórios (Fig. 21)

Tabela 20 - Razões entre (clorofila *a*)/(Pigmentos Totais), média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados.

	Média	Mediana	n	d.p.	Min	Máx
Rios	0,49	0,50	527	0,24	0,003	0,996
Reservatórios	0,62	0,66	648	0,20	0,018	0,984

## Box-and-Whisker Plot

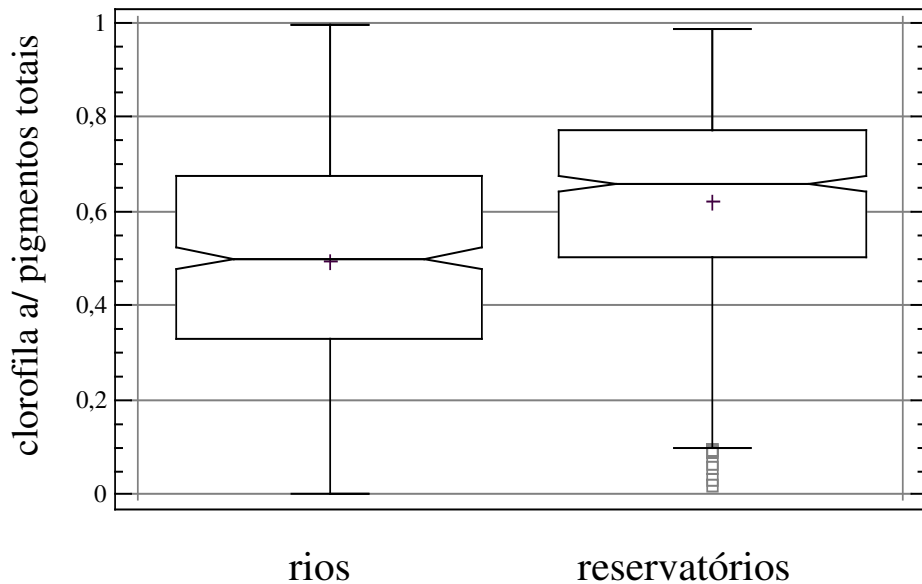


Figura 21 - Razões entre (clorofila *a*)/(Pigmentos Totais) para rios e reservatórios.

A razão média nos reservatórios fica em torno da relação 2:1 entre clorofila *a* e feofitina *a*, encontrada em outros trabalhos. No entanto, em rios essa relação está mais próxima de 1:1, provavelmente refletindo uma fonte alóctone de pigmentos de material algal já em processo de decomposição. Devido à metodologia da análise, que determina os pigmentos no material retido em membrana filtrante, não são considerados os pigmentos dissolvidos na água, e qualquer fragmento vegetal visível retido no filtro é descartado, assim pode-se supor que os resultados obtidos realmente dizem respeito à biomassa algal. A decomposição da clorofila *a* em ambientes aquáticos ocorre principalmente pelo processo de foto-oxidação (Wetzel, 2001), assim poder-se-ia esperar que esse processo fosse mais eficiente em reservatórios, nos quais há uma maior transparência da água, do que em rios, contrariamente ao observado, o que corrobora a hipótese que parte dos pigmentos nos rios seja proveniente de fonte externa.

A menor densidade de algas planctônicas em rios seria decorrente da velocidade do fluxo das águas e da taxa de exportação de organismos, não havendo tempo hábil para que os organismos se multipliquem, repondo a biomassa perdida (Canter-Lund e Lund, 1995). Em regiões em que os rios ficam mais largos e com menor velocidade, começa a haver uma comunidade planctônica, dominada por algas de pequeno tamanho e maior velocidade de

reprodução. Rios mais longos e largos podem sustentar uma comunidade de algas planctônicas bem desenvolvida. No entanto, nestas regiões o uso e a ocupação do solo tendem a aumentar a contribuição de material particulado para os rios, diminuindo a penetração de luz e reduzindo a produtividade primária em rios de maior ordem.

Vários fatores influenciam a produtividade do fitoplâncton, além da disponibilidade de nutriente. Os fatores físicos, como a velocidade da água, e as conseqüentes taxas de sedimentação, influenciam a transparência das águas e a turbulência do ambiente. A estratificação térmica também pode determinar a produtividade dos sistemas.

Espécies fitoplanctônicas de ambientes lóticos devem estar adaptadas à alta turbulência e grande variação da intensidade luminosa, a medida que são transportadas ao longo do rio. Segundo Wetzel, 2001 esses organismos são geralmente de tamanho pequeno e apresentam maior velocidade de reprodução. Esse autor também ressalta a importância da contribuição alóctone para os rios, decorrente da presença de sistemas secundários, como as lagoas marginais e várzeas, nas quais a reduzida velocidade da água possibilita o desenvolvimento de uma comunidade planctônica complexa, que acaba chegando ao curso principal, na época de chuvas.

Apesar das menores concentrações de fósforo total e ortofosfato em reservatórios, o maior tempo de residência e, conseqüentemente, a maior transparência e estabilidade, parecem ser fatores cruciais que resultam em maiores concentrações de clorofila *a*, encontradas em reservatórios.

## 4.2.7. Outras Variáveis

### 4.2.7.1. Oxigênio Dissolvido

Apesar de ambientes de rios possibilitarem a oxigenação da água em seus cursos, através de processos físicos, como o que ocorre em quedas d'água, o oxigênio dissolvido encontrado nos pontos estudados é significativamente maior em reservatórios. Esta diferença deve estar associada à presença de fitoplâncton e a produção de oxigênio durante o processo fotossintético, além da presença de material orgânico provenientes de esgotos, em rios, que consome o oxigênio nesses ambientes.

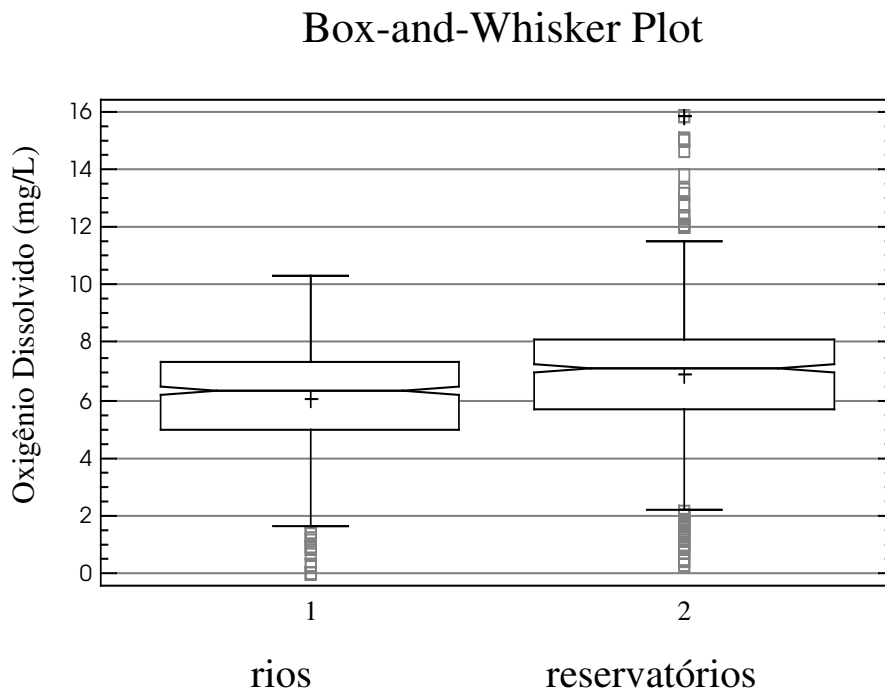


Figura 22 - Comparação entre as concentrações de oxigênio dissolvido em rios e reservatórios.

### 4.2.7.2. pH

No total foram comparados 1424 dados, com média geométrica de 7,0 (d.p. 0,5 n=606) em rios e de 7,5 (d.p. 0,8; n=818) em reservatórios, sendo encontrada diferença significativa entre as medianas. Esta diferença também deve estar associada ao aumento do pH durante o processo fotossintético.

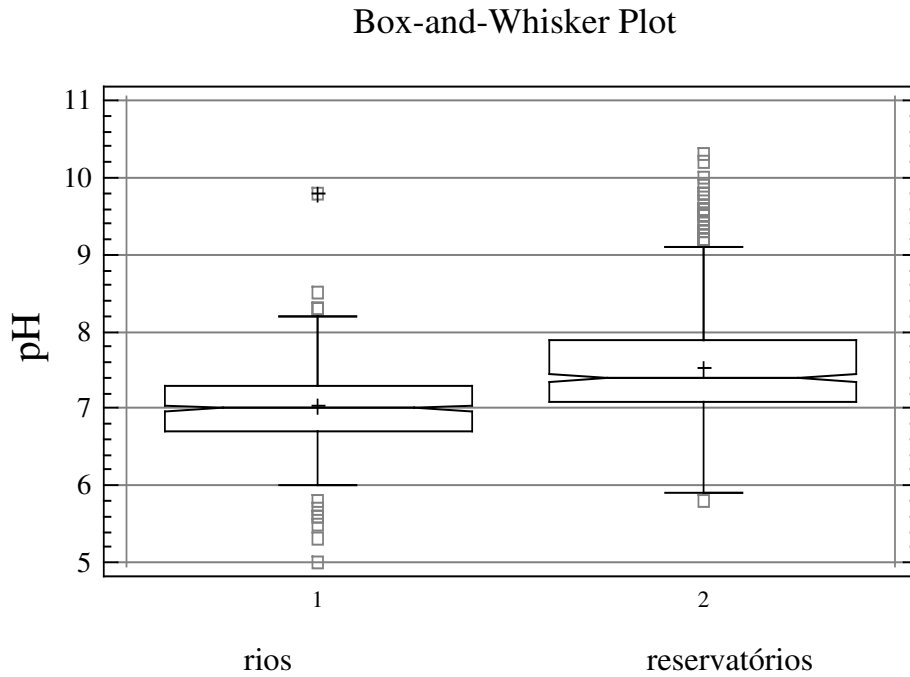


Figura 23 - Comparação entre os valores de pH em rios e reservatórios.

#### 4.2.7.3. D.B.O.

No total foram comparados 1417 dados, com média de 4,8 (d.p. 7,9 n=610) em rios e média de 3,8 (d.p. 4,1; n=807) em reservatórios e encontrada diferença significativa entre as medianas, 2,0 e 3,0, respectivamente.

Esta diferença também pode estar associada com a maior biomassa algal em reservatórios (Fig. 24).



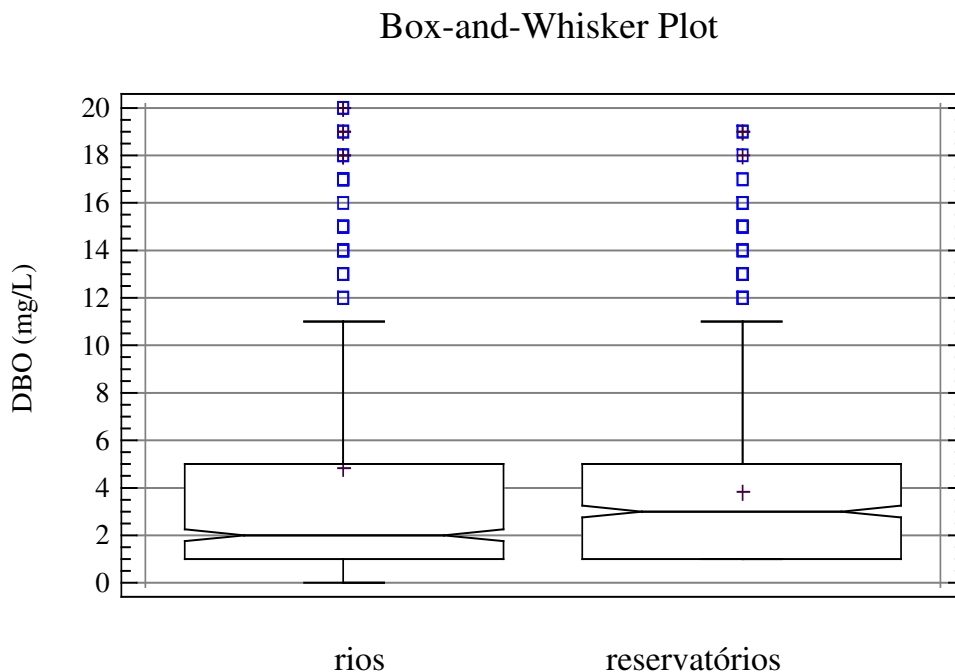


Figura 24 - Comparação entre os valores de D.B.O. em rios e reservatórios.

#### 4.2.7.4. Coliformes Fecais

Os valores de coliformes fecais foram significativamente maiores em rios do que em reservatórios. Os coliformes fecais são indicadores de contaminação fecal e incluem vários gêneros de bactérias restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente. Sua concentração maior em rios indica a proximidade da fonte, uma vez que a sua duração é restrita em ambiente aquático. O trabalho de Hazen e Toranzos (1990), demonstra que indicadores de contaminação fecal, como os coliformes fecais, podem “sobreviver” (com redução de 90% da concentração inicial) de 92 a até 294 horas em águas tropicais que, apesar de ser um tempo bem superior ao encontrado em águas temperadas (até 50h), indica uma contaminação recente. Além disso, reservatórios ainda possuem um maior volume de diluição, menor relação volume/área marginal, o que reduz a influência de fontes difusas. O lançamento pontual de esgoto não tratado, também é, normalmente, evitado em reservatórios utilizados para o abastecimento público.

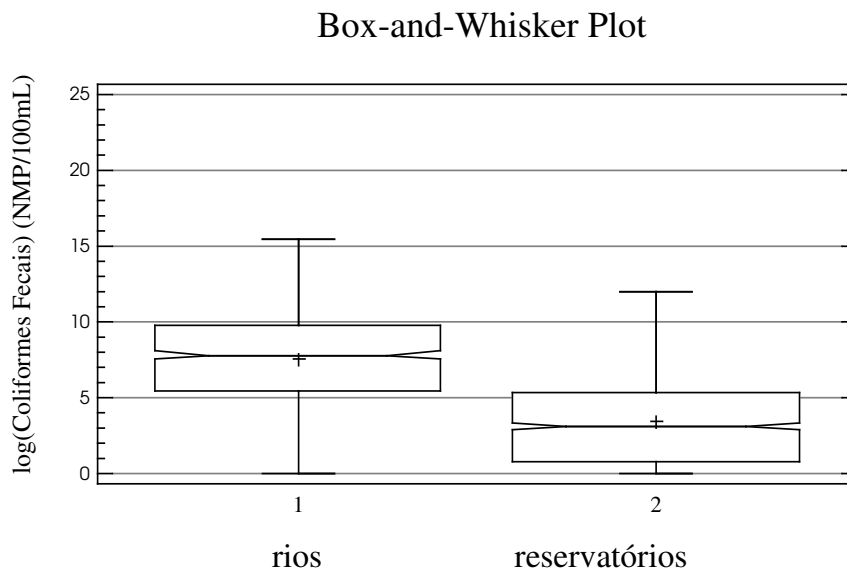


Figura 25 - Comparação entre as concentrações coliformes fecais em rios e reservatórios.

#### 4.2.7.5. Condutividade

Foram comparados 1398 dados, com média de  $92 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (d.p.113 n=608) em rios e média de  $117 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (d.p. 86; n=790) em reservatórios, encontrando-se diferença significativa entre as medianas.

## Box-and-Whisker Plot

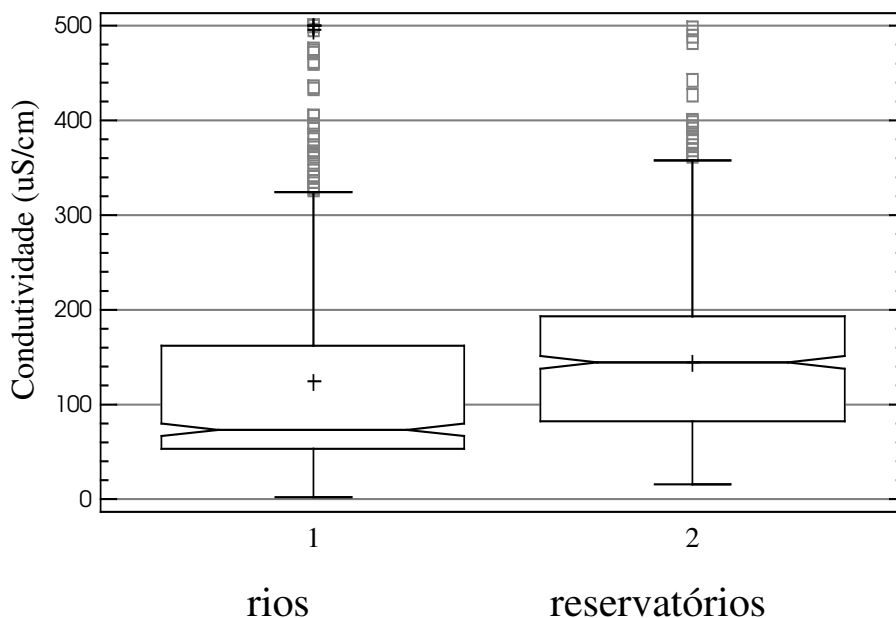


Figura 26 - Comparação entre as medidas de condutividade em rios e reservatórios.

### 4.2.7.6. Ferro Total

O ferro é o quarto elemento mais abundante da crosta terrestre (DWAF,1986) e pode estar presente nos corpos d'água naturais dependendo da geologia e uso do solo da região em questão.

Os solos com a maior expressão geográfica no Estado de São Paulo são os Latossolos e os Argissolos (antigo Podzólicos), que apresentam altas concentrações de óxido de ferro e alumínio. O estudo de Nogueira Júnior e Kutner (2002) constatou teores elevados e naturais, de ferro, alumínio e manganês em solos e sedimentos da bacia do Alto Tietê.

As concentrações de ferro total foram significativamente maiores em rios do que em reservatórios (Fig. 27). A presença de ferro em maiores concentrações em rios está diretamente relacionada ao fato de que em regimes de baixa velocidade o ferro, associado a partículas, tende a sedimentar, enquanto em ambientes lóticos essas partículas permanecem em suspensão por mais tempo. Apesar do ferro ser um microelemento essencial para os

organismos sua presença em altas concentrações pode prejudicar a penetração de luz e consequentemente diminuir a produtividade de um ecossistema aquático.

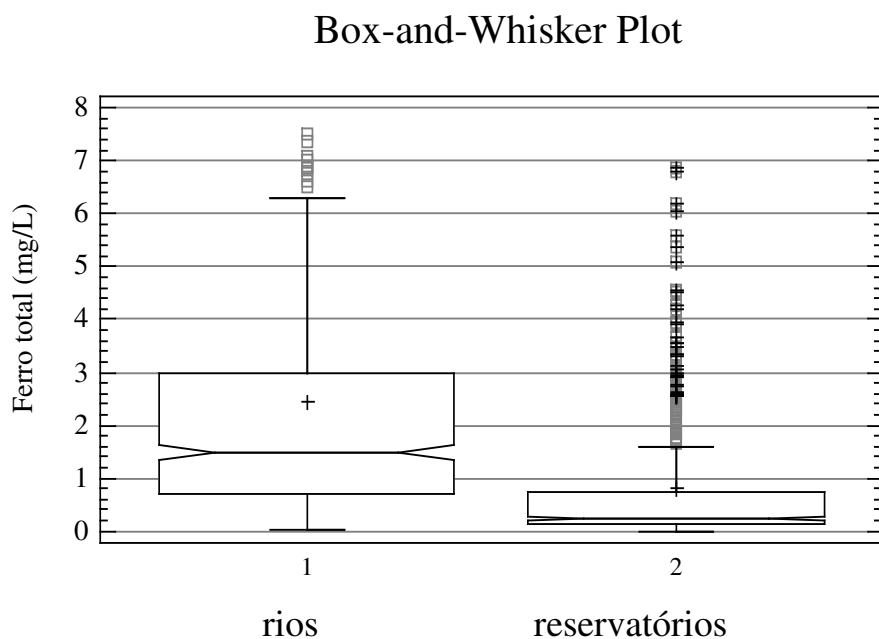


Figura 27 - Comparação entre as concentrações de ferro total em rios e reservatórios.

#### 4.2.7.7. Cloreto

Os valores de cloreto total foram significativamente maiores em reservatórios, média de 15,7 mg.L<sup>-1</sup>, do que em rios, média de 9,3 mg.L<sup>-1</sup> (Fig. 28). Esta diferença é decorrente, em parte, da escolha dos pontos de monitoramento em que é feita a análise de clorofila *a*. Em águas interiores esta variável está geralmente associada a atividades industriais e despejos de esgoto (CETESB, 2003). Portanto, o rio Tietê é um dos ambientes do Estado que apresenta as maiores concentrações de cloreto, o que fica claro na análise da distribuição das concentrações de cloreto por pontos de amostragem (Figuras 29, 30 e 31).

Nos ambientes lânticos (Figura 29) pontos com valores de cloreto total maiores que a média estão associados aos reservatórios Billings (pontos 3, 4, 5, 6 e 8) e de Barra Bonita (pontos 44 e 56 a 61). Os pontos 60 e 61 (TIBT02100 e TIBT02500), por exemplo, ambos no braço do rio Tietê, em Barra Bonita, apresentaram valores médios de cloreto de 25,1 e 25,6 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, bem acima da média para reservatórios.

### Box-and-Whisker Plot

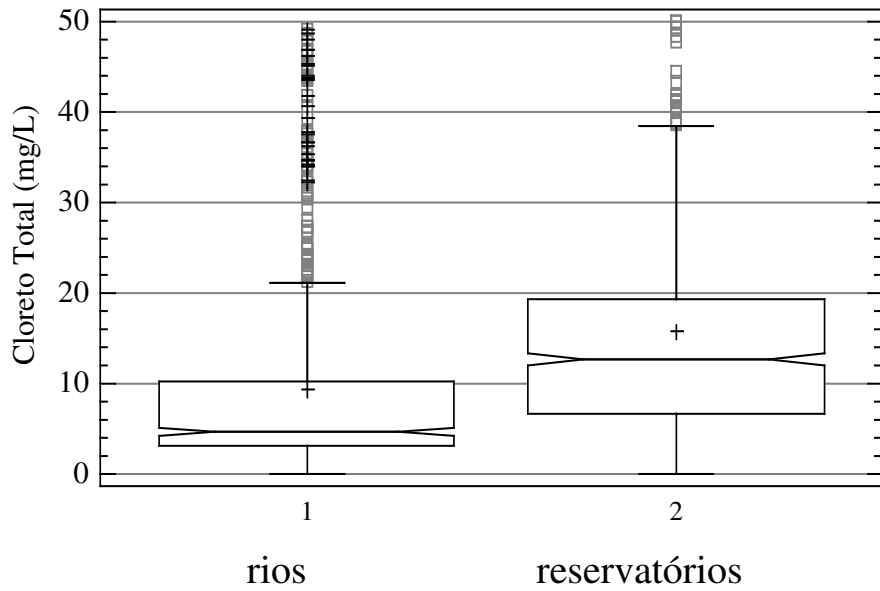


Figura 28 - Comparação entre as concentrações de cloreto em rios e reservatórios.

### Box-and-Whisker Plot - Cloreto em Reservatórios

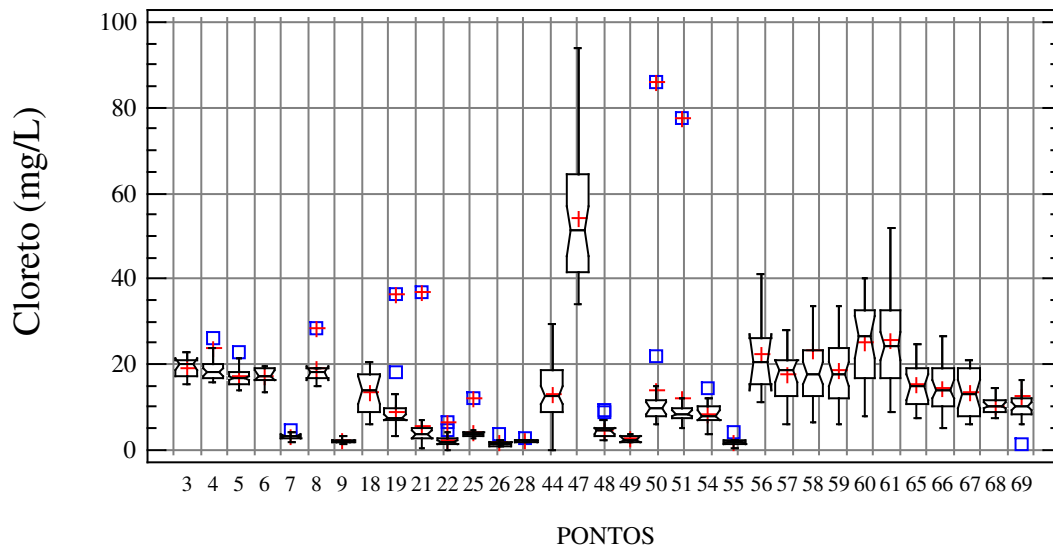


Figura 29 - Concentrações de cloreto em reservatórios, por ponto de amostragem.

Outro ponto que se destaca na figura 29 é o reservatório do Rio Grande (ponto 47), cujo valor médio de cloreto ( $54,1 \text{ mg.L}^{-1}$ ) está relacionado à presença de indústrias na bacia que produzem efluentes com elevadas concentrações de sais.

Examinando os valores de cloretos ao longo do rio Tietê (Fig. 30) pode-se verificar a influência da RMSP, pois há um gradiente decrescente entre São Paulo e o interior. No Alto Tietê, os pontos anteriores à RMSP apresentam valores médios de cloreto inferiores a  $10 \text{ mg.L}^{-1}$ , enquanto ao longo da cidade de São Paulo estas concentrações são superiores a  $40 \text{ mg.L}^{-1}$ . Em pontos intermediários, a jusante de Pirapora, e a montante de Barra Bonita, (Médio Tietê) os valores médios de cloretos decresce até valores inferiores a  $30 \text{ mg.L}^{-1}$ . Em Barra Bonita há um aumento dessas concentrações, sendo que após a barragem os valores passam a ser inferiores a  $20 \text{ mg.L}^{-1}$ .

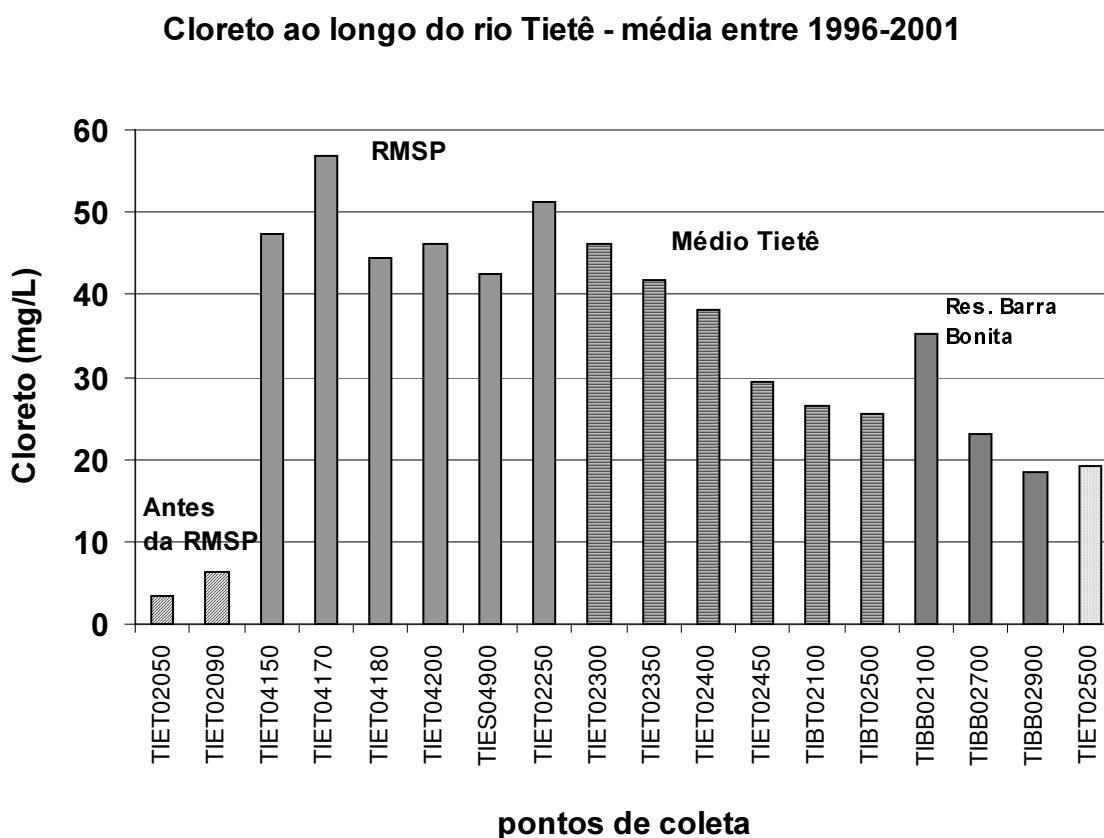


Figura 30 - Concentrações médias de cloreto ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ao longo do rio Tietê, entre 1996 e 2001, por ponto de amostragem.

No entanto, grande parte dos pontos de amostragem em rios localizados na RMSP, não são monitorados para clorofila *a*, pois são, na maioria das vezes, trechos do rio Tietê enquadrados na classe 4, não prevendo, portanto seu uso para proteção da vida aquática, abastecimento

público ou contato primário. Os outros pontos em rios (Figura 31) com valores médios superiores a 20 mg.L<sup>-1</sup>, pontos 10, 27 e 42, estão respectivamente nos rios Cotia, Jundiá e Piracicaba, todos locais de alta densidade populacional. Portanto, rios enquadrados na classe 4 (Anexo 1), com exceção do ponto 27, que geralmente apresenta altas concentrações de cloreto não foram incluídos neste trabalho.

### Box-and-Whisker Plot - Cloreto em Rios

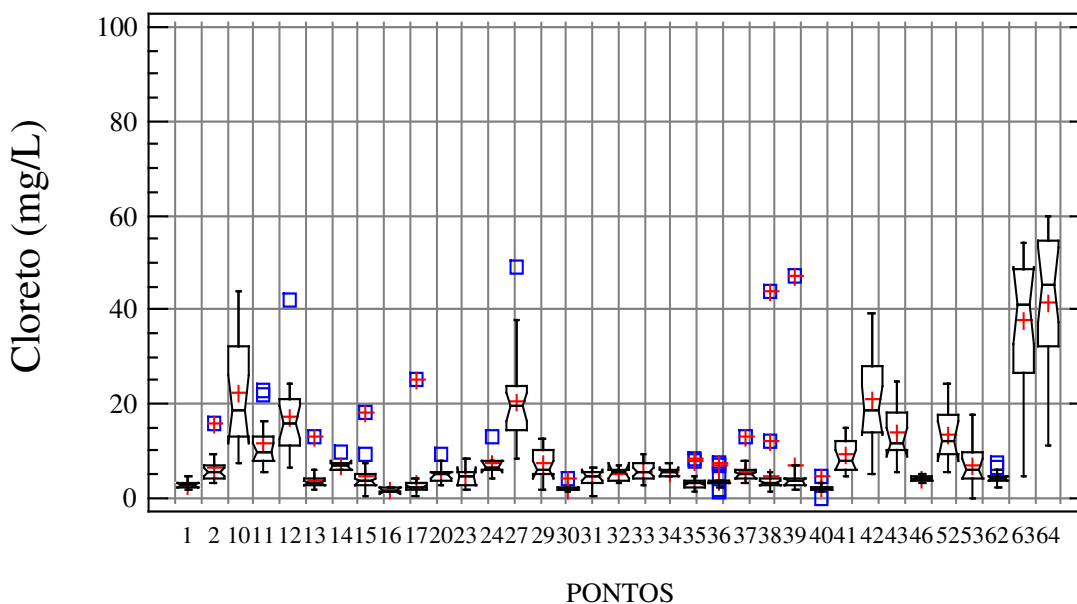


Figura 31 - Concentrações de cloreto em rios, por ponto de amostragem.

#### 4.2.7.8. Turbidez

Os maiores valores de turbidez foram encontrados em rios, com média de 29 mg.L<sup>-1</sup> (d.p. 40,9; n=610), enquanto em reservatórios, a média foi de 11,6 mg.L<sup>-1</sup> (d.p. 11,6; n=808), sendo significativa a diferença entre os valores levantados para esses ambientes (Fig. 32). A maior turbidez em rios deve estar refletindo a maior concentração de sólidos em suspensão, carregados em ambientes de maior velocidade de corrente, e, portanto, maior capacidade de transporte.

### Box-and-Whisker Plot

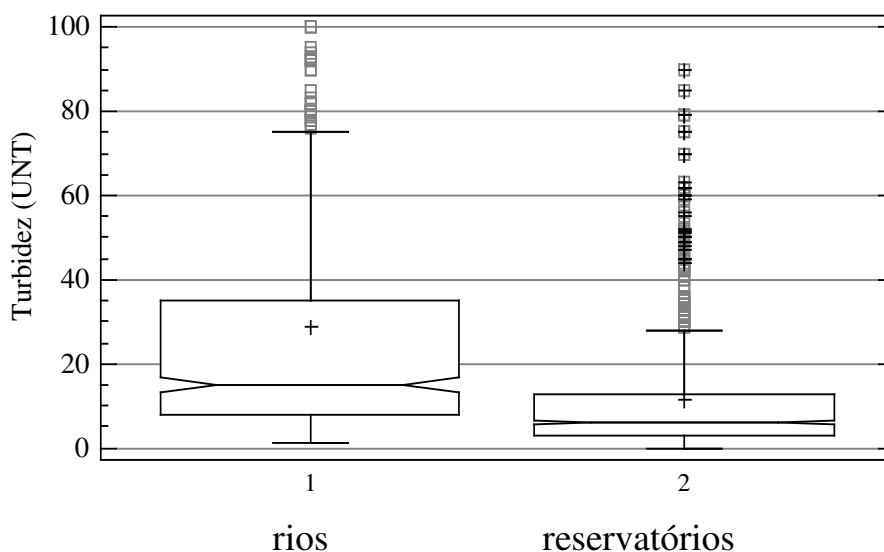


Figura 32 - Comparação entre as medidas de turbidez em rios e reservatórios.

#### 4.2.8. Avaliação dos Resultados

Ao examinarmos os resultados das comparações entre rios e reservatórios apresentadas nos itens anteriores, pode-se concluir que, para a maioria das variáveis examinadas, foi encontrada diferença significativa entre o conjunto de dados levantado para rios e o de reservatórios. As características distintas entre os ambiente lóticos e lênticos são verificadas através das diferenças significativas entre a disponibilidade de nutrientes (fósforo total, nitrato, nitrogênio amoniacal), entre os fatores físicos que controlam a produtividade primária como resíduos, além da diferença entre os valores encontrados na concentração do pigmento fotossintetizante propriamente dito (clorofila *a*).

Assim, os rios são ambientes em que a influência do lançamento de esgotos é mais marcante (maiores valores de nitrogênio amoniacal e coliformes termotolerantes) além de maior quantidade de sólidos em suspensão devido à maior velocidade de corrente, resultando em menores concentrações de clorofila *a*.

O agrupamento dos pontos (Fig. 4) mostra que apesar de se formarem grupos que separam a maioria dos pontos em os dois ambientes com características distintas bem definidas (grupos 1, 2, 5 e 6), em outros, como o grupo 3, rios com águas de melhor qualidade se misturam com



reservatórios não eutrofizados. Alguns pontos, localizados na porção inicial dos reservatórios, ou em pequenos reservatórios e trechos de rios entre reservatórios, mesclam características lóaticas e lânticas.

No entanto, de um modo geral, existem diferenças significativas entre esses ambientes, sobretudo no que tange a disponibilidade de nutrientes, presença de material em suspensão e conseqüente capacidade de produção primária pelo fitoplâncton, portanto os dados de rios e reservatórios serão analisados separadamente no que diz respeito aos aspectos de eutrofização.

### 4.3.Sazonalidade

Além das diferenças entre as características físicas dos ambientes, há um outro fator que influencia o comportamento dos ambientes e que merece destaque, o clima. Trabalhos desenvolvidos em regiões temperadas, como por exemplo o de Carlson (1977), consideram apenas as épocas de primavera e verão, para definirem as correlações entre nutrientes e produtividade primária. Outros trabalhos (OECD, 1982) consideram uma média anual das variáveis estudadas, incluindo os períodos de baixas temperaturas, abrangendo o eventual congelamento dos corpos d'água, quando há uma franca diminuição da atividade de fotossíntese.

No Estado de São Paulo pode-se se considerar dois períodos climáticos, no que tange a ocorrência de chuvas e temperaturas médias (Tabela 21). Como apresentado na Figura 3, os meses de abril a setembro, apresentam, em média, precipitações mensais inferiores a 140mm, enquanto nos outros meses estas podem chegar a até 250 mm. Os meses de estiagem são também os de menores temperaturas, havendo uma diferença significativa entre as temperaturas do ar entre os dois períodos (Fig. 33).

Tabela 21 - Temperaturas do ar, média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para a estação de chuvas (outubro a março) e a estação seca (abril a setembro).

	Média (°C)	Mediana (°C)	n	d.p.	Min (°C)	Máx (°C)
Chuvas	27,7	28	708	3,7	15	39
Seca	23,6	24	711	4,4	9	37

## Box-and-Whisker Plot

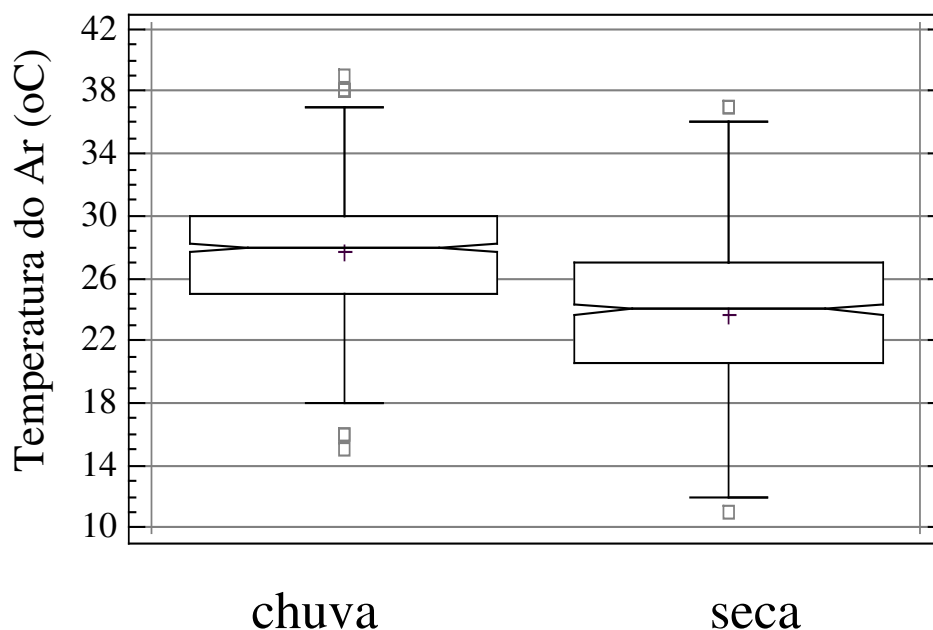


Figura 33 - Comparação entre as temperaturas do ar medidas nos períodos de chuva e seca.

Essa diferença nas temperaturas do ar são refletidas nas temperaturas da água (Tabela 22). Apesar de não haver uma padronização nos horários das coletas e este ser um fator que indubitavelmente influencia as temperaturas medidas em campo, pode-se constatar que dos, aproximadamente, 1200 conjuntos de dados coletados, 80% deles foram obtidos entre 10:00 e 14:00. Há assim uma relativa padronização dos dados que permite a sua comparação (Figuras 34 e 35). Foi constatada diferença significativa entre as temperaturas da água entre a estação de chuvas e a de seca (Fig. 34)

Tabela 22 - Temperaturas da água média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para a estação de chuvas (outubro a março) e a estação seca (abril a setembro).

	Média (°C)	Mediana (°C)	N	d.p.	Min (°C)	Máx (°C)
Chuvas	25,7	26	710	2,5	18	35
Seca	21,4	21	711	2,9	13	32

## Box-and-Whisker Plot

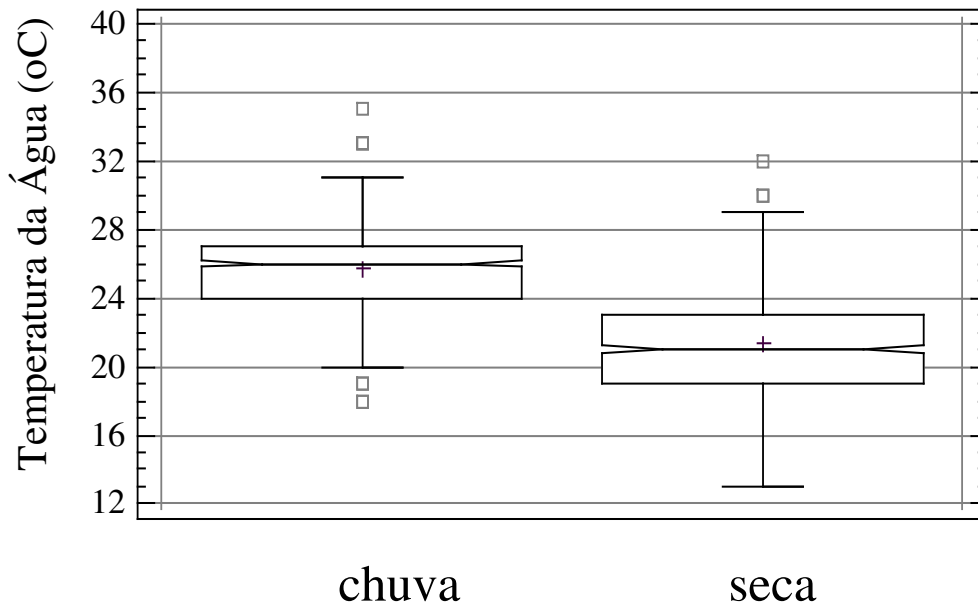


Figura 34 – Comparação entre as temperaturas da água medidas nos períodos de chuva e seca.

Além disso, ocorrem diferenças significativas de temperaturas da água entre os dois tipos de ambientes (lótico e lântico), sobretudo devido a diferenças no período de chuvas, coincidente com as maiores temperaturas do ar, no qual os reservatórios apresentam temperaturas ligeiramente superiores às encontradas em rios. Esta constatação deve ser decorrente dos grandes volumes armazenados em reservatórios, além da sua menor superfície relativa, que diminuem a perda de calor e propiciam a manutenção da temperatura por mais tempo.

Tabela 23 - Temperaturas da água média, mediana, número de dados, desvio padrão (d.p.), mínima e máxima para rios e reservatórios nos pontos estudados.

	Média (°C)	Mediana (°C)	n	d.p.	Min (°C)	Máx (°C)
Rios	25,3	25	302	2,4	18	35
Reservatórios	26,1	26	408	2,5	18	33

## Box-and-Whisker Plot

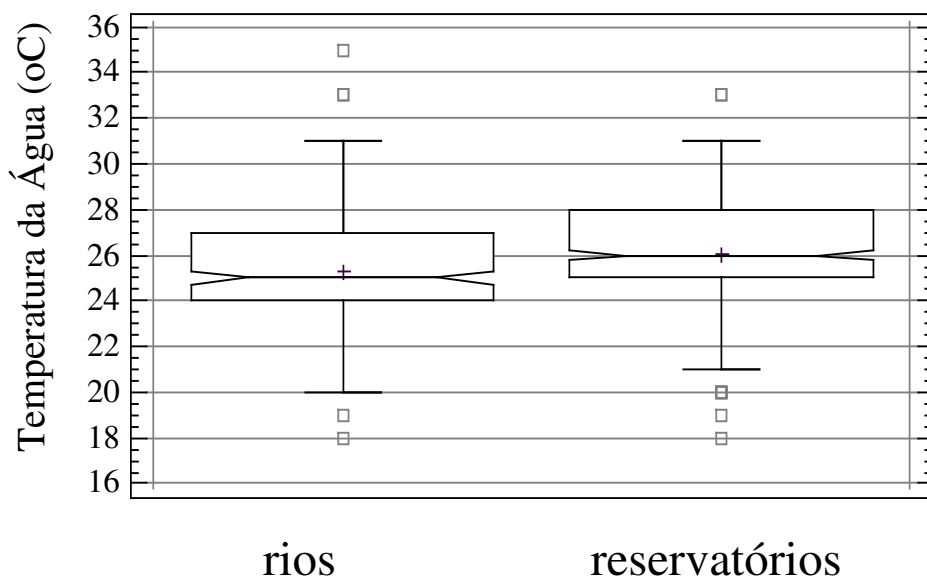


Figura 35 - Comparação das temperaturas da água medidas em rios e reservatórios.

### 4.4. Nutrientes

A presença de nutrientes em ambientes aquáticos é resultante de fontes naturais e antropogênicas. As fontes naturais incluem a intemperização de rochas e solos, deposição atmosférica e decomposição da matéria orgânica. O ingresso no ambiente aquático normalmente se dá pela água de escoamento superficial, precipitação direta e através da descarga de água subterrânea em rios ou riachos. As fontes antropogênicas incluem as pontuais e as não pontuais, ou difusas, sendo resultantes das atividades agrícolas, industriais e da descarga de esgotos, principalmente em áreas urbanas (USGS, 1999).

A concentração basal de nutrientes em rios é normalmente baixa. Dados de um levantamento realizado nos Estados Unidos (USGS, 1999) estimaram esses valores para riachos os quais são apresentados na tabela a seguir (Tab. 24)

Tabela 24 - Concentração basal de nutrientes ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) em riachos dos Estados Unidos (USGS, 1999).

Nutriente	Concentração basal em riachos ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
Nitrogênio Total	1,0
Nitrato	0,6
Amônia	0,1
Fósforo Total	0,1

#### 4.4.1. Fósforo

Segundo Reynolds (1978) o fósforo, no ambiente aquático, é um fator determinante para o crescimento algal, sendo componente dos ácidos nucleicos e do ATP e portanto, essencial no processo de síntese enzimática e transferência de energia, a nível celular. O fósforo em ambientes aquáticos normalmente ocorre na forma oxidada como fosfato, podendo estar na fração inorgânica, geralmente como ortofosfato, ou orgânica.

Em sistemas naturais, sem pressão antrópica, sua origem é da intemperização das rochas fosfáticas presentes na bacia hidrográfica (Reynolds, 1978). No entanto, atividades como agricultura ou despejo de esgotos urbanos irão alterar as concentrações naturais do fósforo em rios, lagos e reservatórios. Além das fontes pontuais, há também a contribuição por fontes difusas, decorrentes muitas vezes da água de escoamento superficial, resultante de precipitações na bacia. Ao mesmo tempo, em períodos de chuvas os corpos d'água registram volumes maiores e, portanto tem maior potencial de diluir eventuais cargas. Para verificar se haveria algum padrão sazonal nos dados analisados, os mesmos foram agrupados em dois períodos, entre abril e setembro, considerados como a estação seca e entre outubro e março como estação chuvosa, conforme metodologia anteriormente apresentada. Esses dois períodos foram então comparados.

Vários fatores estão associados à disponibilidade de fósforo nos ambientes, como a presença de íons ferro, alumínio, sulfeto, entre outros (Esteves, 1988) que podem imobilizá-lo, através da precipitação. Esses processos dependem ainda de outros fatores físicos e químicos como da concentração de oxigênio e pH do meio.

O fósforo pode ainda encontrar-se adsorvido às argilas, que são de grande importância em águas continentais tropicais (Esteves, 1988). O fósforo precipita, concentrando-se nos

sedimentos e pode ser remobilizado em baixas concentrações de oxigênio. Essa fonte interna também pode ter grande influência na produtividade primária de lagos e reservatórios (Reynolds, 1978).

#### 4.4.1.1. Rios

##### 4.4.1.1.1. Fósforo Total

Não há diferença estatisticamente significativa entre as concentrações encontradas no período seco e no chuvoso.

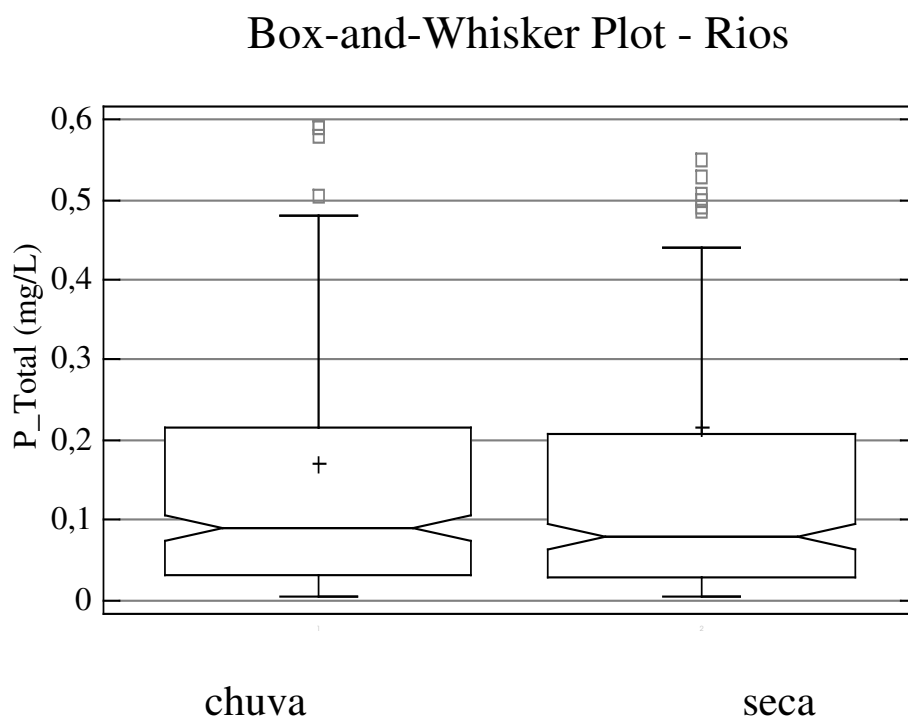


Figura 36 - Comparação entre as medidas de fósforo total em rios nos períodos de chuva e de seca.

##### 4.4.1.1.2. Ortofosfato Solúvel

Não há diferença estatisticamente significativa (n=180) entre os dois períodos.

### Box-and-Whisker Plot - Rios

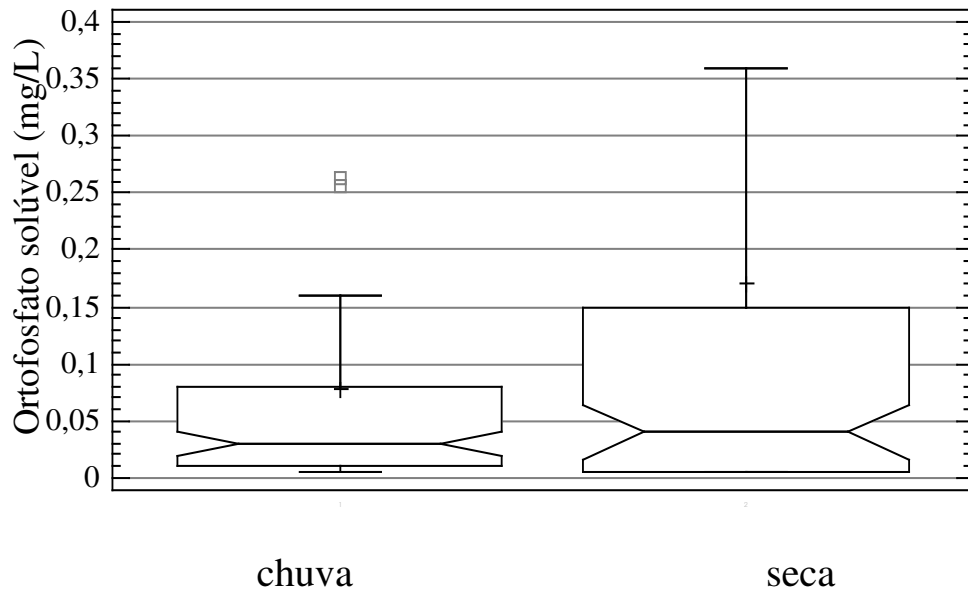


Figura 37 - Comparação entre as medidas de ortofosfato solúvel em rios nos períodos de chuva e de seca.

Há uma diferença significativa entre a razão ortofosfato/fósforo total em rios entre o período de chuvas e estiagem. A proporção de ortofosfato é maior durante os meses de estiagem.

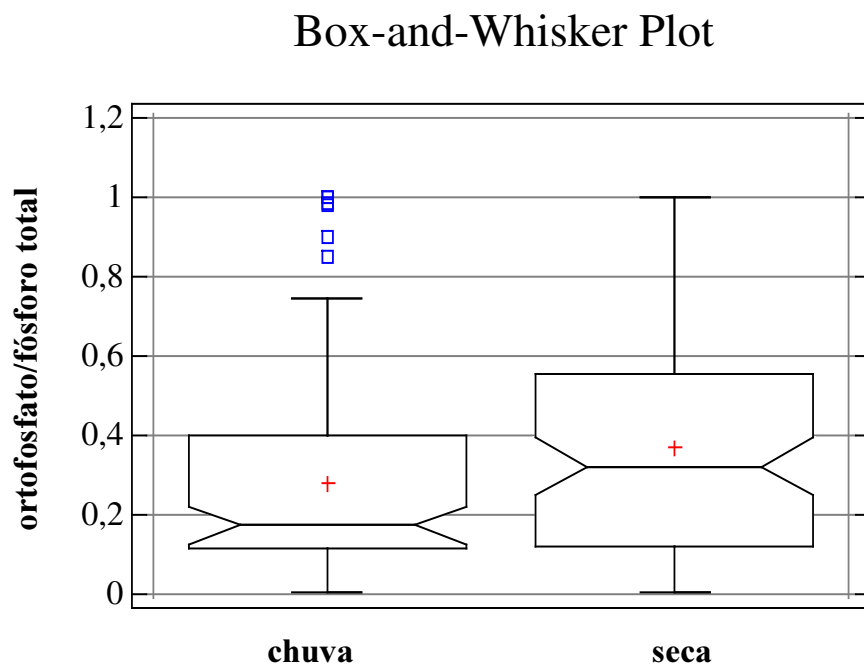


Figura 38 - Comparação entre as razões ortofosfato solúvel/fósforo total em rios nos períodos de chuva e de seca.

#### 4.4.1.2. Reservatórios

##### 4.4.1.2.1. Fósforo Total

Não há diferença estatisticamente significativa entre as concentrações médias (0,072 e 0,078 mg.L<sup>-1</sup>) e as medianas (0,04 e 0,045 mg.L<sup>-1</sup>) de fósforo total em reservatórios dos períodos de chuva e estiagem, respectivamente.



### Box-and-Whisker Plot - Reservatórios

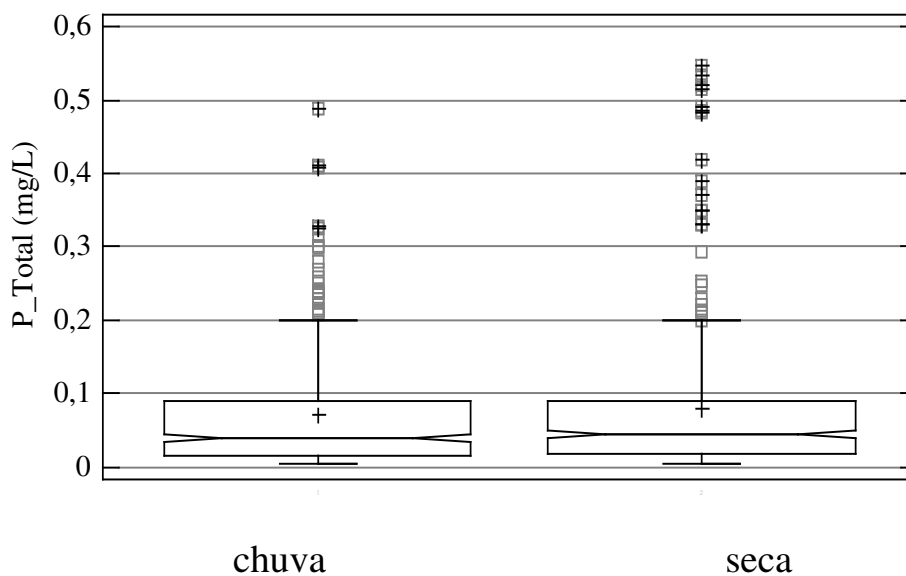


Figura 39 - Comparação entre as medidas de fósforo total em reservatórios nos períodos de chuva e de seca.

#### 4.4.1.2.2. Ortofosfato (fosfato solúvel)

Há diferença estatisticamente significativa (n=583), sendo maiores os valores médios de ortofosfato encontrados em reservatórios na época de estiagem do que nas chuvas (0,031 e 0,018 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente)

## Box-and-Whisker Plot

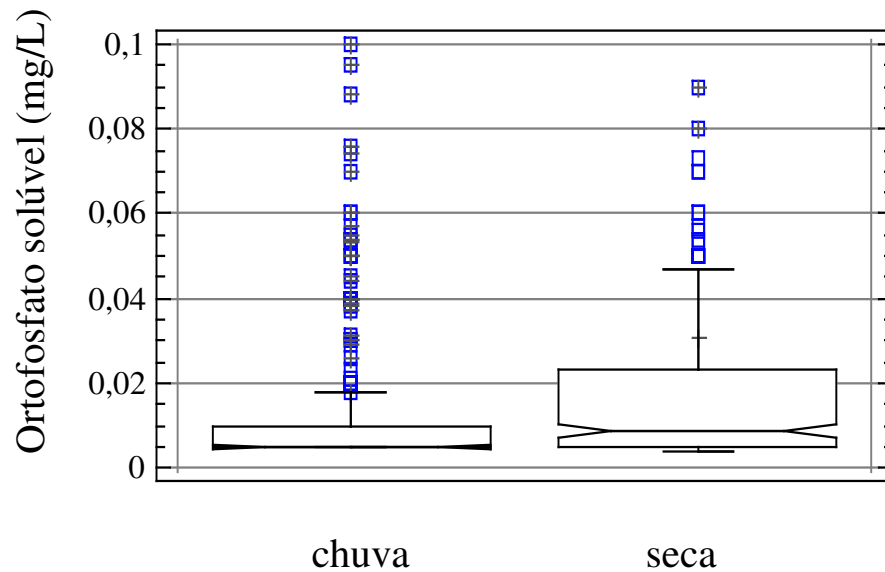


Figura 40 - Comparação entre as medidas de ortofosfato solúvel em reservatórios nos períodos de chuva e de seca.

Há uma diferença significativa entre a razão ortofosfato/fósforo total em reservatórios entre o período de chuvas e estiagem. A quantidade de ortofosfato é proporcionalmente maior durante os meses de estiagem (Fig. 41).

## Box-and-Whisker Plot

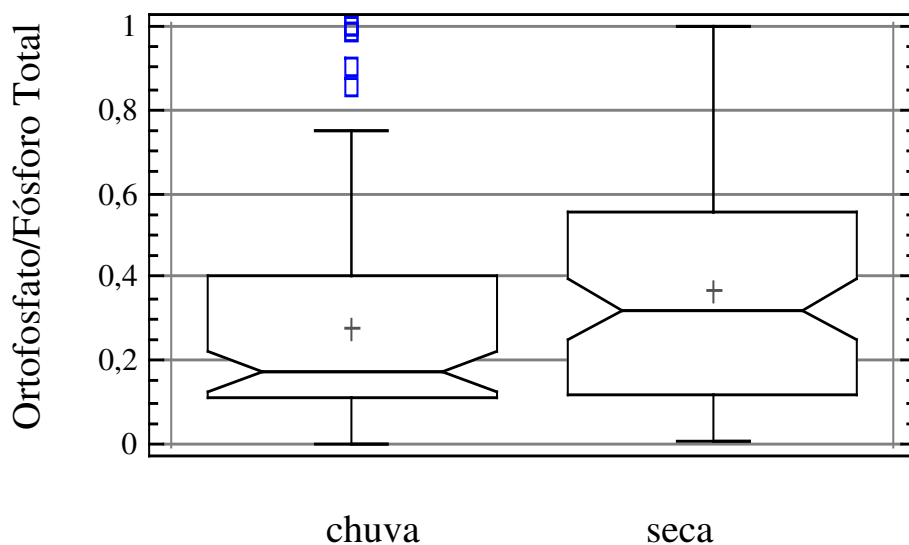


Figura 41 - Comparação entre as razões ortofosfato solúvel/fósforo total em reservatórios nos períodos de chuva e de seca.

Assim, não foi constatada diferença significativa para fósforo total entre os períodos de chuvas e de estiagem para rios ou reservatórios. Nos rios, apesar de haver uma diminuição no volume durante o período de estiagem não há um aumento significativo na concentração de fósforo total ou ortofosfato, quando comparado com períodos de chuvas. Um estudo realizado no reservatório Guarapiranga demonstrou que os eventos de chuva eram responsáveis pela maior aporte de fósforo ao reservatório (Gomes *et al.* 1998).

No entanto, no período de estiagem há uma maior concentração de ortofosfato solúvel, tanto em rios como em reservatórios. Em reservatórios este aumento na concentração de ortofosfato pode estar associado à contribuição dos rios e às menores biomassas de algas nesse período. No período de chuvas o fósforo está concentrado nas algas e como a análise de fósforo total não diferencia o que está sob forma particulada ou solúvel, somente na análise de ortofosfato solúvel é possível detectar essa diferença.

#### **4.4.2. Nitrogênio**

O nitrogênio está presente em ambientes aquáticos em diferentes formas que dependem de sua fonte e das condições do ambiente. As formas mais comuns incluem o nitrogênio orgânico, tanto na forma dissolvida como particulada, e inorgânico sob forma dos íons amônio, nitrito e nitrato (USGS, 2002). A incorporação das diferentes formas de nitrogênio pelos organismos é necessária para a produção da matéria orgânica, a qual irá, por sua vez, liberar nitrogênio na forma de amônia quando de sua decomposição.

Como as diferentes formas do nitrogênio em ambientes aquáticos podem ser convertidas entre si, a identificação da fonte desse nutriente através dos resultados de um ponto amostral pode ser complicada. No entanto, o nitrogênio de algumas fontes entra no ciclo hidrológico em formas características. As fontes de nitrogênio Kjeldahl (amônia + nitrogênio orgânico) incluem a decomposição de material orgânico (plantas e animais), além dos efluentes urbanos e industriais, bem como a aplicação de amônia como fertilizante. Tanto a amônia como o nitrogênio orgânico são relativamente imóveis nos solos e águas subterrâneas devido a adsorção e filtração, mas são suscetíveis a nitrificação em condições aeróbias (Hem, 1989). O nitrito e nitrato resultantes desse processo podem ter as mesmas fontes potenciais que o nitrogênio Kjeldahl nos sistemas aquáticos. Ao contrário do nitrogênio orgânico, o nitrato é altamente móvel em águas subterrâneas, assim como o nitrito que pode infiltrar no solo e por essa via estar presente em águas superficiais.

Algumas espécies de cianobactérias e outras bactérias presentes em ecossistemas aquáticos são capazes de fixar o nitrogênio atmosférico ( $N_2$ ), sendo este é um processo que ocorre predominantemente na presença de luz e oxigênio e implica em maior gasto de energia para o organismo (Wetzel, 2001). Estudos indicam que a forma mais facilmente assimilável de nitrogênio é como amônia, sendo portanto, preferencialmente utilizado pelo fitoplâncton.

A fixação de nitrogênio é maior em ambientes eutróficos, estando associada a altas concentrações de fósforo, e sua contribuição para a carga total de nitrogênio varia de 1% em ambientes oligo e mesotróficos a mais de 80% em lagos eutrofizados (Wetzel, 2001).

Em condições aeróbicas, as bactérias ainda catalisam a oxidação da amônia a nitrito e então a nitrato, (*nitrificação*). Quando o ambiente tem baixas concentrações de oxigênio dissolvido, as bactérias podem reduzir o nitrato a  $N_2$  (*denitrificação*) ou de volta a nitrito e amônia (*redução do nitrogênio*).

#### **4.4.2.1. Nitrogênio Total**

Os valores de nitrogênio total variaram muito, tanto em rios como em reservatórios (Tab. 9). Aparentemente o valor basal para riachos encontrados pela USGS (1999) (Tab. 24) são superiores aos aqui analisados, uma vez que aproximadamente 45% das amostras coletadas e analisadas em rios do Estado de São Paulo apresentaram valores inferiores a  $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Em uma avaliação sazonal não foi encontrada diferença significativa das concentrações de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal ou nitrogênio inorgânico, entre o período de estiagem e o de chuvas, tanto em ambientes lóticos como em lênticos. No entanto, foram encontradas diferenças significativas nas concentrações de nitrogênio orgânico em rios (Fig. 42) e de nitrito (Fig. 43) em reservatórios, sendo ambas maiores no período de chuvas do que no de seca.

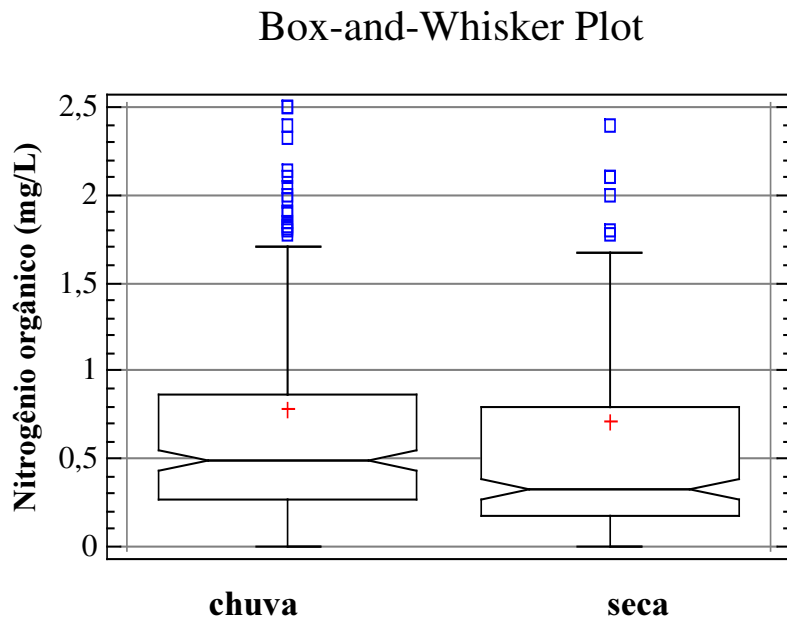


Figura 42 - Comparação entre as concentrações de nitrogênio orgânico em rios nos períodos de chuva e de seca.

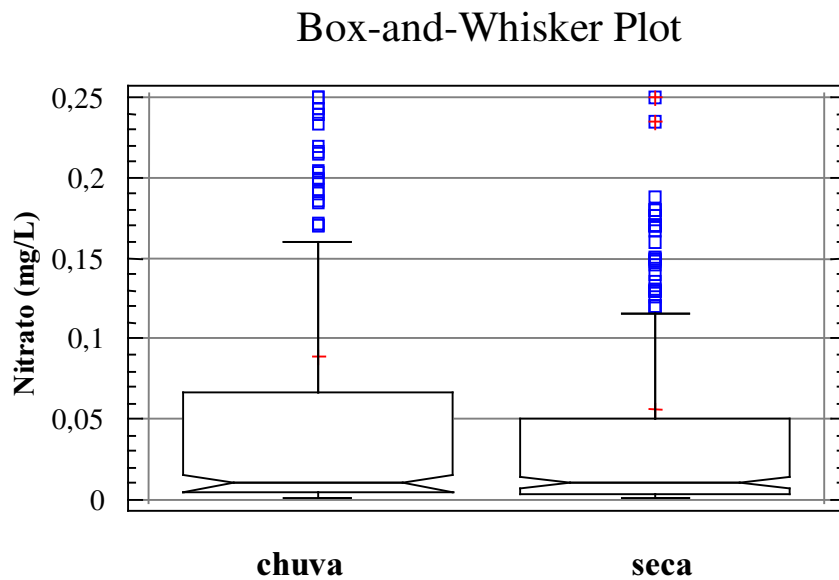


Figura 43 - Comparação entre as concentrações de nitrato em reservatórios nos períodos de chuva e de seca.

Se considerarmos os limites estabelecidos por Dodds *et al.* (1998), para nitrogênio total em riachos de ambientes temperados, de  $700 \mu\text{g.L}^{-1}$  para ambientes oligotróficos e de  $1500 \mu\text{g.L}^{-1}$

para ambientes eutróficos, podemos verificar que no presente trabalho 46% dos 35 pontos em ambientes lóticos seriam classificados como eutróficos e apenas 23% como oligotróficos, estes últimos localizados nos rios Paraíba, Pardo, Paraná e Paranapanema. Todos os pontos classificados como eutróficos para nitrogênio total estão localizados nas UGRHIs 5, 6 e 10, as mais densamente povoadas do Estado, onde predominam atividades industriais (CETESB, 2003). Esta classificação possibilita separar os ambientes mais impactados dos menos e parece ser adequada para os ambientes estudados.

Considerando-se a classificação para nitrogênio inorgânico total, para lagos europeus proposta por Vollenweider (1968 *apud* Esteves, 1986), 32% dos pontos em reservatórios seriam considerados oligo-mesotróficos (concentração média inferior a  $300 \mu\text{g.L}^{-1}$ ), e 47% politróficos (concentração média superior a  $618 \mu\text{g.L}^{-1}$ ). No entanto a classificação proposta por este mesmo autor para nitrogênio amoniacal resultaria em 82% dos reservatórios sendo classificados como oligotróficos e apenas dois pontos (6%) considerados como eutróficos (TIBT02100 e TIBT02500), ambos localizados no braço do rio Tietê do reservatório de Barra Bonita. Considerando as concentrações de nitrato, segundo a mesma classificação, apenas 6 pontos (17% do total) seriam classificados como mesotróficos (concentração acima de  $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$  de nitrato), os quais estão localizados no reservatórios Billings (braço do Bororé), a jusante do canal de fuga da U. H. de Bariri e no reservatório de Barra Bonita, sendo todos os outros classificados como oligotróficos.

A classificação de Sakamoto (1966 *apud* Esteves, 1986) para lagos japoneses, considerando as concentrações de nitrogênio total mostra um quadro totalmente distinto para os ambientes estudados. Neste sistema de classificação, lagos com concentrações de nitrogênio total inferiores a  $500 \mu\text{g.L}^{-1}$ , mas superiores a  $200 \mu\text{g.L}^{-1}$ , são considerados mesotróficos, sendo que apenas dois pontos (JAGJ00400 e SANTO0100) estariam nessa categoria e outros três estariam em uma faixa de transição meso-eutrófica (entre  $500$  e  $700 \mu\text{g.L}^{-1}$ ). Todos os outros pontos, representando 85% do universo amostral, seriam considerados eutróficos.

A inconsistência na aplicação desses sistemas é clara para o conjunto de ambientes aqui estudados e pode ser decorrente de ambos terem sido derivados para lagos de regiões temperadas (Europa e Japão). No entanto, há também uma forte dose de subjetividade nessas classificações, pois elas englobam conceitos como “concentração aceitável”, bem como a distribuição de concentrações encontradas em cada um dos conjuntos de dados e ambientes

estudados. No item 4.9, a seguir, serão discutidos padrões de qualidade para nutrientes e clorofila *a*.

#### 4.4.3. Razão N:P

O conceito de nutriente limitante é baseado na “Lei do Mínimo” proposta por Liebig, a qual estabelece que a produção de um organismo é determinada pela abundância da substância que estiver presente no ambiente na menor quantidade relativa a sua necessidade (Wetzel, 1993).

Apesar de existirem diversos trabalhos que comprovam a aplicabilidade de tal princípio, deve-se considerar algumas questões que interferem na sua aplicação, uma vez que, diferentemente do pressuposto de estado constante na proposta teórica da Lei do Mínimo, na prática os nutrientes podem atuar como limitantes concomitantemente, alternando suas concentrações no meio. Há ainda efeitos complementares, como para o fósforo e o magnésio encontrado no trabalho de Shapiro e Glass (1975 *apud* Wetzel, 1993), cuja adição individual não provocou o crescimento das algas, mas sua adição em conjunto resultou em um aumento da biomassa.

Kratzer e Brezonik (1981), estudaram 40 lagos da Flórida onde foi avaliada a relação N:P (nitrogênio inorgânico: ortofosfato solúvel), em peso, bem como realizados bioensaios para a determinação do nutriente limitante ao crescimento algal. Os resultados desse estudo indicaram que na sua grande maioria, esses lagos apresentavam limitação por nitrogênio o que foi associado a valores de N:P inferiores a 10.

Apesar da controvérsia sobre a influência da razão N:P na estrutura da comunidade fitoplanctônica e na determinação nutrientes limitantes (Bulgakov e Levich, 1999; Reynolds, 1999; Smith e Bennett, 1999) alguns trabalhos demonstraram a utilidade do conceito de nutriente limitante e a possibilidade de se utilizar modelos preditivos para a relação carga de fósforo afluente e concentração de clorofila *a* (Lee e Jones, 1998). Um trabalho de revisão pelos mesmos autores (Lee e Jones, 1986, *apud* Lee e Jones, 1998) mostrou que o modelo proposto pela OECD também era aplicável em corpos d'água com concentrações de fósforo muito acima dos valores considerados limitantes, que equivaleriam a concentrações de 2  $\mu\text{g.L}^{-1}$  de ortofosfato solúvel. Assim, segundo os autores, o controle da carga afluente de fósforo irá produzir efeitos na qualidade do corpo d'água, mesmo em ambientes onde o nutriente limitante é o nitrogênio, devido à inter-relação entre os nutrientes.

Segundo esses autores a definição de nutriente limitante só seria aplicável na época de desenvolvimento excessivo de algas, no entanto, os dados aqui compilados demonstram que em regiões tropicais ou sub-tropicais, como as do Estado de São Paulo, apesar de haver uma predominância, no período mais quente (entre agosto e janeiro), dos eventos em que os valores de clorofila *a* excedem  $32 \mu\text{g.L}^{-1}$ , estes podem ocorrer em qualquer época do ano.

Além disso, esse conceito de nutriente limitante baseia-se no princípio de que todo o nutriente é absorvido pelas algas e imediatamente utilizado, já que quando esgotado ou em baixas concentrações no ambiente impede o crescimento do fitoplâncton. No entanto, diversos trabalhos demonstraram que várias espécies de algas são capazes de armazenar nutrientes, como o fósforo além de suas necessidades imediatas (“luxury uptake”) quando estes estão abundantes no ambientes. Esses nutrientes armazenados serão utilizados no futuro, quando a disponibilidade no ambientes não for mais adequada. Assim pode-se manter a multiplicação de células e seu crescimento por algumas gerações, mesmo em baixas concentrações de nutrientes (Chorus e Bartram, 1999).

#### **4.4.3.1.Rios**

Ao analisarmos os 180 pares de valores para Nitrogênio Inorgânico (N Amoniacal + Nitrato + Nitrito) e Ortofosfato solúvel, verifica-se que os valores da relação N:P (peso) variaram de 1,4 a 3426. Considerando-se que valores de N:P inferiores a 10 podem indicar ambientes com limitação de nitrogênio verifica-se que apenas 5% das amostras se enquadram nessa categoria, as quais se restringem a 6 pontos de amostragem, dos 13 pontos em rios para os quais se dispõe de dados de ortofosfato solúvel.

Dos pontos que apresentaram valores da relação N:P inferiores a 10, apenas dois apresentaram uma frequência maior do que uma amostra com essa relação, os pontos 30 e 42, localizados respectivamente rio Pardo em Ourinhos (PADO02600) com 27,3% das amostras e no rio Piracicaba, a jusante do rio Piracica-Mirim (PCAB02220) com 11,1% das amostras.

No entanto, quando se considera a média dos diferentes pontos amostrais, apenas quatro apresentaram valor médio de N:P inferior a 35. Esses estão discriminados na tabela a seguir (Tabela 25).



Tabela 25 - Pontos em rios com razões N:P inferiores a 35 e respectivas concentrações médias de nitrogênio inorgânico e ortofosfato solúvel.

UGRHI	Rios	Ponto	No. do Ponto	Média N:P	Média Nitrogênio Inorgânico. (mg.L <sup>-1</sup> )	Média Ortofosfato Solúvel (mg.L <sup>-1</sup> )
5	Jaguari	JAGR02800	24	25	1,15	0,056
17	Pardo	PADO02600	30	23	0,22	0,019
5	Piracicaba	PCAB02220	42	25	1,98	0,116
5	Piracicaba	PCAB02800	43	25	1,57	0,077

Destes pontos, pode-se verificar que apenas o ponto localizado no rio Pardo apresenta potencial limitação de nitrogênio, uma vez que para os outros pontos os baixos valores de N:P encontrados são decorrentes de um excesso de ortofosfato solúvel e não de uma eventual carência de nitrogênio, como pode ser verificado nas duas figuras a seguir (Fig. 44 e 45).

Box-and-Whisker Plot - Rios

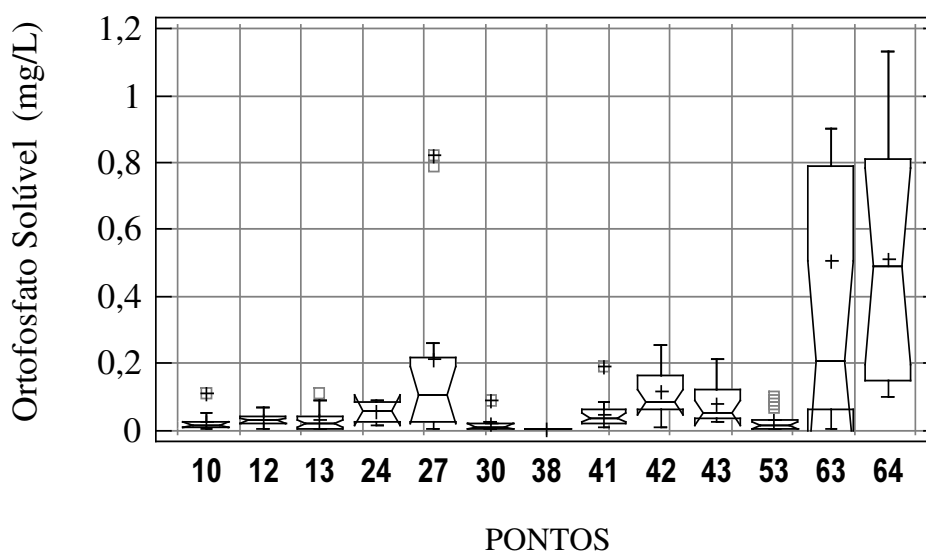


Figura 44 - Variação das concentrações de ortofosfato solúvel (mg.L<sup>-1</sup>) nos diferentes pontos de amostragem localizados em rios.

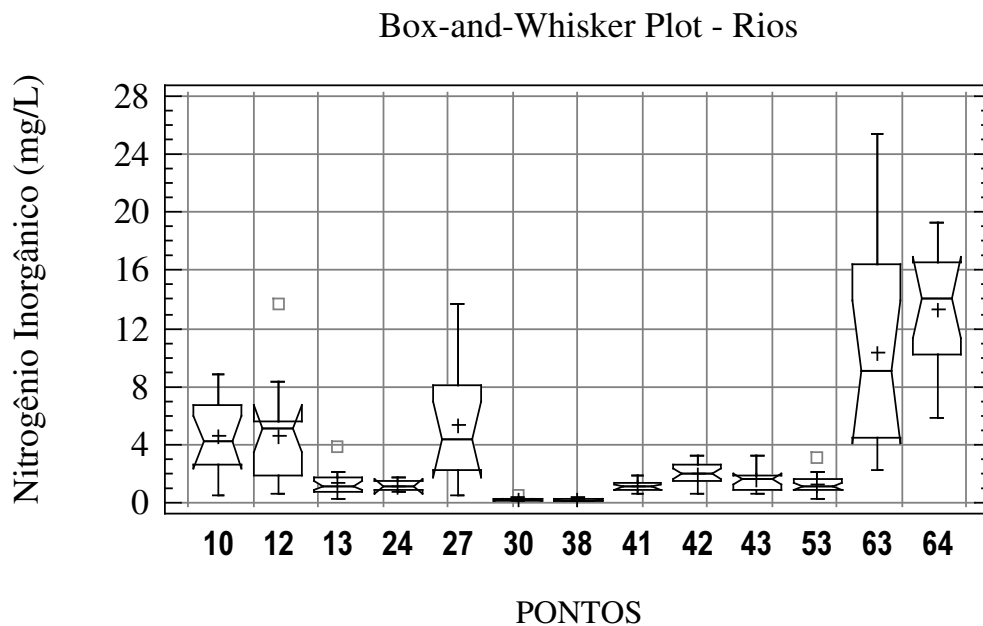


Figura 45 - Variação das concentrações de nitrogênio inorgânico ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nos diferentes pontos de amostragem localizados em rios.

Pode-se observar, através dessas figuras, que, além do ponto 30 supra mencionado, apenas o ponto 38 (PARN02100) localizado no rio Paraná, a jusante da barragem de Jupia, apresenta baixos valores de nutrientes,  $0,18$  e  $0,005 \text{ mg.L}^{-1}$  de nitrogênio inorgânico e ortofosfato solúvel, respectivamente. No entanto a média de razão N:P obtida para esse ponto foi 36, muito acima, portanto de 10, o que não indica a limitação de nitrogênio neste ponto.

Ao se avaliar os resultados da relação N:P através dos valores médios de nitrogênio inorgânico e ortofosfato solúvel para os 13 pontos em rios para os quais se dispunha de dados (Figura 46) observa-se que em nenhum deles encontra-se resultado inferior a 10.

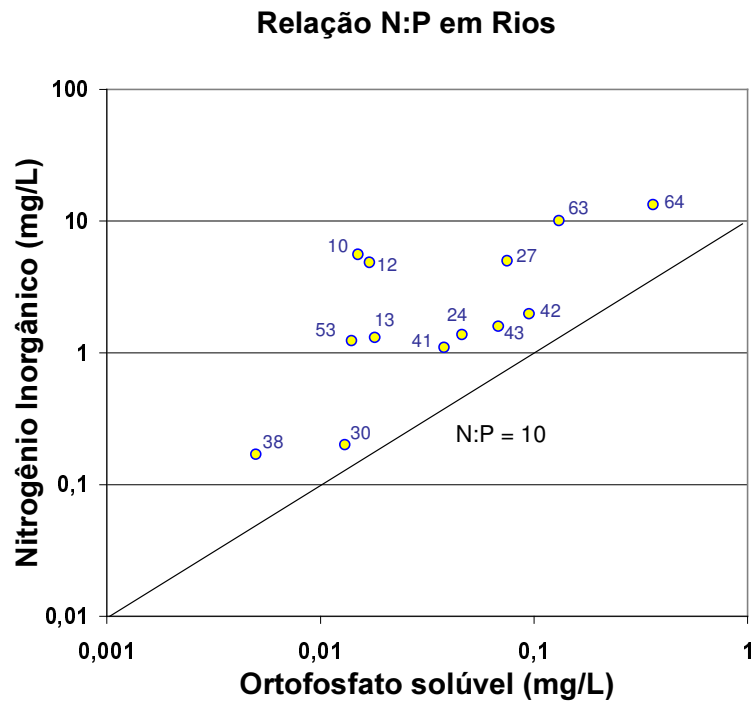


Figura 46 - Relação N:P em rios, por ponto de coleta.

#### 4.4.3.2. Reservatórios

Ao analisarmos os 582 pares de valores para nitrogênio inorgânico (N Amoniacal + Nitrato + Nitrito) e ortofosfato solúvel, verifica-se que os valores da relação N:P (peso) variaram de 2,6 a 926. Considerando-se que valores de N:P inferiores a 10 podem indicar ambientes com limitação de nitrogênio verifica-se que apenas 7% das amostras apresentam esses valores, as quais se restringem, de um total de 27, a 11 pontos de amostragem, e 8 ambientes distintos (Figuras 47 e 48).

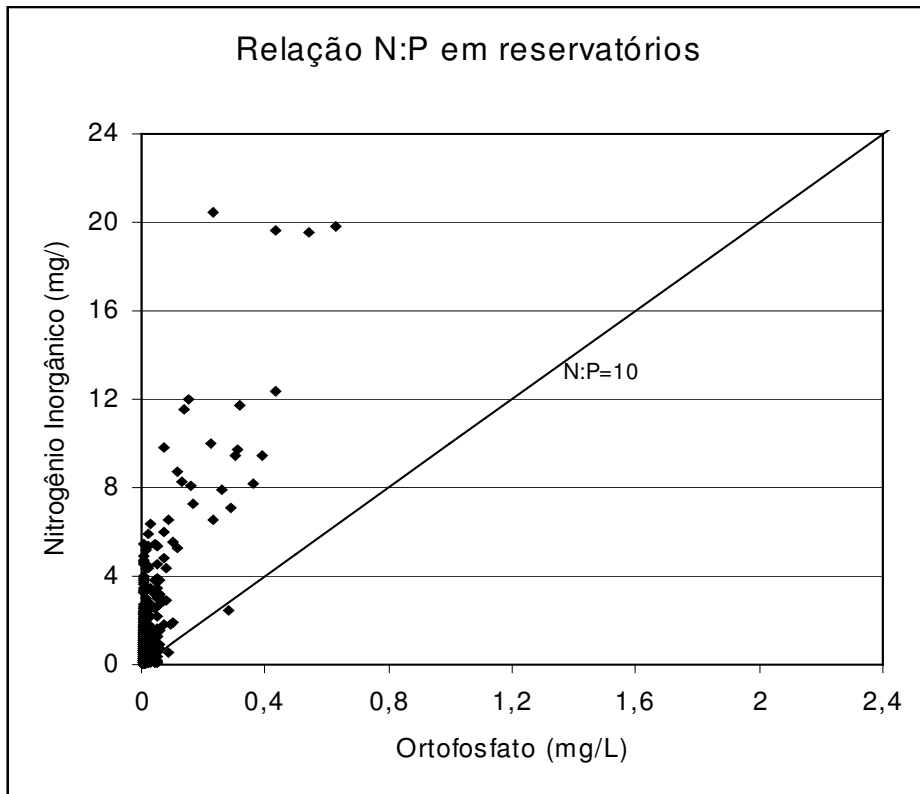


Figura 47 – Relações N:P em amostras coletadas em reservatórios.

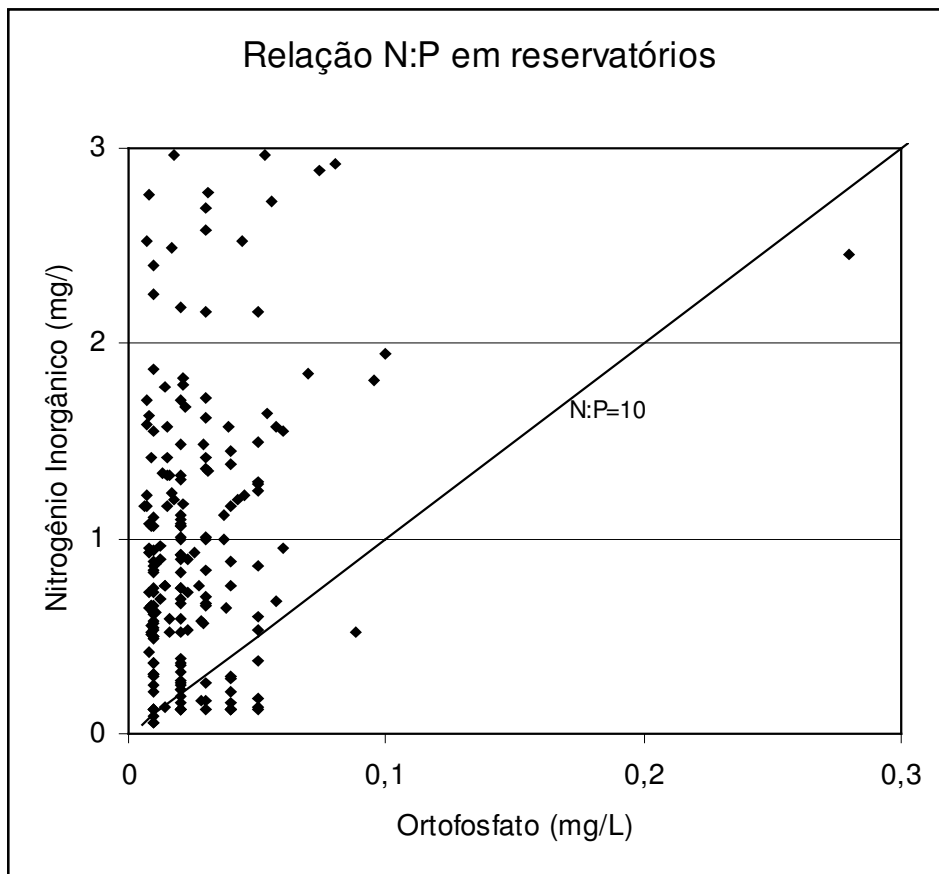


Figura 48 – Relações N:P em amostras coletadas em reservatórios (maior detalhamento).

Dos 34 pontos em reservatórios apenas 11 apresentaram amostras com valores da relação N:P inferiores a 10. Destes onze pontos (Fig. 49) apenas cinco, os reservatórios de Jaguari (33%), Santa Branca (33%), Itupararanga (24%), Baixo Cotia (28%) e Juqueri (22%), apresentaram uma frequência maior do que 20% das amostras com razão N:P inferior a 10.

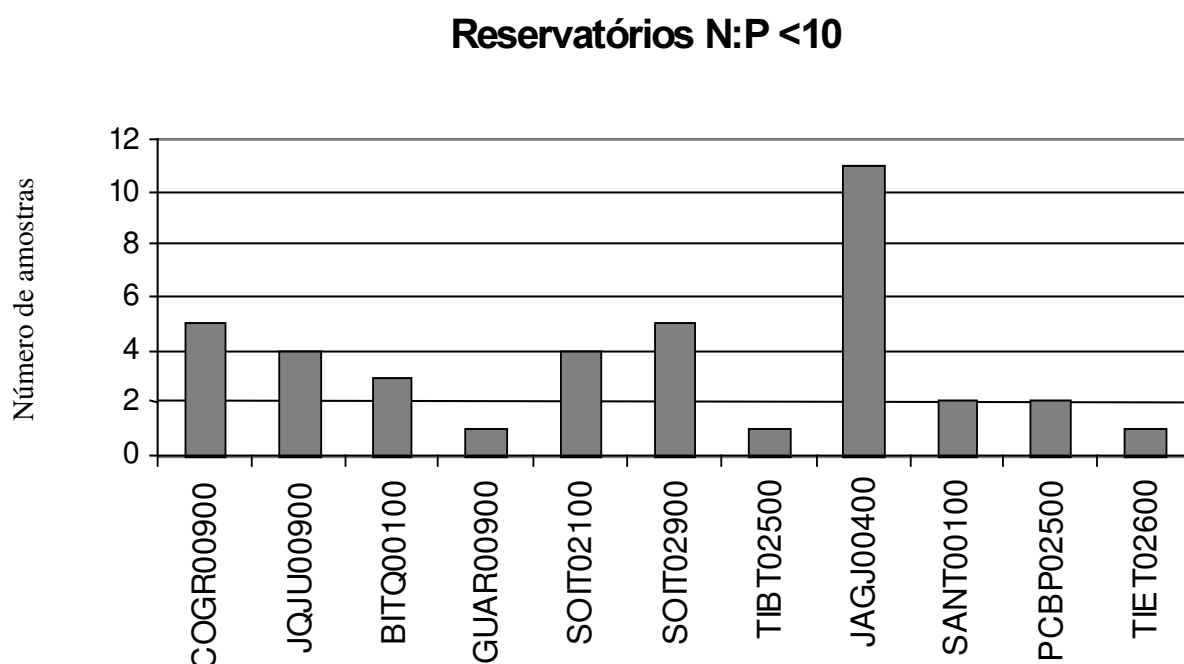


Figura 49 - Ocorrência de amostras, em reservatórios, em que a relação N:P foi inferior a 10, por ponto de coleta.

No entanto quando se considera a média dos diferentes pontos amostrais, apenas oito apresentaram valor médio de N:P inferior a 35. Esses estão discriminados na tabela a seguir.

Tabela 26 - Pontos em reservatórios com razões N:P inferiores a 35 e respectivas concentrações médias de nitrogênio inorgânico e ortofosfato solúvel.

UGRHI	Reservatórios	Ponto	Média N:P	Média Nitrogênio Inorgânico. (mg.L <sup>-1</sup> )	Média Ortofosfato Solúvel (mg.L <sup>-1</sup> )
6	das Graças	COGR00900	20,9	0,13	0,013
10	Itupararanga	SOIT02100	22,9	0,18	0,013
10	Itupararanga	SOIT02900	27,6	0,20	0,011
10	Jaguari	JAGJ00400	24,4	0,12	0,005
6	do Juqueri	JOJU00900	34,0	0,25	0,014
14	Jurumirim	JURU02500	18,9	0,17	0,011
2	Santa Branca	SANT00100	17,8	0,10	0,006
6	Taiacupeba	PEBA0900	27,3	0,25	0,013

O fator principal na determinação de valores mais baixos da razão N:P foi, antes de tudo, valores menores de nitrogênio inorgânico e não altas concentrações de ortofosfato. Todos os reservatórios que não estão incluídos na tabela acima (Tabela 26) apresentaram concentrações médias de nitrogênio inorgânico superiores a  $0,25 \text{ mg.L}^{-1}$ , chegando a concentrações médias de até  $6,97 \text{ mg.L}^{-1}$  (ponto 60, Barra Bonita).

Ao se avaliar os resultados da relação N:P através dos valores médios de nitrogênio inorgânico e ortofosfato solúvel para os 27 pontos em reservatórios para os quais se dispunha de dados (Figura 50) observa-se que em nenhum deles encontra-se resultado inferior a 10.

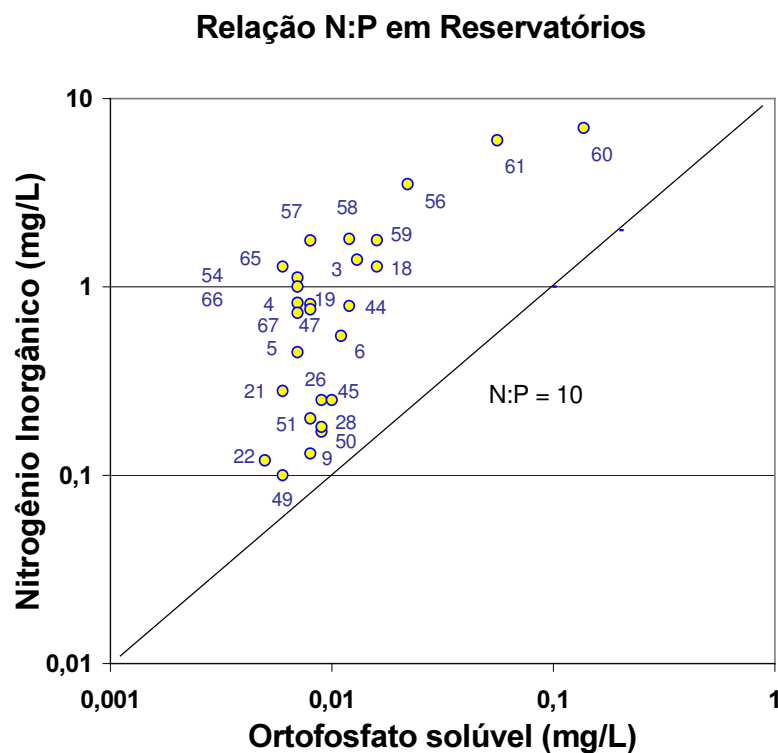


Figura 50 - Relação N:P em reservatórios, por ponto de coleta.

Assim, tanto para rios com reservatórios, há indicações de que, nas condições médias, o nutriente limitante é o fósforo. Nos itens a seguir, poder-se-á verificar que as concentrações de clorofila *a* estão correlacionadas com as concentrações de fósforo total (Fig. 67). Será possível ainda, observar que, mesmo que os ambientes apresentem valores médios de fósforo muito superiores à concentração de  $2 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$  de ortofosfato solúvel, proposta por Lee e Jones (1998) como limitante, quanto maiores forem as concentrações de fósforo, maiores serão as de clorofila *a*, indicando uma relação direta entre elas. No entanto, é importante considerar que há ocasiões em que a disponibilidade de nitrogênio no ambiente pode ser limitante.

#### **4.5. Clorofila *a* e Pigmentos Totais**

A clorofila *a* é encontrada em todas as plantas, no entanto existem ainda clorofilas *b*, *c*, e *d*. A clorofila *d* é encontrada apenas em rodofíceas marinhas, no entanto as clorofilas *b* e *c* são comuns em ambientes de água doce. As concentrações relativas dessas clorofilas variam dependendo da espécie de alga estudada, no entanto a clorofila *a* é dominante em todas as algas eucariontes e nas cianobactérias (DIPIN, 2003).

Assim sendo, a clorofila *a* é frequentemente utilizada como indicadora da biomassa algal, no entanto ela pode corresponder de 0,1 a 9,7% do peso das algas, dependendo das espécies presentes. A estimativa do carbono orgânico em rios pode ser feita utilizando-se a relação Pigmentos totais (clorofila *a* + feofitina *a*) x 30, que segundo Dessery *et al.* (1984 *apud* Chapman, 1996), testada em rios europeus, resultaria em uma estimativa mínima do carbono orgânico presente.

A utilização da clorofila *a* como indicadora da produtividade do sistema também tem suas limitações. Primeiramente do ponto de vista analítico e depois porque diferentes espécies podem apresentar concentrações diferentes de clorofila *a*, para a mesma biomassa.

Existem discussões sobre qual a metodologia mais adequada para a determinação da clorofila *a* e sua conseqüente representatividade da biomassa algal (Wetzel e Likens, 1991, dos Santos *et al.*, 2003), bem como trabalhos que utilizam pigmentos totais (clorofila *a* + feofitina *a*) como indicadores do grau de trofia de ambientes aquáticos (Piva-Bertoletti, 2001). Esses aspectos serão discutidos a seguir. Além disso, algumas publicações de ambientes temperados utilizam apenas as concentrações de clorofila *a* durante o período de primavera-verão, no qual há uma maior produtividade do fitoplâncton, naquelas regiões. Assim, a sazonalidade dessa variável, e suas implicações na avaliação do grau de trofia dos ambientes aquáticas, também será discutida nesse trabalho. Finalmente, será feita a avaliação da ocorrência de florações, através da análise dos valores considerados elevados, bem como das concentrações máximas de clorofila *a* nos diferentes ambientes.

##### **4.5.1. Metodologias para determinação da clorofila *a*.**

A determinação das concentrações de clorofila *a*, neste trabalho, foi feita através do método espectrofotométrico, monocromático, com extração por acetona por 12 horas, após

maceração. Diversos trabalhos discutem a eficiência da remoção dos pigmentos pela acetona, bem como o uso de outros solventes, como etanol e metanol na extração da clorofila. Wetzel e Likens (1991), compararam as diferentes metodologias e, embora concordem que a mais precisa seja a determinação de clorofila *a* através de HPLC (cromatografia líquida de alto desempenho), acabam recomendando a metodologia adotada neste trabalho. Sua argumentação a favor do uso da acetona parte do princípio de que é importante diferenciar a clorofila *a* de seus produtos de degradação. Esses autores argumentam que apesar do etanol e o metanol serem mais eficientes na extração dos pigmentos do que a acetona, este fato pode ser compensado através da maceração da amostra, no entanto o uso destes solventes pode levar mais facilmente a erros quando da acidificação para correção das feofitinas. Eles ainda argumentam que alguns trabalhos demonstraram ser as diferenças entre os métodos (HPLC, fluorimétrico ou espectrofotométrico) em torno de 10%, não justificando o uso de um método mais oneroso e demorado, como a cromatografia líquida de alto desempenho, em trabalhos de monitoramento rotineiro.

Outro fator importante a ser considerado, além dos feopigmentos, são as especificidades de cada grupo de algas no que se refere aos diferentes pigmentos fotosintetizantes. O método adotado avalia apenas a clorofila *a* e não os outros pigmentos. No entanto, segundo DIPIN (2003) o método tricromático, o qual avalia além da clorofila *a*, as clorofilas *b* e *c*, quando comparado com o HPLC, pode apresentar uma baixa correspondência entre os resultados. Além disso esse método não faz a correção para feopigmentos, fazendo com que o resultado expresso como clorofila *a* inclua na realidade esses produtos de degradação. Dos Santos *et al.* (2003) também verificaram que o método tricromático superestima a clorofila *a*.

No levantamento realizado para este trabalho, não foi encontrada nenhuma publicação que utilize a determinação de outros tipos de clorofila além da clorofila *a* como indicadores de eutrofização, provavelmente porque estes pigmentos dependem do tipo de algas presentes no ambiente.

No entanto, o método monocromático também tem suas limitações. Ele é baseado, entre outros fatores, na razão encontrada por Lorenzen (1965 *apud* CETESB, 1990b ) entre a leitura da clorofila *a* pura e de seu produto, após acidificação, que é de 1,7, enquanto em uma amostra apenas com feopigmentos a relação entre a leitura antes da acidificação e depois é de



1,0. Portanto, em ambientes naturais essa relação irá variar entre 1,7 e 1,0 revelando assim a fração correspondente de feopigmentos.

A opção por alguns autores de trabalhar com as concentrações da clorofila mais os feopigmentos, denominadas pigmentos totais ou clorofila total, deverá ainda considerar que as correlações obtidas entre os valores de clorofila *a* e outras variáveis, como nutrientes, transparência, bem como os índices de estado trófico propostos a partir destas relações, não podem ser aplicados sem que haja uma adaptação para esses valores. Caso isso não seja feito, corre-se o risco, por exemplo, de se super-estimar a classificação trófica de corpos d'água.

#### 4.5.2. Variação sazonal dos dados de clorofila *a*.

Os dados de clorofila *a* não apresentam uma distribuição normal, portanto para a utilização de teste estatístico paramétrico de comparação (ANOVA) há a necessidade de transformação desses dados. A transformação logarítmica na base 10 normaliza os dados de clorofila *a*.

A comparação entre as médias do período seco e chuvoso mostra uma diferença significativa entre eles (Fig. 51).

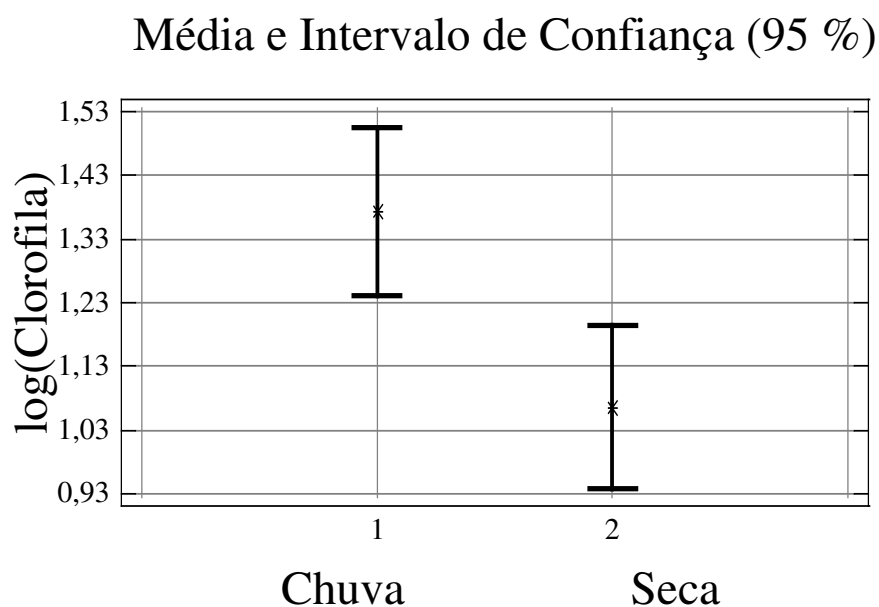


Figura 51 - Comparação entre o período seco e o de chuvas mostra uma diferença significativa a 95% entre as médias de clorofila *a*.

#### 4.5.2.1.Rios

Os dados de clorofila *a* em rios, nas estações de chuvas e estiagem foram comparados sendo encontrada diferença estatisticamente significativa entre as suas medianas (Fig. 52).

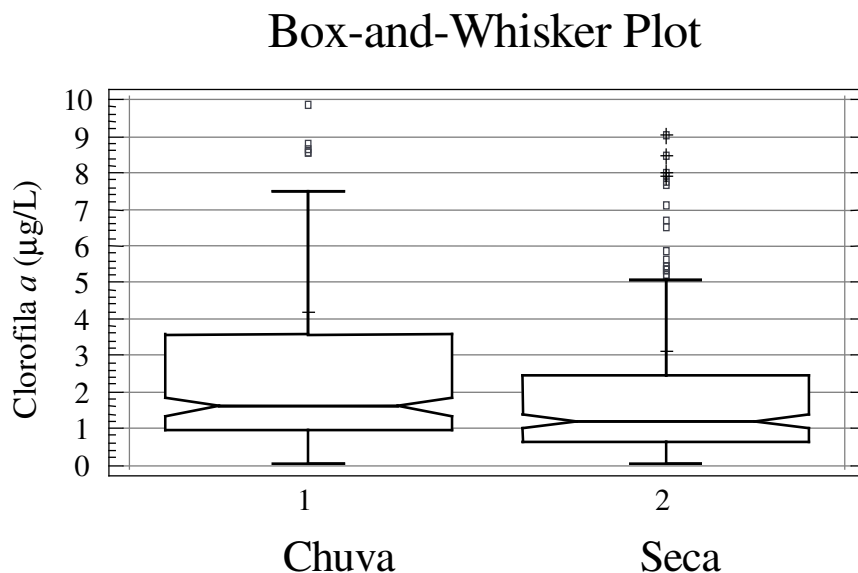


Figura 52 - Comparação entre as concentrações médias de clorofila *a* em rios entre o período seco e o de chuvas.

Dos 527 dados de clorofila *a* em rios apenas 6% foram superiores a  $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ , totalizando 31 registros apresentados na figura. 53, os quais se concentram em 10 pontos de amostragem (Tab.27), dos 35 localizados em rios, dos quais quatro são utilizados como captações de água para abastecimento público. Com exceção dos pontos 63 e 64, nessas ocasiões as concentrações de fósforo total correspondentes foram inferiores a  $0,450 \text{ mg.L}^{-1}$ . Esses registros foram mais frequentes nos períodos de chuvas do que de estiagem, na proporção de 6:1.

### Clorofila *a* > 10µg/L em Rios

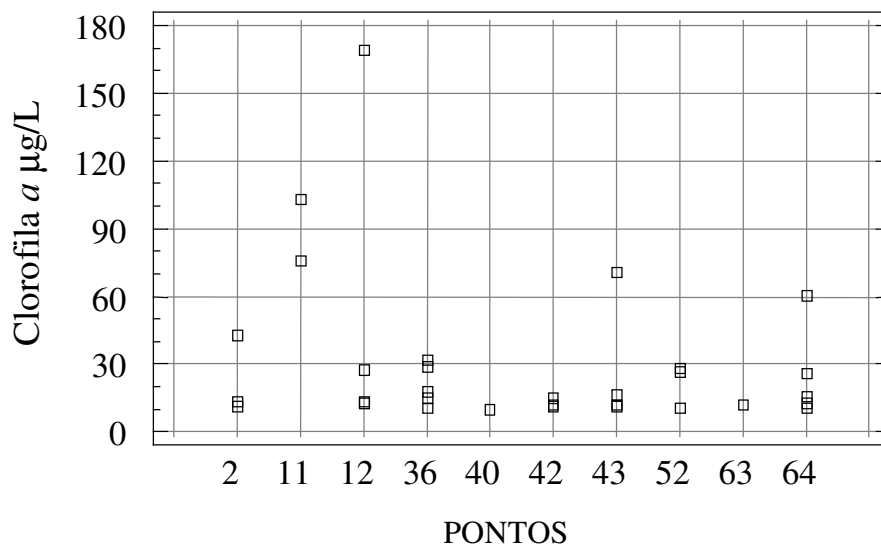


Figura 53 - Distribuição dos valores de clorofila *a* superiores a 10 µg.L<sup>-1</sup>, por ponto de amostragem, em rios.

Tabela 27 - Pontos em rios com valores de clorofila *a* superiores a 10 µg.L<sup>-1</sup> entre 1996 e 2001.

Rio	Ponto	Localização
Rio Atibaia	2	Na captação de Campinas, na divisa entre os municípios de Campinas e Valinhos.
Rio Capivari,	11 e 12	Na captação de Campinas Próximo à foz no Rio Tietê, a 28 Km do município de Tietê. Altura do km 73 da Rodovia SP 127
Rio Pardo	36	Margem esquerda, no Clube de Regatas de Ribeirão Preto.
Rio Paranapanema	40	800m a jusante da barragem de Capivara
Rio Piracicaba	42 e 43	Margem esquerda, 2,5 Km a jusante da foz do Rib. Piracica-Mirim, na captação de Piracicaba. Em frente à fonte sulfurosa, junto ao posto 4D-07 do DAEE, na localidade de Artemis.
Rio Sorocaba	52	Na captação do Município de Cerquilha
Rio Tietê	63	A cerca de 300 m da ponte da Rodovia do Açúcar (SP-308), na Fazenda Santa Isabel.
Rio Tietê	64	Ponte na rodovia SP-113, que liga Tietê a Capivari, em Tietê.

Em sete ocasiões, as concentrações de clorofila *a* superaram 30 µg.L<sup>-1</sup> (pontos 2, 11, 12, 36, 43 e 64). No rio Pardo (PARD02500), nos registros de 14/9 e 16/11 de 1998, as concentrações de clorofila *a* de 32,08 e 29,14µg.L<sup>-1</sup> correspondem a concentrações de fósforo total de apenas 0,058 e 0,009 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, sendo que à todos os outros seis registros

correspondem concentrações de fósforo total superiores a  $0,230 \text{ mg.L}^{-1}$ , mas inferiores a  $0,400 \text{ mg.L}^{-1}$ , com exceção do ponto 64.

Em um total de 35 pontos, calculou-se a média geométrica para cada ano e então a média para cada ponto de coleta. A distribuição das concentrações médias de clorofila *a* é apresentada no histograma a seguir.

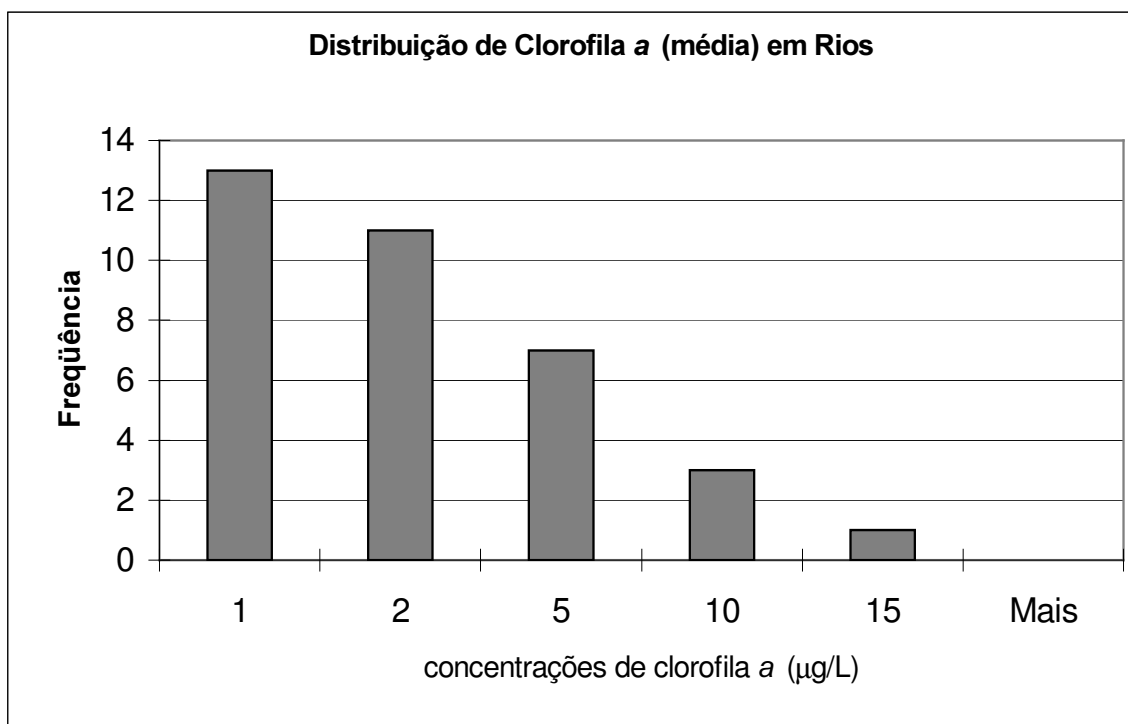


Figura 54 - Distribuição dos valores médios de clorofila *a* nos 35 pontos de coleta em rios.

Os valores médios, por pontos de clorofila *a* em rios mostram que a maioria apresenta valores iguais ou inferiores a  $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ . O único ponto com valor médio acima de  $10 \mu\text{g.L}^{-1}$  está localizado no rio Capivari (CPIV02900) relativo a um único ano, 1997.

#### 4.5.2.2. Reservatórios.

A análise estatística mostrou que houve diferença significativa (em 95% de confiança) entre as médias do período chuvoso e de seca para clorofila *a* em reservatórios.

## Média e Intervalo de Confiança (95 %) - Reservatórios

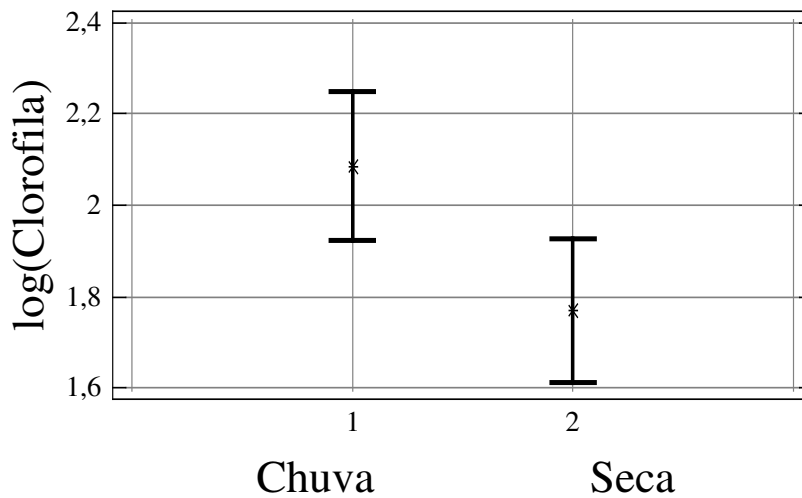


Figura 55 - Comparação entre as médias de clorofila *a* no período de chuvas e de seca, em reservatórios.

Em um total de 34 pontos, calculou-se a média geométrica para cada ano e então a média para cada ponto de coleta. A distribuição das concentrações médias de clorofila *a* é apresentada no histograma a seguir

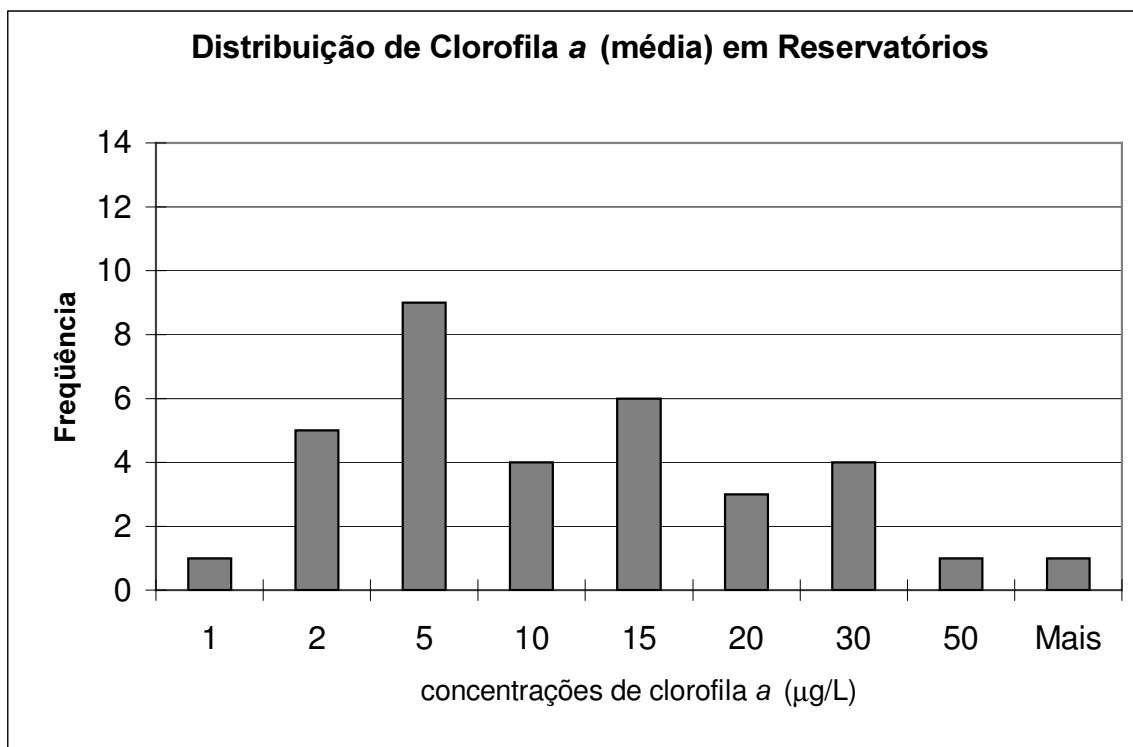
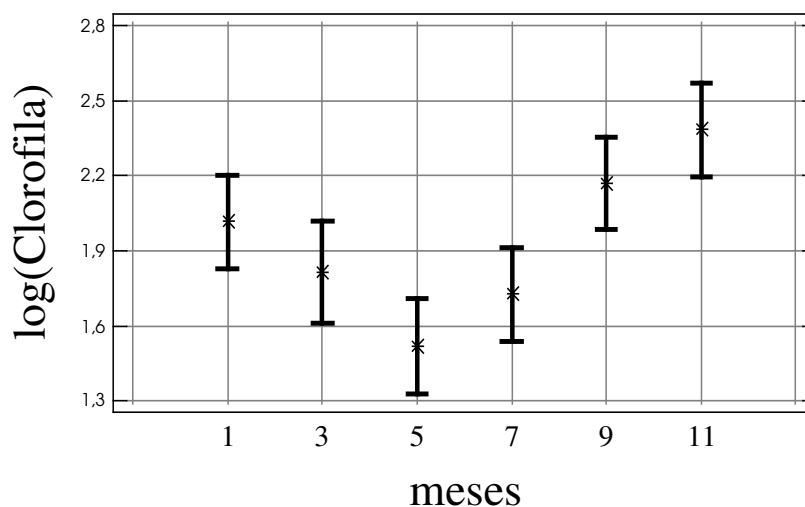


Figura 56 - Distribuição dos pontos de coleta por classes de valores médios de clorofila *a* em reservatórios.

A amostragem na rede de monitoramento é realizada em meses ímpares para alguns pontos e em meses pares para outros pontos. Portanto, para a comparação entre os meses de coleta foram agrupados os pontos dos meses de dezembro e janeiro (1); fevereiro e março (3); abril e maio (5) junho e julho (7); agosto e setembro (9); outubro e novembro (11), para que o conjunto de pontos cada período fosse o mesmo, possibilitando, assim uma comparação sazonal mais detalhada. O teste foi feito com ANOVA (n = 648) para valores de clorofila *a*.

### Médias e 95% LSD\* Intervalos



\* LSD = Least significance Interval (Intervalo de Menor Significado do teste de Fisher)

Figura 57 - Comparação entre as concentrações de clorofila *a*, nos diferentes meses, em reservatórios

Há diferença estatisticamente significativa (95%) entre os seguintes meses:

1 e 5; 3 e 11; 5 e 9; 5 e 11; 7 e 9, e 7 e 11.

Assim o período de outubro e novembro foi o que apresentou os maiores valores de clorofila *a*, superando os meses de fevereiro a julho. As médias do período entre abril e julho foram as menores do ano.

No entanto, se quisermos verificar a ocorrência de valores elevados de clorofila *a* ao longo dos meses podemos separar e testar as amostras com valores de clorofila *a* superiores a três concentrações consideradas elevadas como 16, 32 ou 64  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , em cada mês, não sendo encontradas diferenças significativas entre as médias obtidas para eles.

A distribuição das ocorrências de valores de clorofila *a*, acima de 16, 32 e 64  $\mu\text{g.L}^{-1}$  estão na tabela a seguir.

Tabela 28 - Distribuição das ocorrências de valores de clorofila *a*, acima de 16  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , 32  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e 64  $\mu\text{g.L}^{-1}$  em reservatórios.

Meses	Todos os dados			Clorofila <i>a</i> > 16 $\mu\text{g.L}^{-1}$			Clorofila <i>a</i> > 32 $\mu\text{g.L}^{-1}$			Clorofila <i>a</i> > 64 $\mu\text{g.L}^{-1}$		
	N	Média	n	Média	%	n	Média	%	n	Média	%	
12 e 1	112	2,02	35	48,86	31,3	22	65,12	19,6	8	96,5	7,1	
2 e 3	92	1,81	20	40,69	21,7	12	51,06	13,0	3	85,2	3,3	
4 e 5	109	1,43	19	32,74	17,4	10	43,33	9,2	0	-	-	
6 e 7	111	1,68	30	41,58	27,0	13	65,14	11,7	3	144,9	2,7	
8 e 9	114	2,17	49	44,86	43,0	24	69,02	21,1	8	119,3	7,0	
10 e 11	110	2,38	50	61,33	45,5	30	86,93	27,3	9	188,8	8,2	
Total	648		203		31,3	111		17,1	31		4,8	

A distribuição destas ocorrências significa que, em reservatórios, apesar de se ter, em média, valores maiores nos períodos de chuvas e de maiores temperaturas, podem ser registrados valores elevados de clorofila *a* em praticamente qualquer mês do ano. Somente em abril e maio não foram registrados valores superiores a 64  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Apesar disso, há uma maior probabilidade de serem registrados maiores valores de clorofila *a* entre agosto e janeiro, uma vez que entre esses meses a porcentagem de valores superiores a 32  $\mu\text{g.L}^{-1}$  foi de aproximadamente 23% enquanto para os outros meses foi de apenas 11%. A frequência de concentrações ainda mais elevadas nesse período (>64  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) foi de aproximadamente 7% das amostras analisadas, sendo superior ao registrado na outra metade do ano.

#### 4.5.2.3. Distribuição de concentrações de clorofila *a* por Anos.

Considerando que dentro do período estudado (1996 a 2001) nem todos os pontos foram amostrados em todos os anos (Tabelas 5 e 6) e os valores médios de clorofila *a* não consideram essa diferença foi verificado o quanto as variações climáticas inter-anuais influenciaram as concentrações de clorofila *a* dos diferentes sistemas aquáticos.

##### 4.5.2.3.1. Rios.

Ao se comparar os dados de clorofila *a* dos diferentes anos para os pontos em rios (Pontos 35, 38 e 40) que possuem dados para todo o período estudado (1996-2001), estes não apresentaram diferença significativa (Fig. 58).

### Média e Intervalo (95% de confiança) - Teste de Fisher

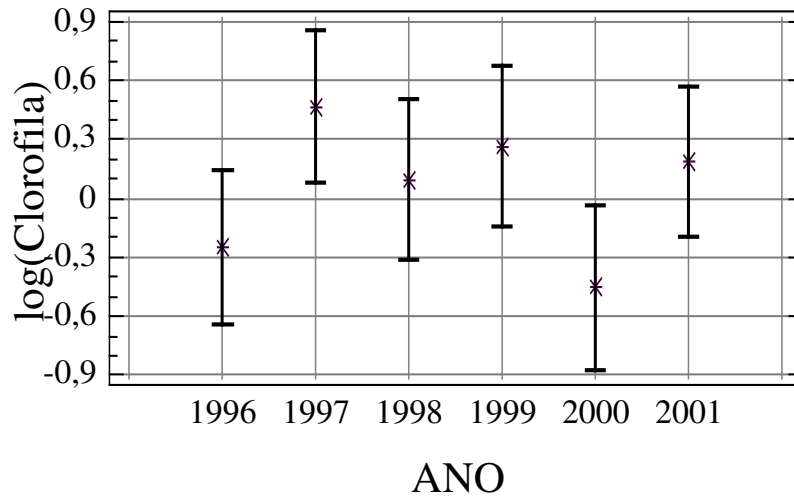


Figura 58 - Comparação entre o log dos valores médios de clorofila *a* dos pontos 35, 38 e 40 entre 1996 e 2001.

#### 4.5.2.3.2. Reservatórios.

Ao se comparar os dados de clorofila *a* dos diferentes anos para os pontos de reservatórios (Pontos 21 e 22, 44, 61, 66 e 69) que possuem dados para todo o período estudado (1996-2001), estes não apresentaram diferença significativa (Fig. 59).

### Média e Intervalo (95% de confiança) - Teste de Fisher

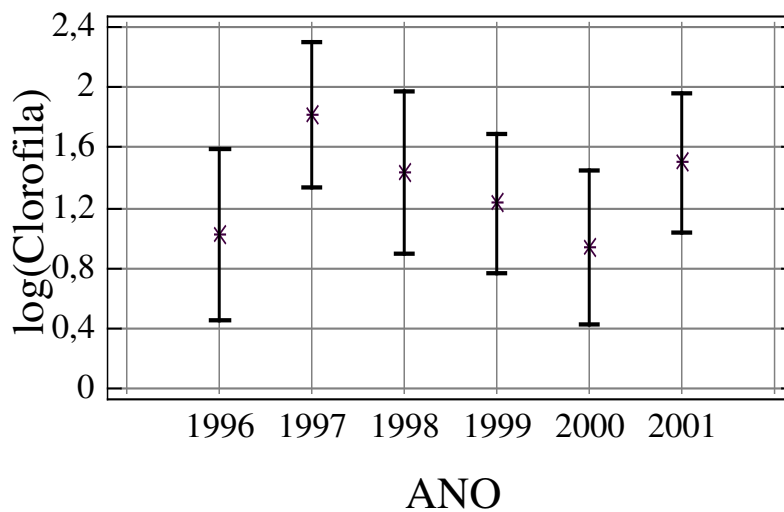


Figura 59 - Comparação entre o log dos valores médios anuais de clorofila *a* dos pontos 21 e 22, 44, 61, 66 e 69 entre 1996 e 2001.



Apesar de não terem sido detectadas diferenças significativas, é interessante notar que o padrão de variação é o mesmo ao longo dos anos para os rios e para os reservatórios. O ano de 1997 apresenta em ambos os maiores valores, enquanto os anos de 1996 e 2000 se destacam pelos menores valores médios de clorofila *a*.

#### **4.5.3. Valores Máximos de Clorofila *a*.**

Dentre os critérios de qualidade é importante o estabelecimento da probabilidade de ocorrência de eventos de florações. Para tanto, pode-se utilizar a teoria dos valores extremos. Segundo Bautista (2002), essa teoria desempenha um papel fundamental na modelagem de eventos associados a probabilidades muito pequenas ou eventos raros. Os modelos probabilísticos baseados nesta teoria visam prever, a partir de um conjunto de valores máximos de um processo ambiental registrado num período relativamente curto, os valores máximos esperados num período maior de tempo.

Ao se comparar os valores máximos de clorofila *a* com os valores médios anuais (média geométrica de clorofila *a*), por ano e ponto de coleta, constatou-se que, em média, os valores máximos são três vezes maiores que os valores médios anuais, tanto para os pontos localizados em rios como os de reservatórios. Este valor coincide com o encontrado no trabalho da OECD (1982). Isto significa que o valor médio anual de um ponto pode servir para estimar o valor máximo desse ponto. A mesma publicação mostrou que a distribuição de frequência da relação clorofila *a* máxima/clorofila *a* média anual segue a distribuição de Gumbel. Se calcularmos a mesma distribuição para os 69 pontos de coleta deste trabalho, obtém-se o mesmo tipo de relação (Fig. 60). Assim pode-se estimar a probabilidade de se obter valores máximos de clorofila *a*. Os dados indicam, por exemplo, que a probabilidade de se obter valores máximos 4,2 vezes superiores à média anual é de 20% e a probabilidade para valores máximos 6,2 vezes superiores à média é de 10%.

### Distribuição de Gumbel

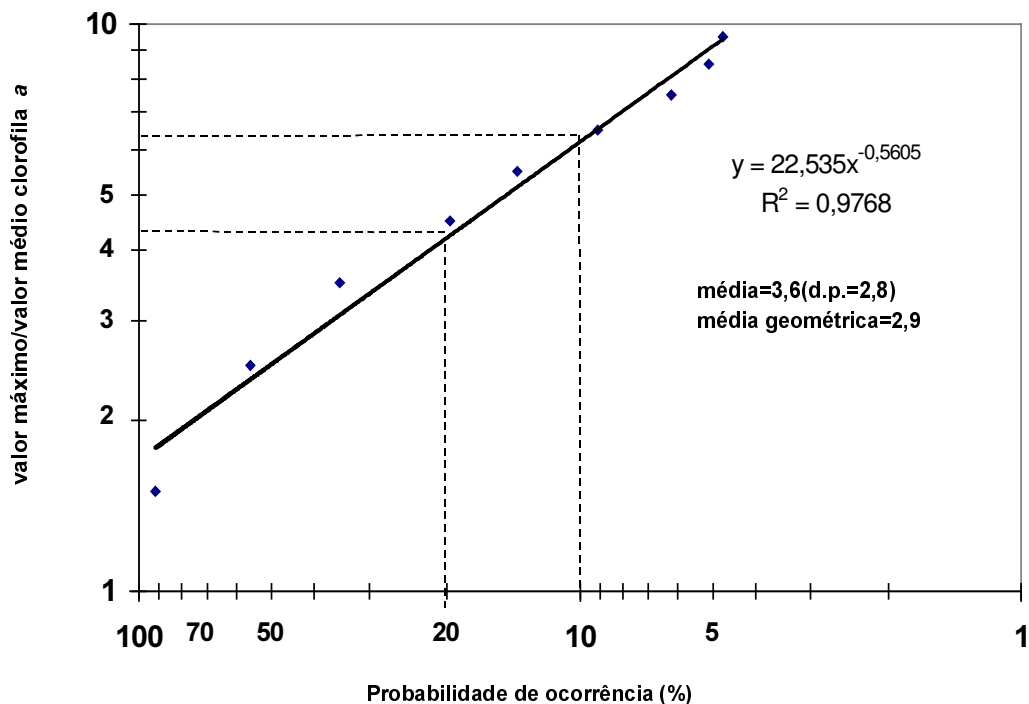


Figura 60 - Distribuição de frequência da relação clorofila *a* máxima/clorofila *a* média anual e a probabilidade de se obter valores máximos de clorofila *a* em %.

Se analisarmos os dados de rios e reservatórios, separadamente, encontraremos duas equações distintas:

$$\text{Rios : clorofila } a_{\text{máxima}}/\text{clorofila } a_{\text{média}} = 30,3 (\text{Probabilidade de ocorrência})^{-0,63}.$$

$$\text{Reservatórios: clorofila } a_{\text{máxima}}/\text{clorofila } a_{\text{média}} = 17,15 (\text{Probabilidade de ocorrência})^{-0,49}.$$

Essas distribuições indicam que em rios há uma maior probabilidade, quando comparados à reservatórios, de se encontrar durante o ano valores de concentração de clorofila *a* superiores à média. A probabilidade de se obter valores três vezes superiores à média é de 40% em rios e de 36% em reservatórios, enquanto para valores cinco vezes superiores à média as probabilidades são de 17 e 12%, respectivamente.

Estes resultados permitem incluir mais uma variável na análise dos dados de eutrofização de um corpo d'água, considerando-se não apenas os valores médios de clorofila *a* em um dado ambiente, mas sim eventos extremos, os quais são em termos de manejo de um corpo d'água os que se quer evitar que aconteçam. Portanto, seria importante definir qual o valor de clorofila *a*, a partir do qual pode-se considerar que está sendo registrada uma floração e

posteriormente qual a porcentagem de tempo em que pode-se aceitar que em um dado ambiente sejam registradas essas ocorrências.

Diversos trabalhos estabelecem valores máximos de clorofila *a* para alertas relativos a diferentes usos das águas. Chorus e Barthram (1999) estabelecem  $50 \mu\text{g.L}^{-1}$  como valor de alerta 2, a partir do qual é necessário um sistema de tratamento que garanta a remoção de eventuais toxinas para que a água seja utilizada para abastecimento público.

Nos critérios estabelecidos pela África do Sul (DWAF, 2002), além de serem estabelecidos limites para os valores médios de clorofila *a* e fósforo total, também é considerada a porcentagem de vezes que em um determinado reservatório é ultrapassada a concentração de  $30 \mu\text{g.L}^{-1}$  de clorofila *a*, para sua classificação em um determinado estado trófico (Tabela 39).

Neste caso, a frequência de amostragem é um dado crucial na determinação, tanto da clorofila máxima quanto da porcentagem do tempo em que em um dado reservatório a concentração de clorofila *a* ultrapassa um determinado limiar. A duração de eventos de floração pode variar significativamente, podendo perdurar por meses como a floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* registrada no reservatório Billings (braço do rio Pequeno) em 1992/1993 (Lamparelli *et al.*, 1998) ou alguns dias. Além disso, ainda que sejam coletadas amostras durante o período de ocorrência de uma floração, os valores de clorofila *a*, medida nas amostras superficiais, podem variar bastante, e é improvável que em uma amostragem realizada a cada dois meses se registre o valor máximo real da concentração de clorofila *a*, em um dado corpo d'água. No entanto é interessante notar que há uma grande similaridade entre as médias geométricas nos diferentes pontos de amostragem ao longo dos anos, bem como na proporção entre o valor máximo e o valor médio encontrados. Assim o valor médio de clorofila *a* pode ser utilizado para se estimar o valor máximo.

#### **4.6. Clorofila *a* x Fósforo**

Um dos objetivos deste trabalho é de testar as modificações propostas por Toledo (1984 e 1990), para o índice de Carlson, baseando-se em um número maior de dados e compará-las com outros trabalhos propostos para ambientes tropicais.

Partindo do princípio que o fósforo é o fator limitante primário, conforme determinado no item 4.4.3, são desenvolvidas equações de regressão comparando as concentrações de fósforo total às de clorofila *a* (UNEP-IETC, 2001).

Foi considerada a média geométrica de cada ponto em cada ano amostral e então calculada a média de todos os anos de coleta das variáveis de interesse, para cada um dos pontos. Pode-se ainda calcular a correlação entre clorofila *a* e ortofosfato solúvel, baseada em médias geométricas dos pontos ao longo dos anos.

#### 4.6.1. Rios.

##### 4.6.1.1. Clorofila *a* x Fósforo Total .

Para esta correlação foram consideradas as médias das médias geométricas de cada ponto entre os anos de coleta em que se dispunha de pelo menos três amostras, para fósforo total e clorofila *a*. Os pontos de coleta, CPIV02900, JAGR02500, JAGR02800, SORO02700, PARD02500 e PARD02800 ficaram sucessivamente fora do limite de predição (95%) e, portanto, não foram considerados no modelo (Figuras 61 e 62).

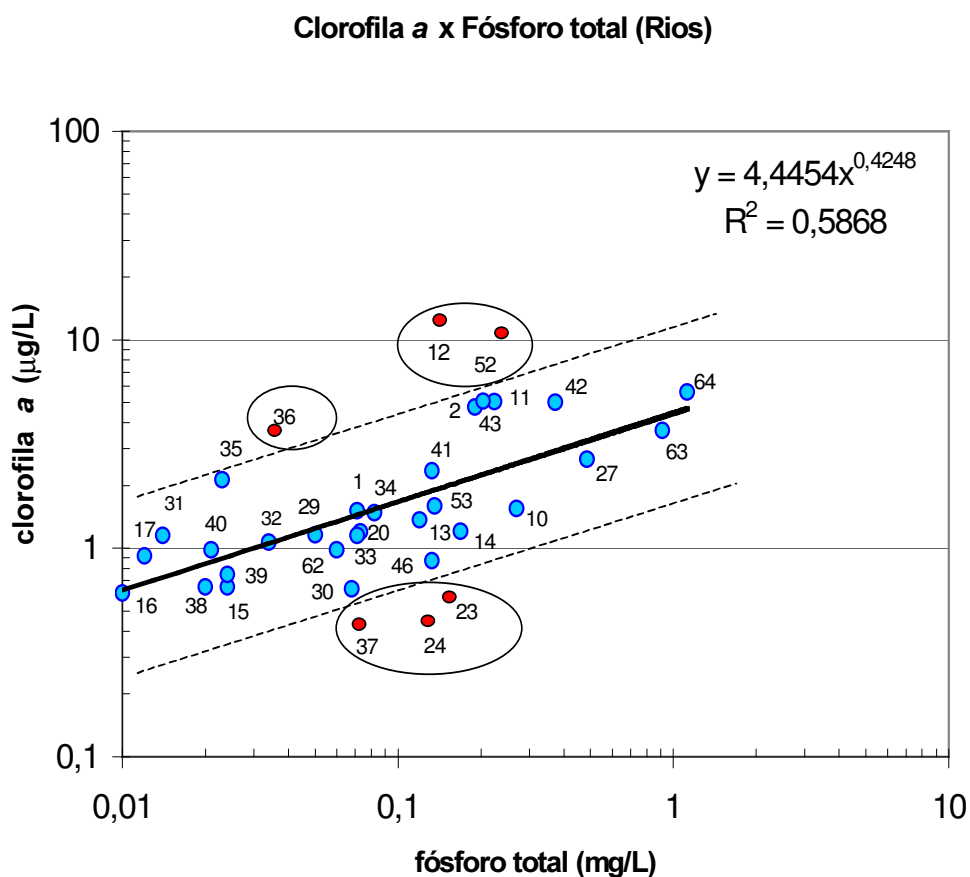


Figura 61 - Relação entre as concentrações de clorofila *a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) em rios, para os pontos amostrais, realçando em vermelho os pontos descartados na análise e o limite de predição 95% (linha pontilhada).

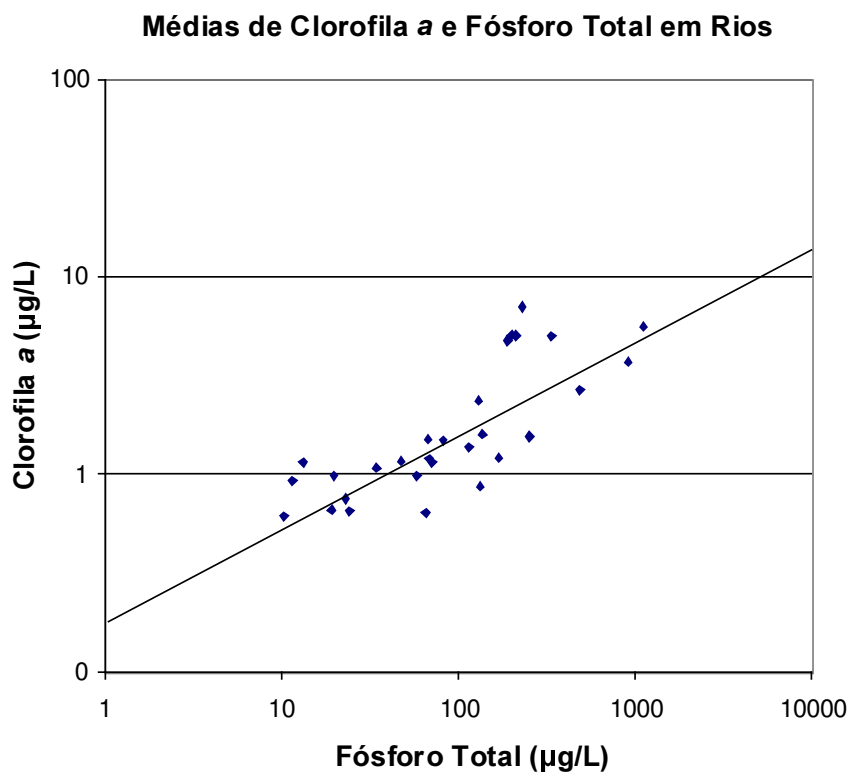


Figura 62 - Relação entre as concentrações de clorofila *a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e de fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) em rios.

A equação obtida é :

$$\log_{10} (Cl) = 0,425 \cdot \log_{10} (PT) - 0,627$$

$$r = 0,77 \quad n = 29 \quad \text{E.P.} = 0,199$$

#### 4.6.1.2. Clorofila *a* x Ortofosfato Solúvel.

A correlação entre clorofila *a* e ortofosfato é maior em rios do que para clorofila *a* e fósforo total. Para os mesmos pontos para que se dispõe de valores de ortofosfato ( $n=13$ ), calculou-se a correlação com a clorofila para as duas formas de fósforo.

Por ficarem fora do limite de predição (95%), foram retirados do modelo os seguintes pontos de coleta: CPIV02900 e JAGR02800 (Fig. 63).

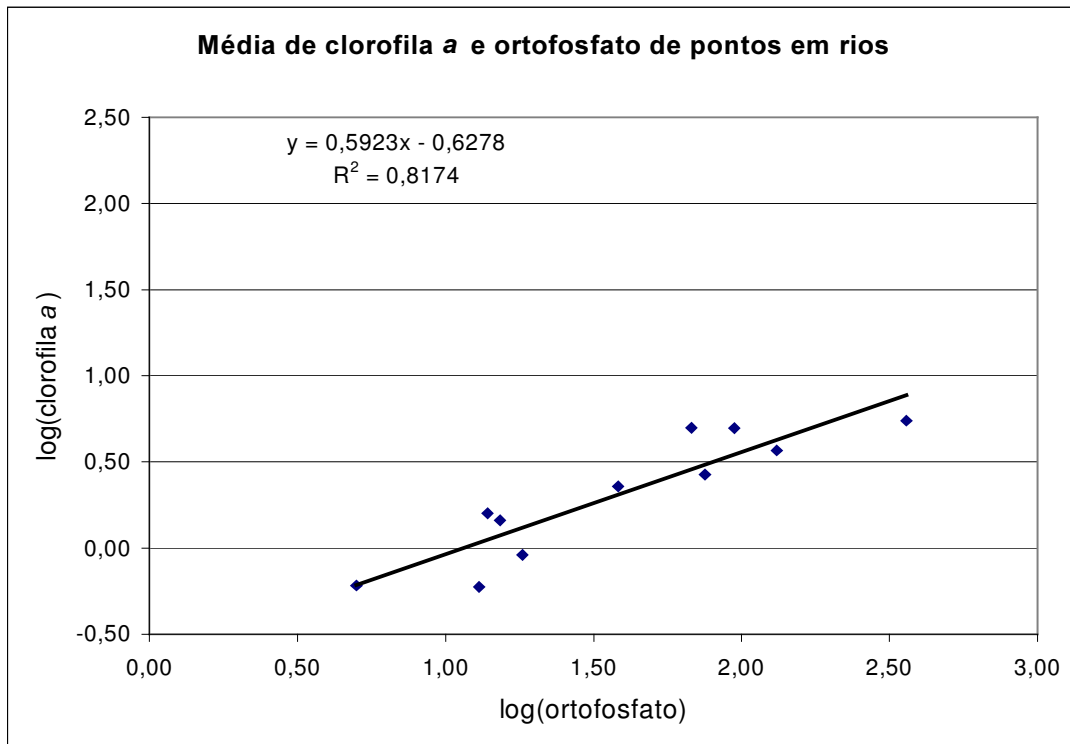


Figura 63 - Relação clorofila *a* x ortofosfato em rios.

Assim essa poderia ser a variável mais adequada para o cálculo de um índice de estado trófico, uma vez que, em rios, esses valores devem estar mais correlacionados com o fósforo efetivamente disponível para o fitoplâncton. No entanto, como o número de dados de ortofosfato solúvel em rios é reduzido, seria importante congregarmos um maior conjunto de dados antes de se propor um índice específico para essa variável.

A equação obtida é:

$$\log_{10}(\text{Cl}) = 0,592 \cdot \log_{10}(\text{OrtoP}) - 6,28$$

$$r = 0,90 \quad n = 11 \quad \text{E.P.} = 0,162$$

#### 4.6.2. Reservatórios.

##### 4.6.2.1. Clorofila *a* x Fósforo Total.

Para esta correlação, foram consideradas as médias das médias geométricas de cada ponto nos anos de coleta em que se dispunha de pelo menos três amostras, para fósforo total e clorofila *a*. Por ficarem fora do limite de predição (95%) foram excluídos do modelo os seguintes pontos de coleta: JURU2500 e TIBT02100 (Fig. 64). O primeiro (ponto 28), na análise de agrupamento (Fig. 4) para a separação de ambientes lóticos e lênticos, está no Grupo 3, composto predominantemente por reservatórios, no entanto por apresentar características

intermediárias entre os dois tipos de ambiente ele teve sua classificação original, como ambiente lótico, modificada para ambiente lêntico. Este é, portanto um ponto que dificilmente se enquadra em uma relação fósforo total – clorofila *a*, típica de reservatórios.

O segundo ponto, ponto 60, na análise de agrupamento (Fig. 4) para a separação de ambientes lóticos e lênticos, está no Grupo 4, composto predominantemente por rios. Apesar de estar localizados na porção inicial do reservatório Barra Bonita, ainda apresenta fortes características de ambiente lótico do rio Tietê.

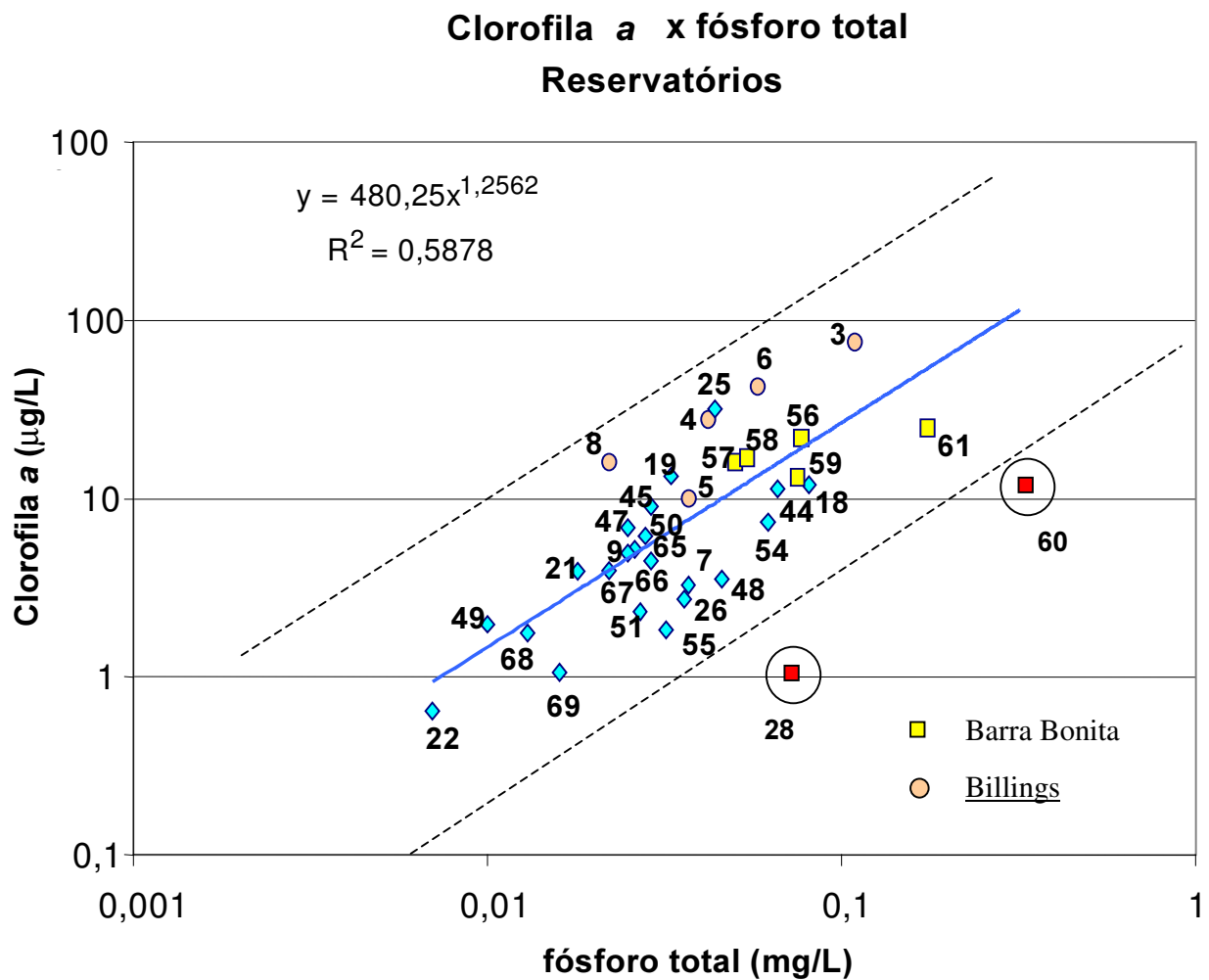


Figura 64 - Relação entre as concentrações de clorofila *a* (µg.L<sup>-1</sup>) e de fósforo total (mg.L<sup>-1</sup>) em reservatórios, para os pontos amostrais, realçando em vermelho os pontos descartados na análise e o limite de predição 95% (linha pontilhada).

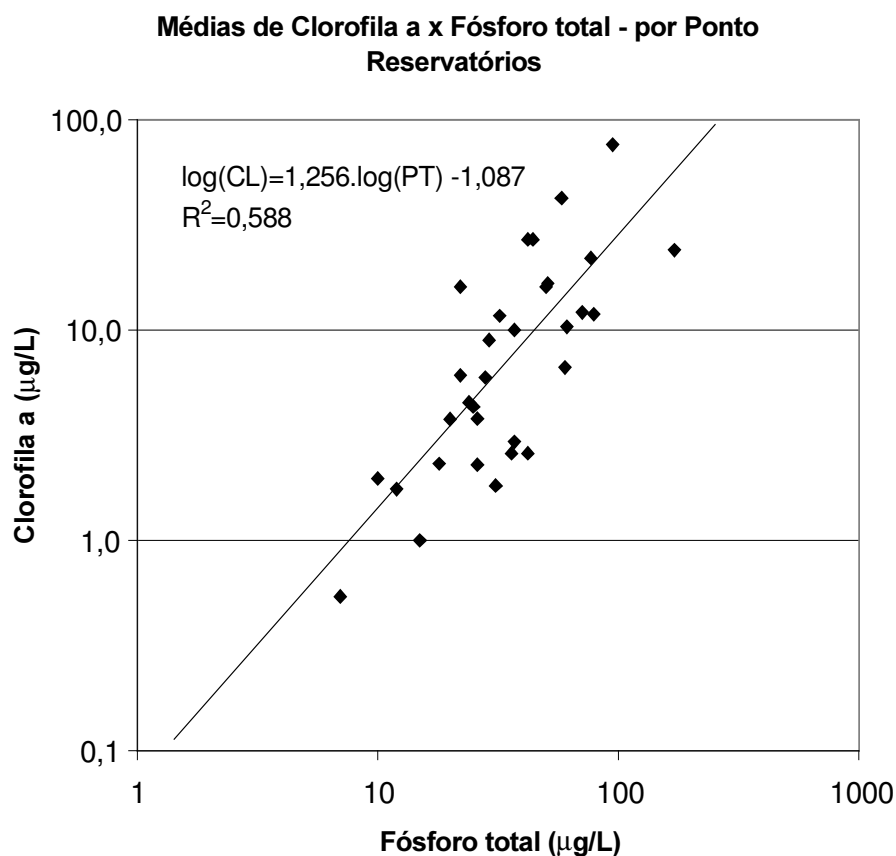


Figura 65 - Média de clorofila *a* versus média de fósforo total para reservatórios.

A equação obtida é:

$$\log_{10} (Cl) = 1,256.\log_{10} (PT) - 1,087$$

$$n= 32 \quad r = 0,77$$

$$E.P. = 0,316$$

#### 4.6.2.2. Clorofila *a* x Ortofosfato Solúvel

Para esta correlação foram consideradas as médias das médias geométricas de cada ponto entre os anos de coleta em que se dispunha de pelo menos três amostras, para ortofosfato solúvel e clorofila *a*. Vários pontos não possuem dados de ortofosfato solúvel, como os pontos 8, 7, 25, 48, 55, 68 e 69, não sendo, portanto considerados nessa análise. Por ficarem sucessivamente fora do limite de predição (95%) e, portanto, não foram considerados no modelo (Fig. 66) os pontos de coleta 60 e 61.



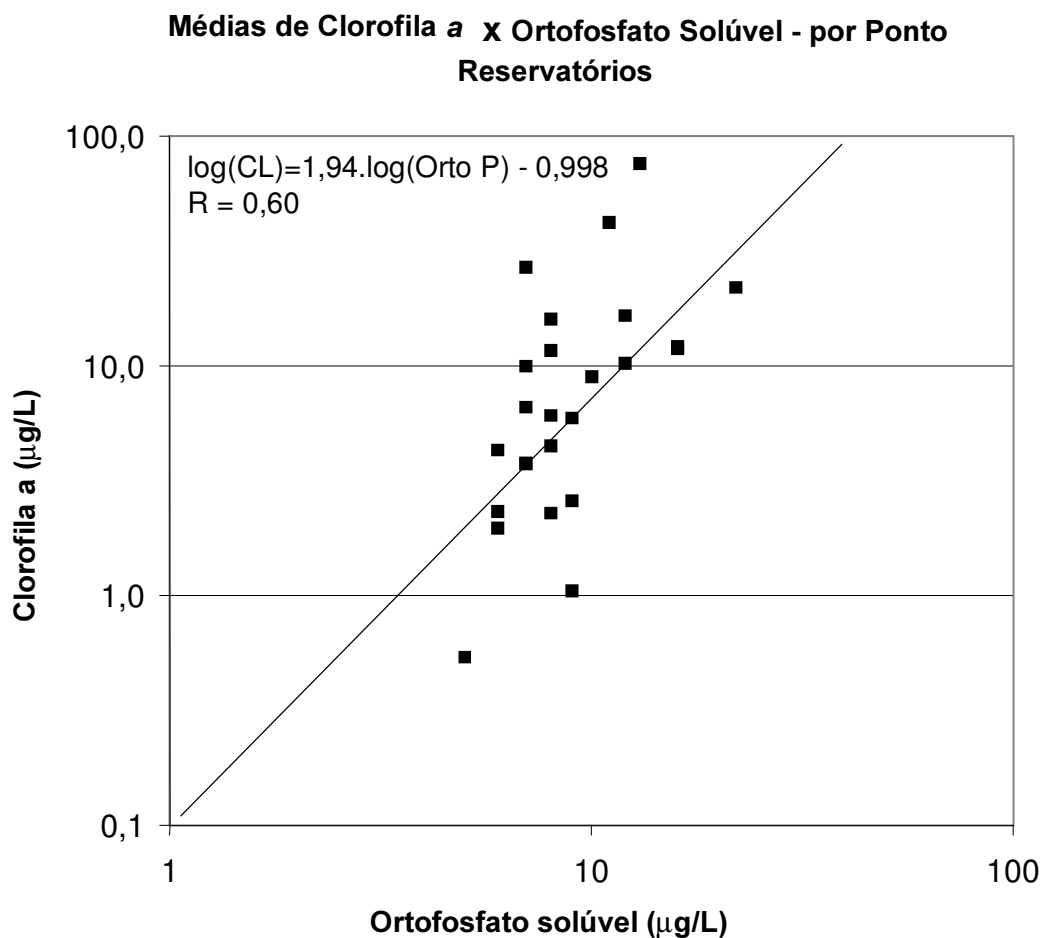


Figura 66 - Relação clorofila *a* e ortofosfato solúvel em reservatórios.

Contrariamente ao que se verificou em ambientes lóticos as concentrações de ortofosfato solúvel, em reservatórios, apresentaram menor correlação com as concentrações de clorofila *a* do que o fósforo total.

A equação obtida é:

$$\log_{10} (\text{Cl}) = 1,94 \cdot \log_{10} (\text{OrtoP}) - 0,998$$

$$r = 0,60 \quad n = 25 \quad \text{E.P.} = 0,403$$

#### **4.6.3. Comparação dos resultados obtidos neste trabalho com dados de outros estudos similares.**

As correlações obtidas para rios e reservatórios podem ser resumidas na figura a seguir, (Fig. 67), com todos os pontos de amostragem, inclusive os que não foram utilizados no modelo, preenchidos em vermelho.

## Clorofila a x fósforo total

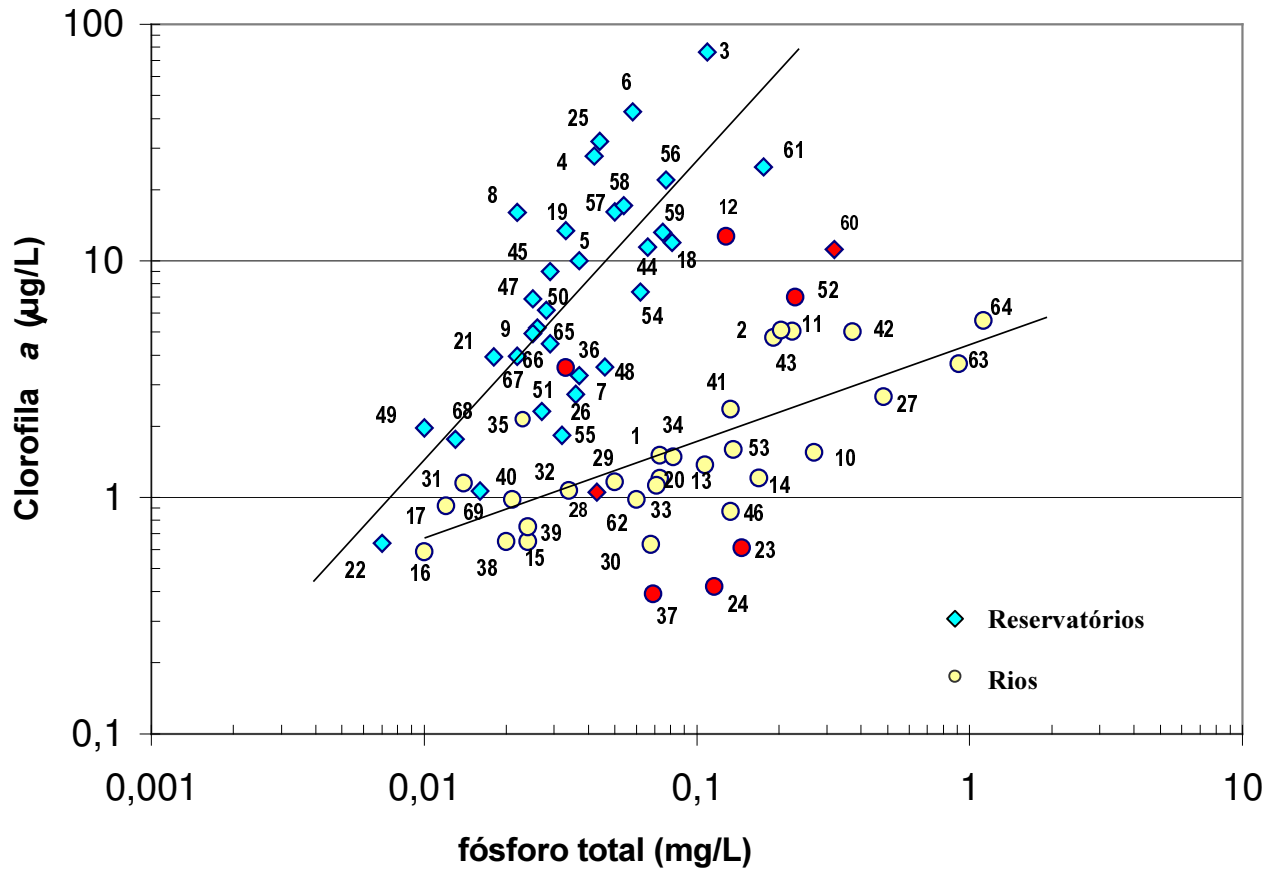


Figura 67 - Relação entre as concentrações de clorofila  $a$  ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) em rios e reservatórios, para os pontos amostrais, realçando em vermelho os pontos não utilizados nos modelos.

Pode-se observar que alguns pontos de rios, como o 36 e 12, parecem se aproximar mais do modelo de reservatórios, assim como o ponto 28 está mais próximo do modelo para rios. Outros pontos, como o 52 e o 60 estão em uma posição intermediária.

Ao se comparar as duas linhas de regressão através de teste ANOVA, (Tabela 29) observa-se que valor de  $P$  é inferior a 0,01 tanto para o intercepto como para o ângulo, podendo-se concluir que há diferença estatisticamente significativa entre as duas retas com grau de confiança de 99%.

Tabela 29 - Comparação entre as duas regressões estabelecidas para rios e reservatórios.

Regressões comparadas		Equações ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ - $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Valores de P	
			intercepto	ângulo
Rios	N=29	$\log_{10}\text{CL} = - 1,087 + 1,256.\log_{10}\text{PT}$		
Reservatórios	N=32	$\log_{10}\text{CL} = - 0,627 + 0,425.\log_{10}\text{PT}$		
Comparação		Graus de Liberdade = 48	0,0000	0,0000

#### 4.6.3.1.Rios.

Dos trabalhos levantados, o estudo de Heiskary e Marcus (2003) sobre rios do Estado de Minnesota (EUA), estabelece uma equação para os anos de 1999 e 2000 entre as concentrações de nutrientes e clorofila *a*, no período do verão, em ambientes lóticos. As equações obtidas para clorofila *a* e fósforo total expressos em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , para os diferentes anos foram:

$$\text{Cl} = 0,34.\text{PT} - 13,2 \text{ (1999)}$$

$$\text{Cl} = 0,44.\text{PT} - 20,0 \text{ (2000)}$$

As equações acima foram testadas para os dados de 2001 do mesmo local e mostraram uma alta concordância. Assim as duas equações podem ser resumidas em uma única:

$$\text{Cl} = 0,4.\text{PT} - 18$$

O trabalho de van Nieuwenhuise e Jones (1996) faz uma revisão dos dados disponíveis de fósforo total e clorofila *a* em 115 rios da Europa e da América do Norte. Os valores de clorofila *a*, além de considerarem apenas o fim da primavera e o verão (maio a setembro), não foram corrigidos para feofitina e foram calculadas as médias aritméticas dos diferentes pontos amostrais. O trabalho encontrou relação entre as concentrações de fósforo total e clorofila *a* e equação encontrada foi:

$$\text{Log}_{10}(\text{Cl}) = -1,65 + 1,99.\text{Log}_{10}(\text{PT}) - 0,28.(\text{Log}_{10}(\text{PT}))^2$$

Este trabalho também procura estabelecer a influência do tamanho da bacia hidrográfica na produção planctônica em rio e conclui que em bacias de menor área ( $100 \text{ km}^2$ ) a velocidade de fluxo (*mean hydraulic flushing rate* –  $\rho$ ) tende a ser maior do que em bacias de maior área ( $100.000 \text{ km}^2$ ) reduzindo a produtividade nas primeiras. Assim verificou-se que em

riachos e rios de menor ordem a produtividade é reduzida, enquanto em rios de maior ordem a mesma concentração de fósforo resulta em maiores valores de clorofila *a*, sendo que em ambientes lânticos esse valor é ainda mais elevado.

A comparação entre as equações de Heiskary e Marcus (2003) (Minnesota) e de van Nieuwenhuise e Jones (1996) (corrigida para clorofila *a*, considerando que em pigmentos totais a relação entre clorofila *a* e feofitina *a* é de 2:1) e a encontrada neste trabalho é apresentada na Figura 68 a seguir.

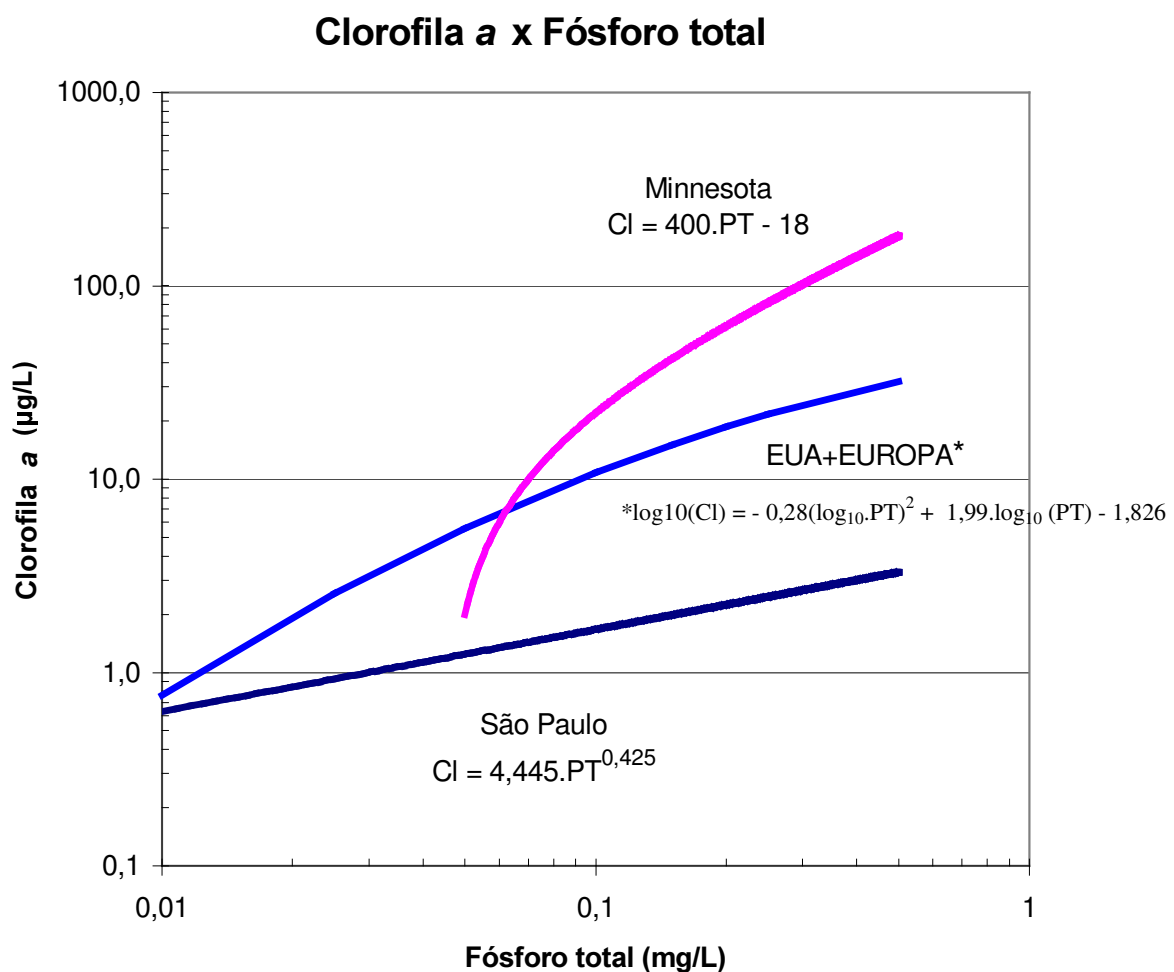


Figura 68 - Relação entre as concentrações de clorofila *a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), em rios, para três modelos distintos.

Pode-se observar que dentre os três modelos, o proposto para os dados de São Paulo é o que apresenta menores valores de clorofila, para a mesma concentração de fósforo e essa diferença aumenta conforme há um aumento na concentração de fósforo. É importante lembrar que a relação entre clorofila *a* e fósforo total para rios tanto do Estado de Minnesota

(EUA), como o proposto por van Nieuwenhuise e Jones consideraram apenas valores do período de crescimento, como é feito para muitos modelos na região temperada. No entanto, mesmo levando em consideração que são valores apenas de primavera-verão, as concentrações de clorofila *a* são superiores as encontradas neste trabalho.

#### 4.6.3.2. Reservatórios

Os três estudos utilizados como referência OECD (1982), Toledo *et al.* (1983) e CEPIS (Salas e Martino, 2001), apesar de aplicaram a mesma metodologia analítica (clorofila *a* por método espectrofotométrico e extração por acetona), optarem pelas mesmas de variáveis (clorofila *a* – corrigida para feopigmentos e fósforo total) e mesmo tratamento dos dados (médias geométricas, de dados anuais das concentrações, por ponto amostral) e serem, portanto, comparáveis, apresentam nas publicações originais, os resultados de maneira distinta (Tabela 30).

O trabalho da OECD (1982) é um marco nos estudos de eutrofização. Este congregou quatro projetos de levantamento de dados na Europa e América do Norte, em ambientes temperados, sendo um deles de lagos rasos e reservatórios. Foram levantados dados de pelo menos um ano, em mais de 125 ambientes, no entanto, na consolidação dos dados estes foram reduzidos. Na comparação entre média geométrica anual de clorofila *a* e de fósforo total, por exemplo, foram calculadas as médias desses parâmetros, por ponto, para 77 ambientes. Alguns foram eliminados da relação, como por exemplo, aqueles cuja relação N:P era menor do que 10, indicando uma limitação por nitrogênio, ou outros que indicaram limitação da clorofila por material em suspensão.

Tabela 30 - Equações obtidas entre clorofila *a* (Cl) e fósforo total (PT) nos diferentes estudos e as mesmas equações compatibilizadas com relação à expressão e às unidades.

	Forma Original da Equação (Cl em $\mu\text{g.L}^{-1}$ - PT em $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Padronização da equação (Cl em $\mu\text{g.L}^{-1}$ - PT em $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Padronização da equação (Cl em $\mu\text{g.L}^{-1}$ - PT em $\mu\text{g.L}^{-1}$ )
OECD, 1982	$Cl=0,28.(PT)^{0,96}$	$Cl=0,28.(PT)^{0,96}$	$Cl=212.(PT)^{0,96}$
Toledo <i>et al.</i> (1983)	$\text{Log}_{10}(Cl)=0,981.(\text{log}_{10}PT)-0,698$	$Cl=0,2004.(PT)^{0,981}$	$Cl=176.(PT)^{0,981}$
CEPIS*	$Cl=332.(PT)^{1,21}$	$Cl=0,0778.(PT)^{1,21}$	$Cl=332.(PT)^{1,21}$
São Paulo	$\text{Log}_{10}(Cl)=1,256.(\text{log}_{10}PT)-1,087$	$Cl=0,0818.(PT)^{1,256}$	$Cl=480.(PT)^{1,256}$

\* (Salas e Martino, 2001; unidades de clorofila em  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e fósforo total em  $\text{mg.L}^{-1}$ )

Pode-se representar todas as equações de uma mesma forma, mas é importante considerar que cada uma delas foi derivada de um diferente universo amostral, tanto com relação ao número

de ambientes considerados (n), e, portanto existem variações inerentes de cada conjunto de pontos considerado, bem como na faixa de intervalo das variáveis. Os valores de clorofila *a* e fósforo total máximos (Cl max e PT max) apresentados na Tabela 31 mostram que os trabalhos de Toledo *et al.* (1983) e CEPIS (Salas e Martino, 2001) consideraram faixas de concentrações menores, tanto para fósforo como para clorofila, do que o trabalho da OECD (1982) ou este trabalho.

Tabela 31 - Relações entre clorofila *a* e fósforo total, valores máximos de clorofila *a* e fósforo total (Cl max e PT max), número de pontos considerados e correlação e erro padrão encontrados nos diferentes estudos.

Unidades = $\mu\text{g.L}^{-1}$ e $\mu\text{g.L}^{-1}$		Cl max	PT Max	n	r	E.P.
OECD	Clorofila <i>a</i> =0,28.(Fósforo Total) <sup>0,96</sup>	80	250	77	0,88	0,251
Toledo	Clorofila <i>a</i> =0,20.(Fósforo Total) <sup>0,98</sup>	30	200	19	0,85	-
CEPIS	Clorofila <i>a</i> =0,08.(Fósforo Total) <sup>1,21</sup>	35	100	20	0,77	4,064
São Paulo	Clorofila <i>a</i> =0,08.(Fósforo Total) <sup>1,26</sup>	77	310	32	0,77	0,73

CL e PT max (concentrações máximas consideradas para cada variável, em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ).

n = número de pontos considerados. E.P. = Erro Padrão

O trabalho do CEPIS (Salas e Martino, 2001) foi uma extensão do trabalho da OECD e contou com dados de dezesseis países, dentre eles o Brasil, com dados de 18 reservatórios, sendo 11 do Estado de São Paulo, dados estes fornecidos pela CETESB.

A equação obtida por Toledo *et al.* (1983) é muito semelhante à obtida no estudo da OECD (1982), com praticamente a mesma inclinação, mas diferente ponto de intersecção (Fig. 69). Pode-se observar que para valores iguais de fósforo total a relação obtida no Brasil apresenta valores menores de clorofila *a*.

## Clorofila *a* x Fósforo Total

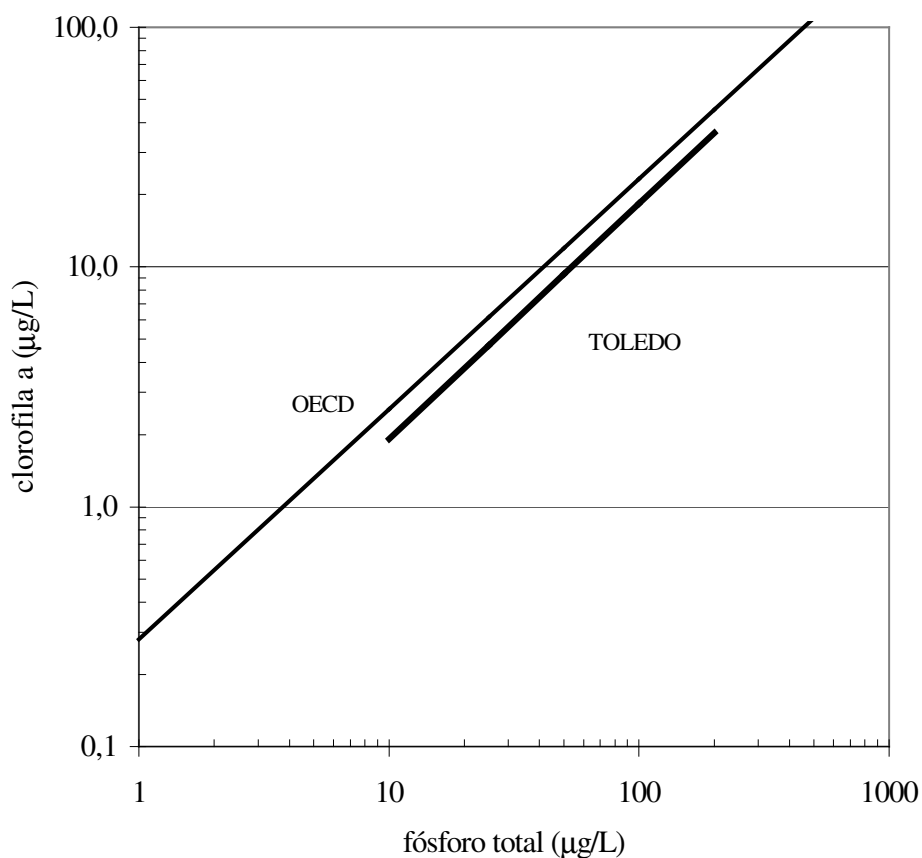


Figura 69 - Comparação entre a equação resultante dos dados dos estudos da OECD (1982) e Toledo *et al.* (1983).

A equação do CEPIS (Salas e Martino, 2001) possui uma maior inclinação do que a da OECD, sendo que a partir de concentrações de fósforo total superiores a  $200\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , os valores de clorofila *a* correspondentes tendem a ser superiores para a equação estabelecida para ambientes tropicais. Essa equação é muito semelhante à derivada neste trabalho (Tabela 31). Pode-se observar que as retas têm a mesma intersecção e praticamente a mesma inclinação.

Ao analisarmos o trabalho de Salas e Martino (2001) observa-se que dos 20 pares de dados utilizados (Anexo 3), para o estabelecimento da reta em questão (Fig. 70), 17 deles representam reservatórios do Estado de São Paulo. Estes dados foram levantados pela CETESB entre os anos de 1978 e 1986. Os outros quatro pontos restantes representam os reservatórios de Funil no Rio de Janeiro, entre 1978 e 1989 ( $F_1$ ,  $F_2$  e  $F_3$ ), e de Lajes ( $L_a$ ). Portanto não há surpresa em encontrarmos uma forte equivalência entre os resultados.

### Dados CEPIS (Salas & Martino, 2001)

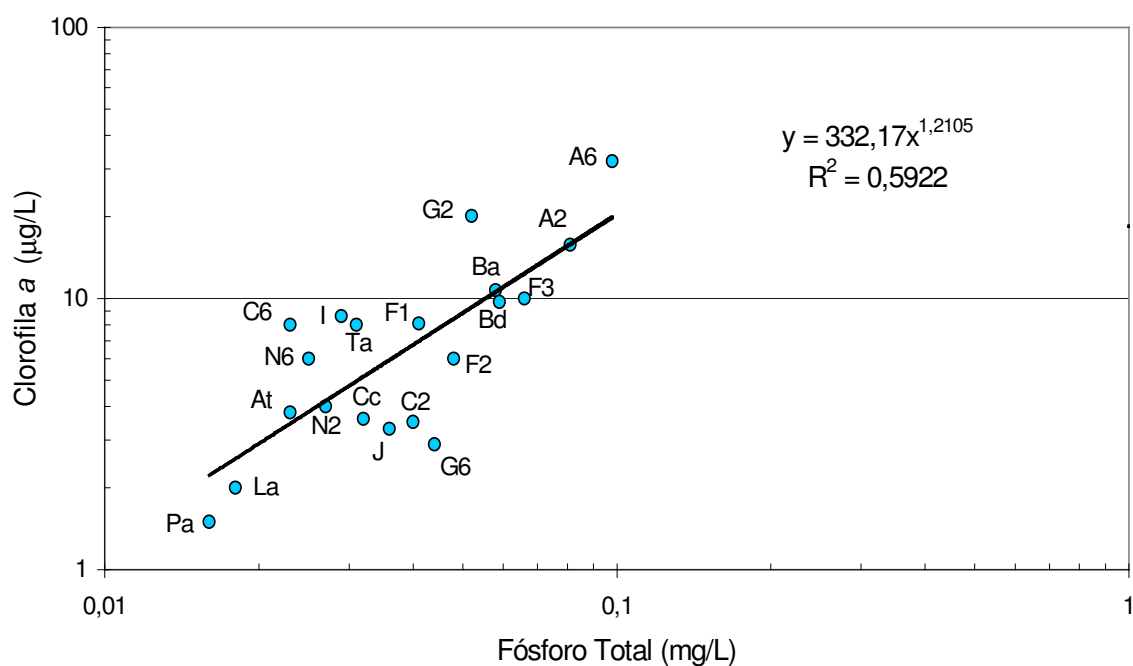


Figura 70 - Clorofila *a* versus fósforo total apresentada no trabalho do CEPIS para lagos tropicais (Salas e Martino, 2001)

A figura a seguir (Fig. 71) apresenta os dados de ambos os trabalhos superpostos assim como as retas resultantes.



### Comparação entre dados São Paulo e CEPIS

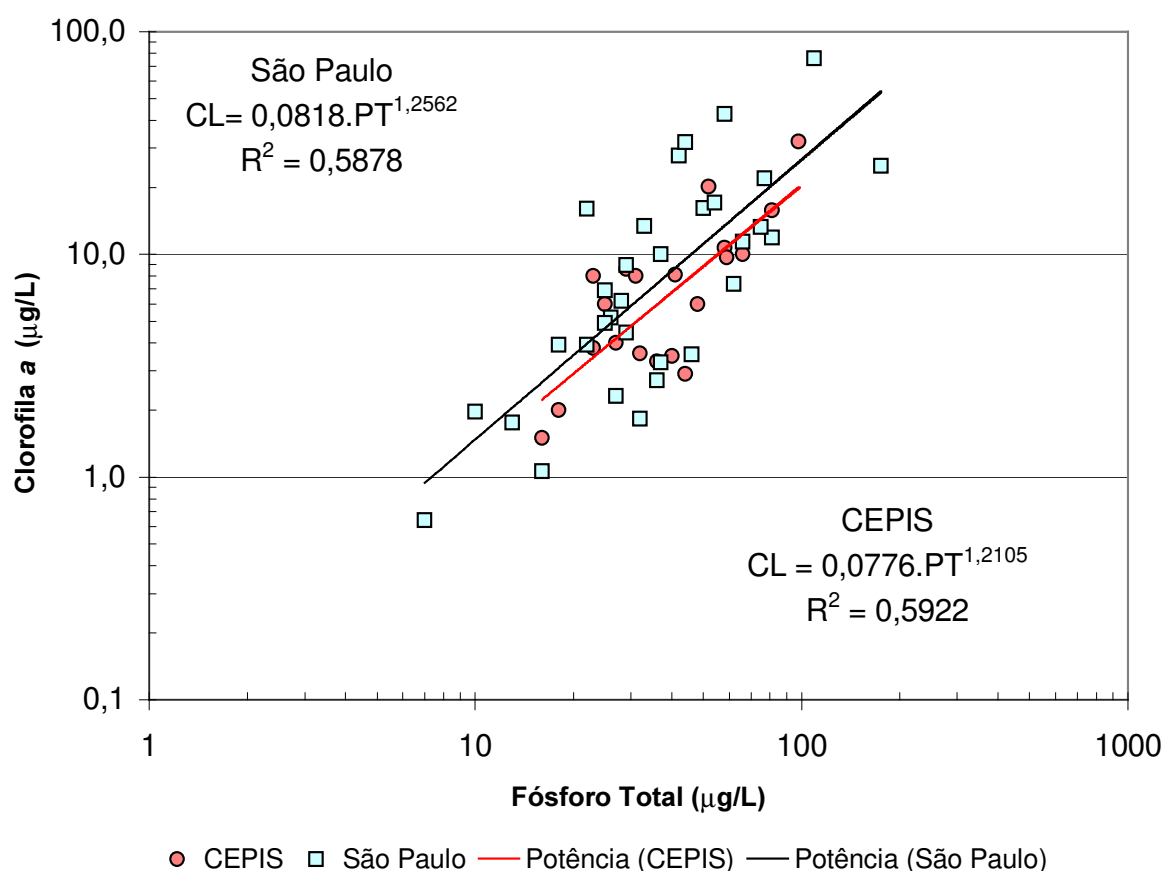


Figura 71 - Comparação entre os dados utilizados em Salas e Martino (2001), CEPIS, com os dados deste trabalho (São Paulo) e suas respectivas retas.

Comparou-se os dados e as respectivas retas desses dois trabalhos por meio de um teste t de Student. Os resultados do teste t estão apresentados na Tabela 32, a seguir.

Tabela 32 - Comparação entre as duas regressões estabelecidas no trabalho de Salas e Martino (2001) = CEPIS e este trabalho (São Paulo).

Estudos testados	Equações ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ - $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Valores de t	
		intercepto	ângulo
CEPIS    n=20	$\log_{10}CL = -1,11011 + 1,2105.\log_{10}PT$	-2,948113	5,112834
São Paulo    n=32	$\log_{10}CL = -1,08713 + 1,2562.\log_{10}PT$	-3,594714	6,540876
Comparação	Graus de Liberdade = 48	-0,14996	0,04757

A partir desses resultados a conclusão é fortemente favorável a que as duas regressões sejam equivalentes.

Como esses dados também se referem a reservatórios do Estado de São Paulo, ou da região Sudeste do Brasil, foram obtidos com a mesma metodologia adotada neste trabalho, com a única diferença de não considerar médias para cada ponto, independentemente do ano de coleta, optou-se por uma fusão dos resultados. Assim, considerou-se um total de 51 pontos, em 26 reservatórios distintos para o cálculo da relação fósforo total e clorofila *a* (Fig. 72).

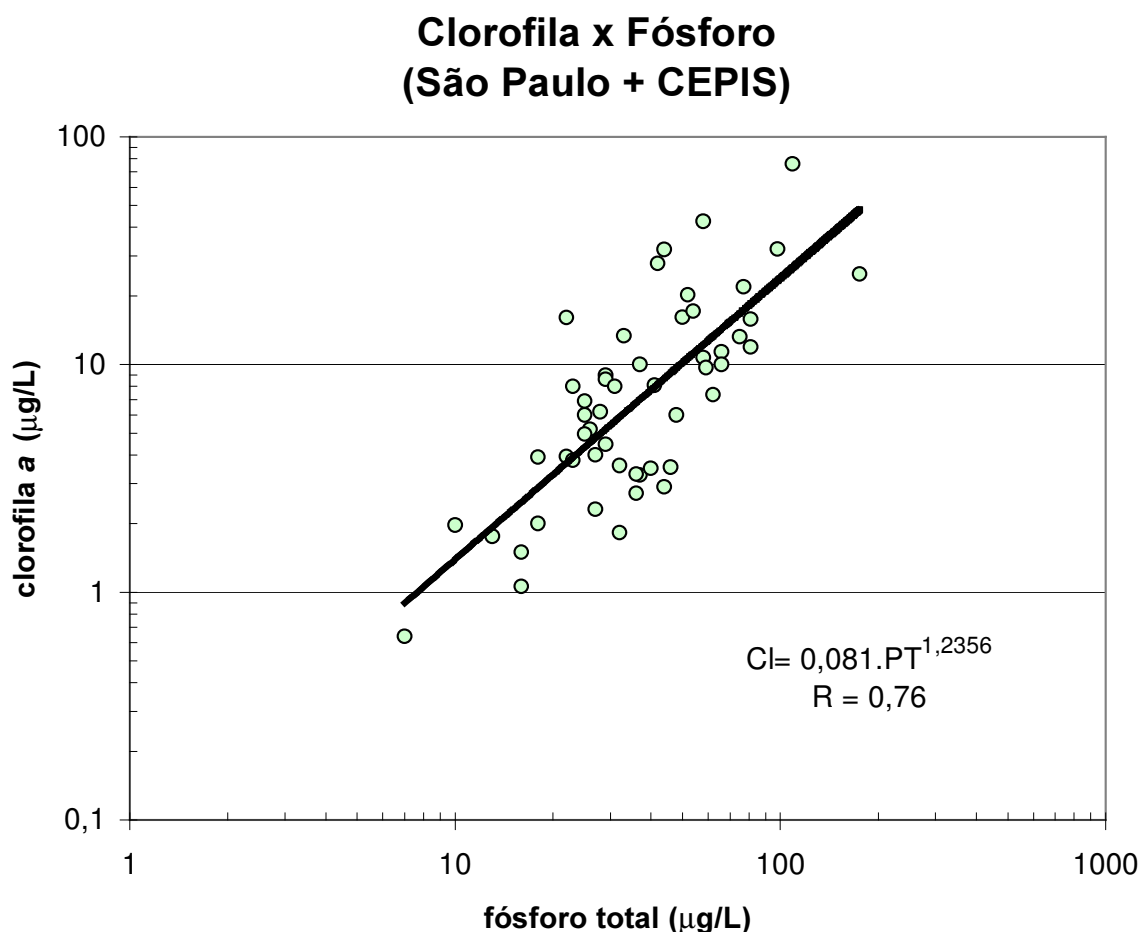


Figura 72 - Relação clorofila *a* e fósforo total para o Estado de São Paulo, incorporando os dados de Salas e Martino (2001).

Obteve-se, assim a seguinte equação que será adotada a partir de agora neste trabalho.

$\log_{10}(Cl) = 1,2356 \cdot \log_{10}(PT) - 1,092$	equação (1.1)
ou Clorofila <i>a</i> = $0,081 \cdot (\text{Fósforo Total})^{1,24}$	equação (1.2)
{ou $\ln(Cl) = -2,5136 + 1,23564 \cdot \ln(PT)$ }	equação (1.3)
$n = 52 \quad R = 0,76 \quad E.P. = 0,282$	

A equação (1.1) obtida neste trabalho apresenta uma maior inclinação do que a da OECD, (Fig. 73), sendo que, a partir de concentrações de fósforo total superiores a  $98 \mu\text{g.L}^{-1}$ , a qual

corresponde a  $23,32\mu\text{g.L}^{-1}$  de clorofila *a*, em ambos os modelos, as concentrações correspondentes tendem a ser superiores às obtidas pela equação estabelecida para ambientes temperados. No entanto, não há uma constatação de que os ambientes tropicais seriam expressivamente mais produtivos do que os temperados.

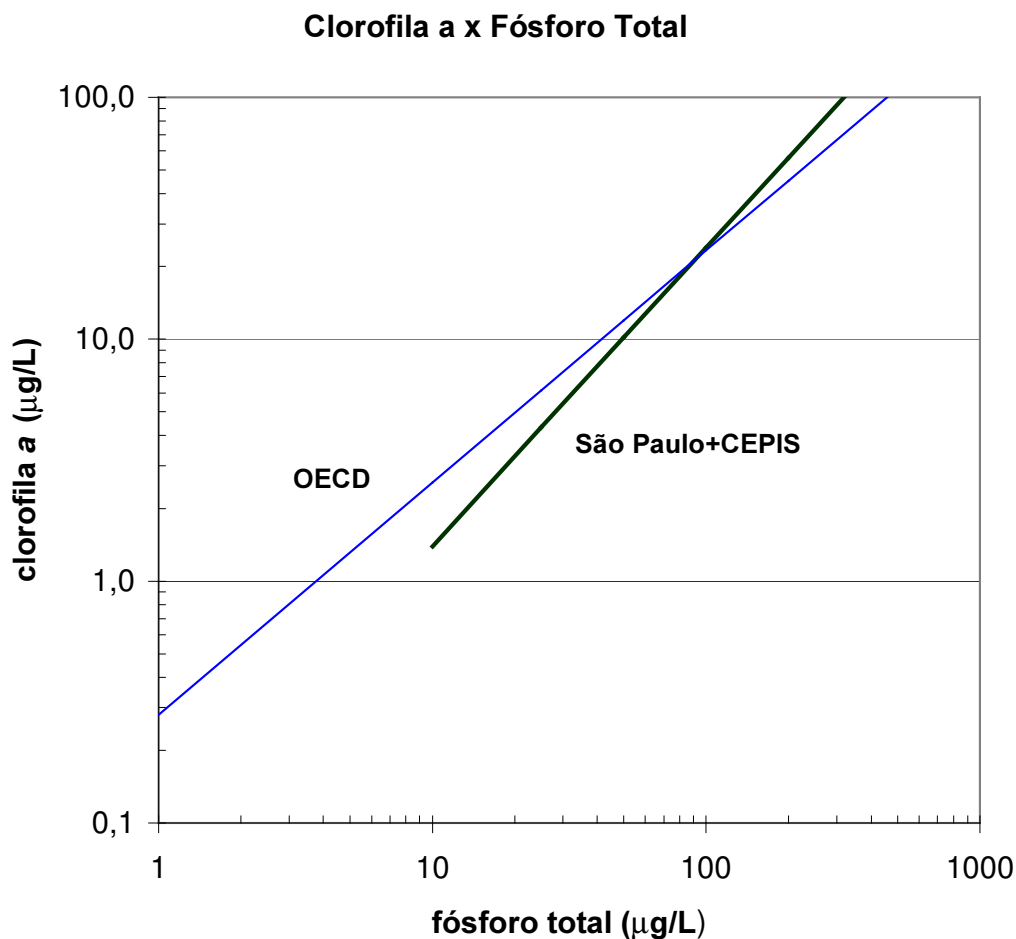


Figura 73 - Comparação entre a equação da OECD e a equação 1.2 (São Paulo + CEPIS).

Os fatores que mais influenciam a produtividade primária são, teoricamente distintos para lagos temperados e tropicais. No trabalho de Salas e Martino (2001), a definição de lagos tropicais adotada foi de ambientes com temperaturas mínimas de  $10^{\circ}\text{C}$  e valores médios anuais de temperatura da água superiores a  $15^{\circ}\text{C}$ . Segundo Lewis (1987) o principal fator que controla a produtividade em lagos temperados é a temperatura, enquanto nos lagos tropicais é a disponibilidade de nutrientes.

A maior eficiência na ciclagem de nutrientes em ambientes tropicais poderia ser explicada por dois fatores: a velocidade com que um nutriente limitante é liberado da matéria orgânica em

decomposição e a taxa com que nutrientes retornam de camadas mais profundas para a zona eufótica.

A espessura do epilímnio (ou camada com mistura diária), depende da intensidade do vento, e do aquecimento, ambos muito mais variáveis em ambientes tropicais, devido às tempestades tropicais, maiores temperaturas e variações climáticas diárias. Assim ambientes tropicais podem ser considerados ambientes menos estáveis. Como a relação entre a densidade e a temperatura da água não é linear, em maiores temperaturas pequenas diferenças entre a camada superficial e a profunda podem representar grandes diferenças de densidade, a ponto de resultar em estratificação, ainda que temporária (Esteves, 1988).

Alguns ambientes lênticos do Estado de São Paulo, com profundidades superiores a 10 metros apresentaram estratificação durante o verão, no período diurno (CETESB, 1993 e 1996), com indicação de circulação completa no período noturno (JPE-EPAL-TAHAL, 1998).

Ambientes eutrofizados que estratificam no verão podem apresentar condições anóxicas nas camadas mais profundas, propiciando assim a liberação do fósforo encontrado nos sedimentos. A avaliação do papel desta carga interna é muito importante em projetos do manejo e recuperação de ambientes eutrofizados, pois o controle das cargas externas pode não ser suficiente para controlar florações de algas.

No entanto, apesar de não ter sido possível a comparação estatística entre o conjunto de dados considerado neste trabalho e o do estudo da OECD (1982), pois estes últimos não estão disponíveis na publicação em questão, fica evidente na figura anterior (Fig. 73) que até concentrações de fósforo total de  $98\mu\text{g.L}^{-1}$ , os ambientes temperados apresentam maiores concentrações de clorofila *a* do que os reservatórios tropicais. Ambientes com esta concentração média anual de fósforo total e a concentração correspondente de clorofila *a* ( $23,32\mu\text{g.L}^{-1}$ ) são normalmente classificados como eutróficos, tanto em regiões temperadas como em tropicais, no entanto, os limites estabelecidos pela OECD (1982) para fósforo total, para as classes oligotrófica e mesotrófica, deverão ser inferiores aos estabelecidos para ambientes tropicais, já que correspondem a maiores concentrações de clorofila *a*.

Uma constatação interessante ao observarmos a figura 66 é a de que os dados do Reservatório Billings destacam-se do conjunto de dados, o que não ocorre com os resultados obtidos para o reservatório de Barra Bonita. Assim, quando os pontos do reservatório Billings são separados

dos demais, estes apresentam uma forte correlação entre clorofila *a* e fósforo total (Fig. 74). Ao compararmos este último modelo com os outros dados deste trabalho, acrescidos dos dados do estudo do CEPIS (Salas e Martino, 2001), transformados para um único dado médio para cada reservatório, e não mais valores anuais como consta do Anexo 3, verifica-se que as retas obtidas apresentam inclinação semelhante, porém com intersecção distinta.

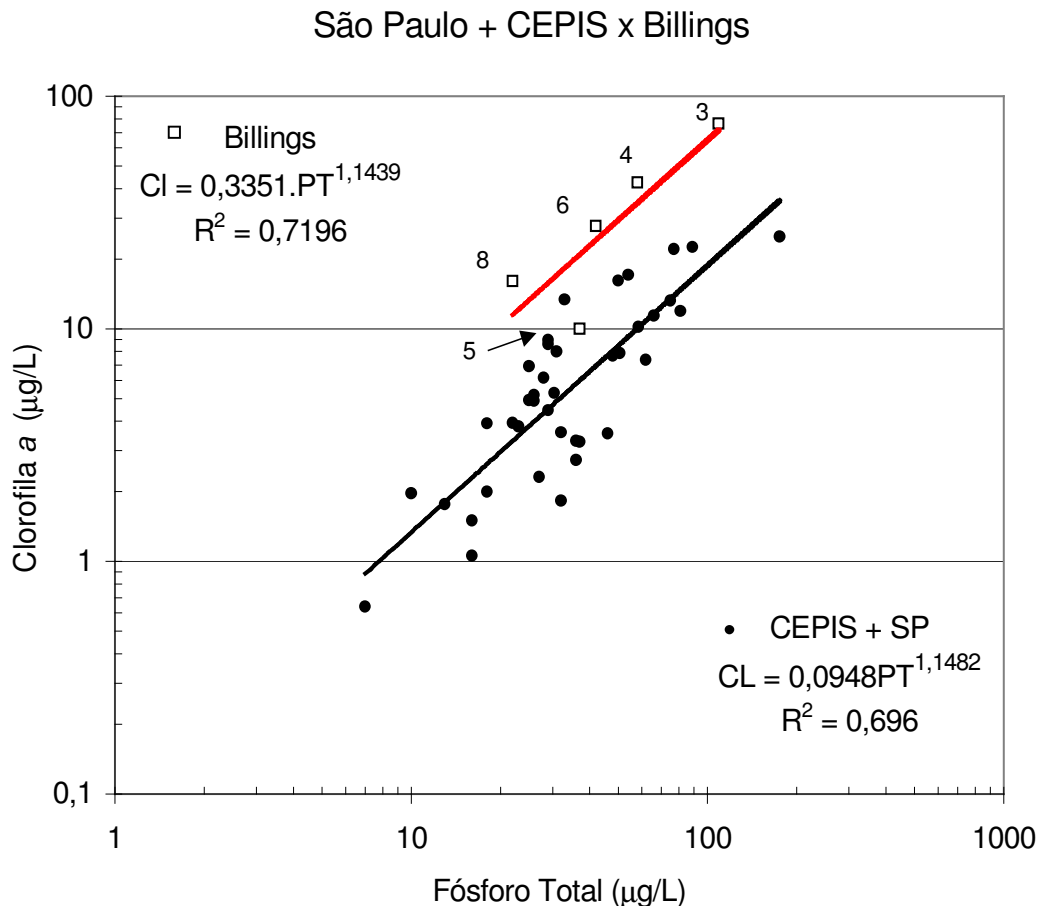


Figura 74- Relação clorofila *a* e fósforo total para o Estado de São Paulo, incorporando os dados de Salas e Martino (2001).

A figura 74 mostra que no reservatório Billings há uma maior produtividade do que em outros reservatórios do Estado, isto é, valores equivalentes de fósforo produzem concentrações maiores de clorofila *a*. Uma das hipóteses para explicar este comportamento é o tempo de residência deste reservatório que será testada no item 4.11.

No entanto, o reservatório Billings não será tratado separadamente dos outros pontos, pois o que se busca é uma relação que possa ser utilizada em todo o Estado.

## 4.7. Clorofila *a* x Transparência.

### 4.7.1. Rios.

A correlação entre clorofila *a* e transparência em rios só pode ser calculada com um número restrito de dados, pois esta última não é uma variável normalmente medida em ambientes lóticos. Apesar de terem sido programadas estas medidas na rede de monitoramento da CETESB a partir de 1999 foram feitas poucas medidas por problemas operacionais decorrentes da alta correnteza dos rios e dos pontos de coleta, que normalmente prescindem do uso de embarcação.

Testou-se assim se a redução da transparência em rios também poderia estar associada a um aumento da biomassa de algas, como proposto para reservatórios. A partir dos dados de clorofila *a* e transparência obtém-se a seguinte equação:

$$\text{Transparência} = 0,613 \cdot \text{Clorofila}^{-1,28} \quad \text{ou} \quad \ln(S) = -1,28 \cdot \ln(CI) - 0,49$$

$n = 16$  e  $R = -0,77$  E.P. = 0,615

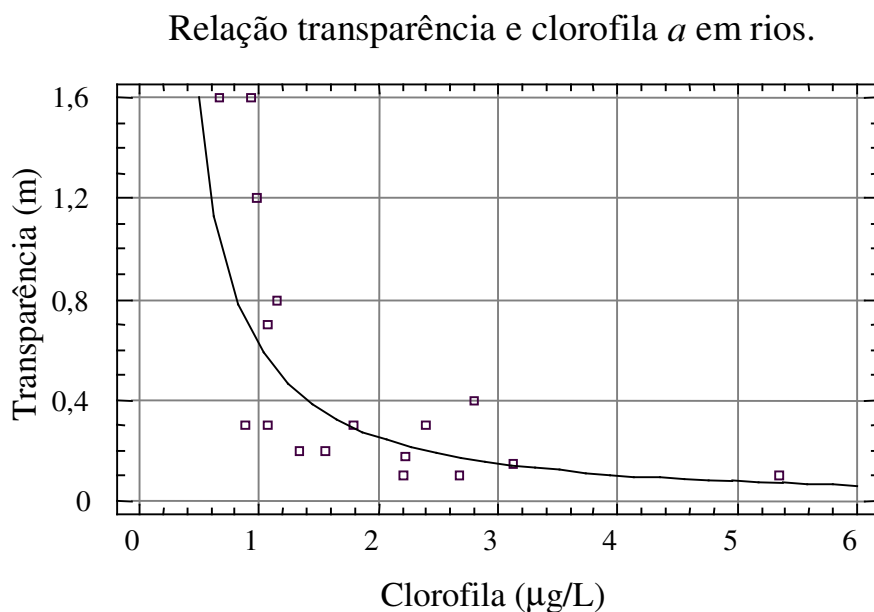


Figura 75 - Relação entre transparência da água e as concentrações de clorofila *a* em rios.

No entanto, devido ao número reduzido de dados, esta equação não abrange toda a amplitude de valores de clorofila *a* encontrados em rios. A aplicação desta equação para valores superiores a 4,3 µg.L<sup>-1</sup>, de clorofila *a*, resulta em valores de transparência, equivalentes, inferiores a 10cm, o que na prática não é mensurável.

Para se incluir nesta relação valores de clorofila *a* superiores a 4,3 µg.L<sup>-1</sup>. optou-se por selecionar as maiores concentrações de clorofila *a* registradas em rios, como os sete valores acima de 30 µg.L<sup>-1</sup>, os quais têm como média 78 µg.L<sup>-1</sup>. À esta concentração equivaleria a menor medida possível de transparência, que é 0,10m. Ao acrescentarmos esse par de dados aos outros disponíveis estabelece-se a equação :

$$\ln(S) = -0,6.\ln(Cl) - 0,7$$

$$n= 17 \quad r=-0,65$$

#### **4.7.2. Reservatórios.**

A correlação entre clorofila *a* e transparência foi estimada como os dados dos pontos para os quais se dispunha de pelo menos quatro pares de dados, resumindo-se aos pontos 3, 4, 6, 9, 19, 50 e 51. O ponto 48 foi excluído por apresentar valores de transparência muito menores que os outros, assim como dois outros pontos fora do intervalo de predição.

Obteve-se a seguinte equação:

$$\text{Transparência} = 2,42.\text{Clorofila}^{-0,33}$$

$$n = 70 \quad R = - 0,82 \quad \text{E.P.} = 0,288$$

### Transparência x Clorofila *a* (Reservatórios)

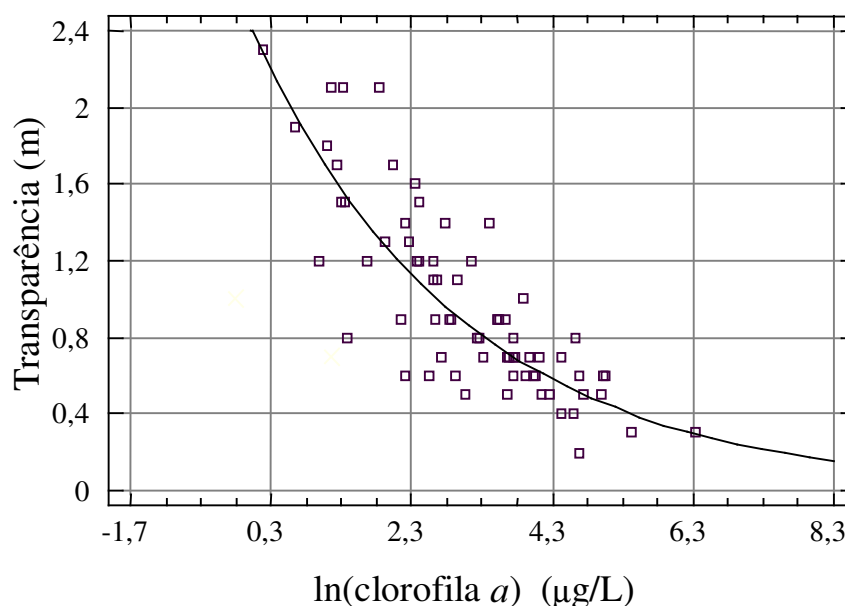


Figura 76 - Relação entre transparência da água e as concentrações de clorofila *a* em reservatórios.

Ao se calcular a correlação entre transparência e clorofila *a*, por ponto, conta-se com um universo restrito de dados relativos ao período de 1999 a 2001. Ao se selecionar apenas os dados pareados e os anos com um conjunto de, pelo menos, três dados de transparência, este universo fica restrito apenas aos pontos 3, 4, 6, 9, 19, 21, 48, 50 e 51, para os quais foi, então, calculada uma média. O ponto 48 (RPRE02200) foi descartado por apresentar os menores valores de transparência e concentrações de clorofila *a*, também muito baixas.

Assim, considerando os dados dos pontos no reservatórios Billings (BILL02100, BILL02500, BITQ00100), das Graças (COGR00900), Guarapiranga (GUAR00900), Jaguari (JAGJ00200) e Itupararanga (SOIT02100, SOIT02900), obteve-se a seguinte equação:

$$\text{Transparência} = 2,49 \cdot \text{Clorofila}^{-0,34}$$

$$n = 8 \quad R = 0,94$$



### Transparência x Clorofila a

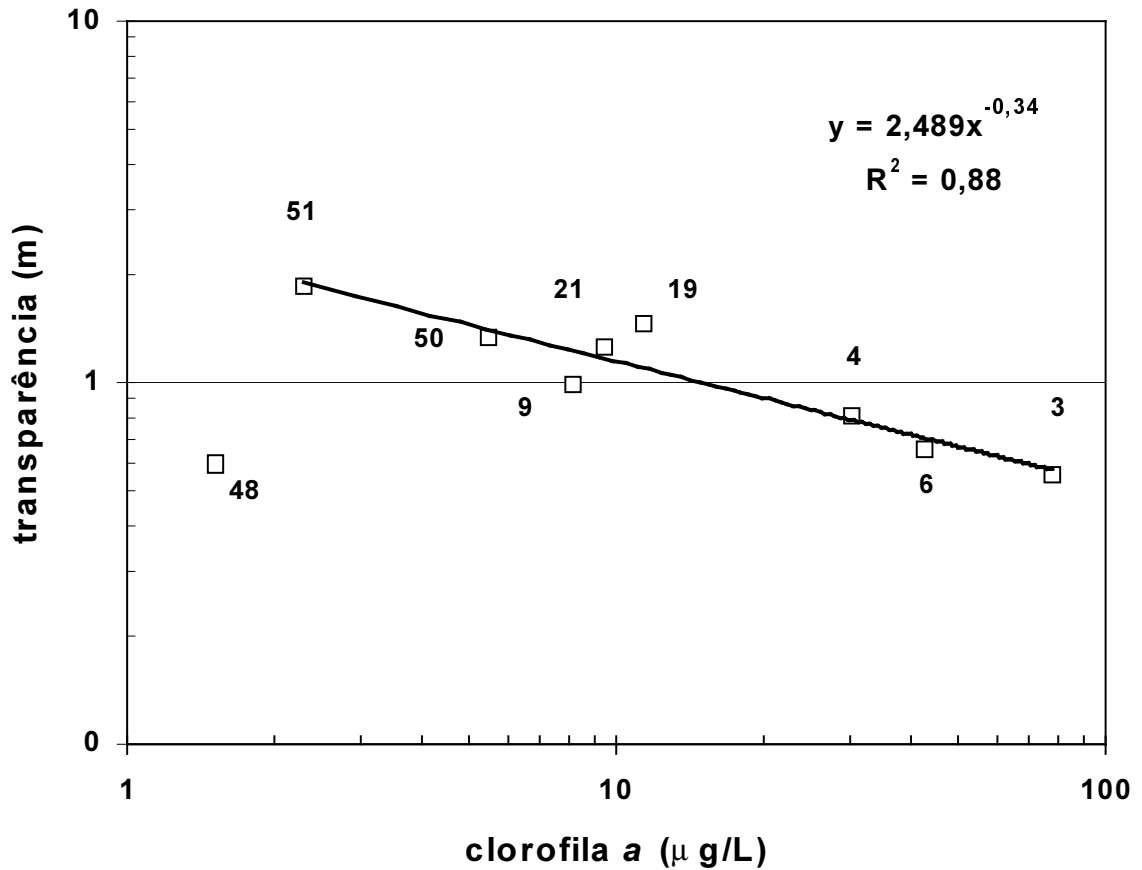


Figura 77 - Relação entre a transparência da água e as concentrações de clorofila *a* em reservatórios, por ponto de coleta.

As duas equações obtidas são muito semelhantes, podendo ser resumidas em:

$$\text{Transpa} = 2,5 \cdot \text{Clorofila}^{-0,34}$$

ou

$$\text{Ln}(S) = 0,92 - 0,34 \cdot \text{Ln}(\text{Clorofila})$$

Ocorre também a correlação entre a transparência e os resíduos totais.

$$\text{Tranaparência} = 3,91 - 0,66 \text{Ln}(\text{Res. Total})$$

$n = 91$  e  $R = -0,63$  E.P. = 0,41

### Relação transparência e resíduos totais em reservatórios.

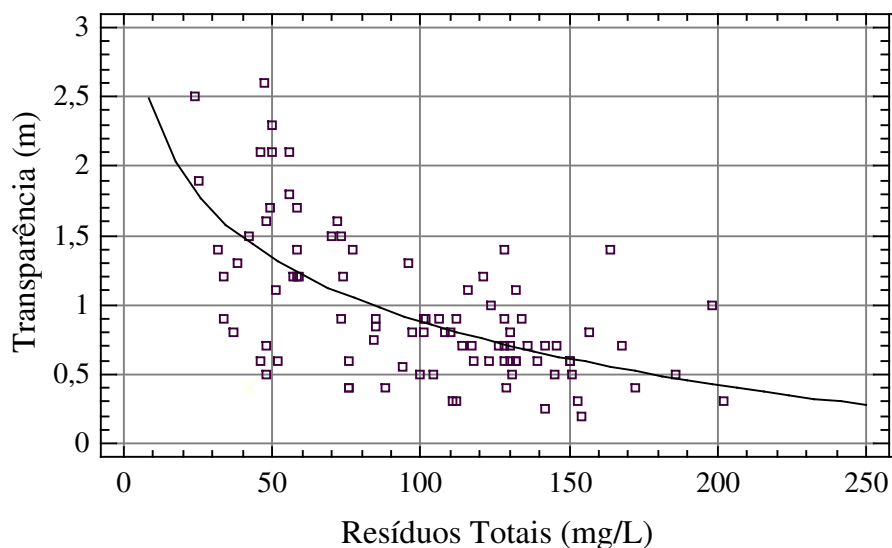


Figura 78 – Relação entre transparência (m) e resíduos totais (mg/L) em reservatórios.

Resíduos totais incluem tanto o material inorgânico como o orgânico presentes em reservatórios, portanto, avalia tanto a própria clorofila *a*, como partículas inorgânicas em suspensão que podem prejudicar a penetração da luz. O que se observa na figura 78, conforme esperado, é que quanto maior for a concentração de resíduos, menor será a transparência.

Para avaliarmos qual o papel da clorofila *a* nas concentrações de resíduos estabeleceu-se a correlação entre essas duas variáveis para o mesmo universo amostral acima testado, ou seja, apenas amostras que também apresentam medidas de transparência (n=91). A figura resultante (Fig. 79) entre clorofila *a* e resíduos totais, apresenta alta correlação, se descartarmos os valores de clorofila *a* menores do que  $3\mu\text{g.L}^{-1}$ .

## Correlação entre Clorofila *a* e Resíduos totais em Reservatórios

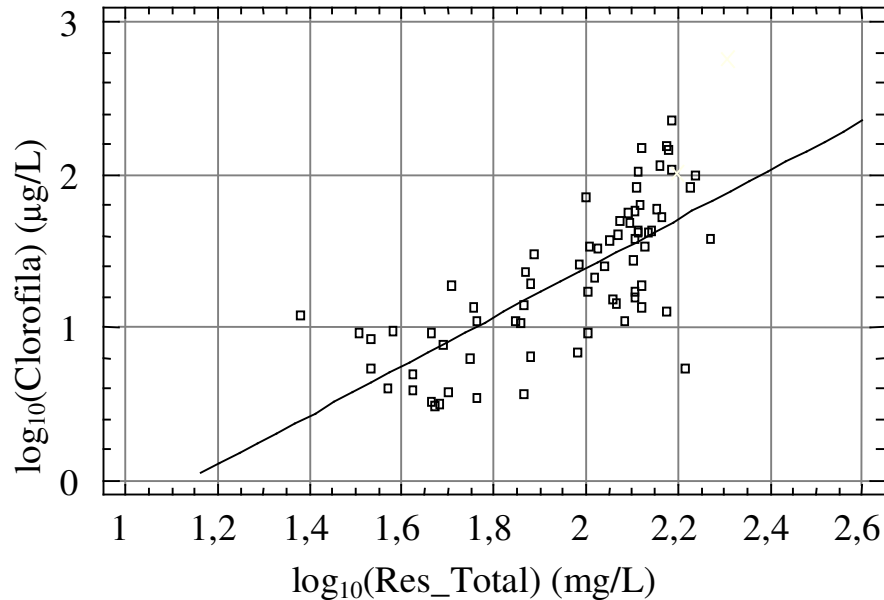


Figura 79 - Relação entre resíduos totais e clorofila *a* (para clorofila *a* >3,0 µg.L<sup>-1</sup>) em reservatórios, apenas para os pontos onde se dispões de dados de transparência.

$$\log_{10}(\text{Clorofila } a) = - 1,83 + 1,61.\log_{10} (\text{Res\_Total})$$

$$n = 71 \quad r = 0,73$$

No entanto, se considerarmos todos os pares de dados entre clorofila *a* e resíduos totais em reservatórios (n=645) há uma baixa correlação entre essas variáveis (R=0,42), o que significa que em alguns ambientes outras partículas em suspensão, que não as algas determinam os resultados de resíduos.

### 4.8. Clorofila x Nitrogênio.

#### 4.8.1. Rios.

Para os dados de clorofila *a* e nitrogênio total foi eliminado o ponto JAGR02800 (ponto 24) por estar fora do limite de predição do modelo.

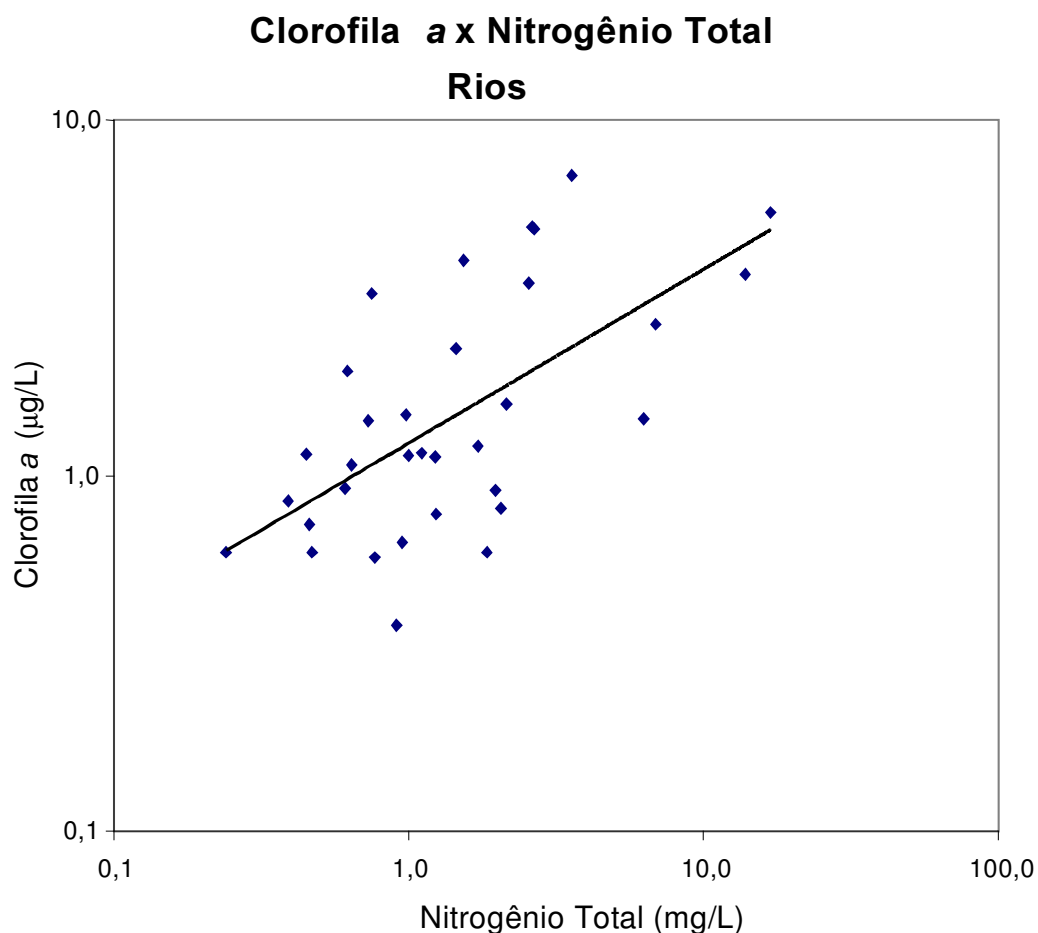


Figura 80 – Relação entre as concentrações de clorofila *a* e de nitrogênio total em rios.

Esta relação resultou na equação abaixo:

$$Cl = 1,34.(NT)^{0,55}$$

ou

$$\log_{10}(\text{Clorofila}) = 0,55.\log_{10}(\text{NT}) + 0,127$$

$$n = 33 \quad r = 0,65 \quad \text{E.P.} = 0,28$$

#### 4.8.2. Reservatórios

Apesar do trabalho de Toledo *et al.* (1984) não ter encontrado uma correlação entre nitrogênio inorgânico e clorofila *a* para o reservatório de Barra Bonita, outros trabalhos como o de Salas e Martino (2001) comparando os valores de nitrogênio total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e clorofila *a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) encontraram a seguinte relação:

$$\text{Clorofila } a = 8,60.(\text{Nitrogênio Total})^{1,47}$$

$$n = 22; r = 0,75, \quad \text{E.P.} = 4,574$$

A partir dos dados deste trabalho, eliminando o ponto 60, estabeleceu-se a seguinte relação entre nitrogênio total e clorofila *a*:

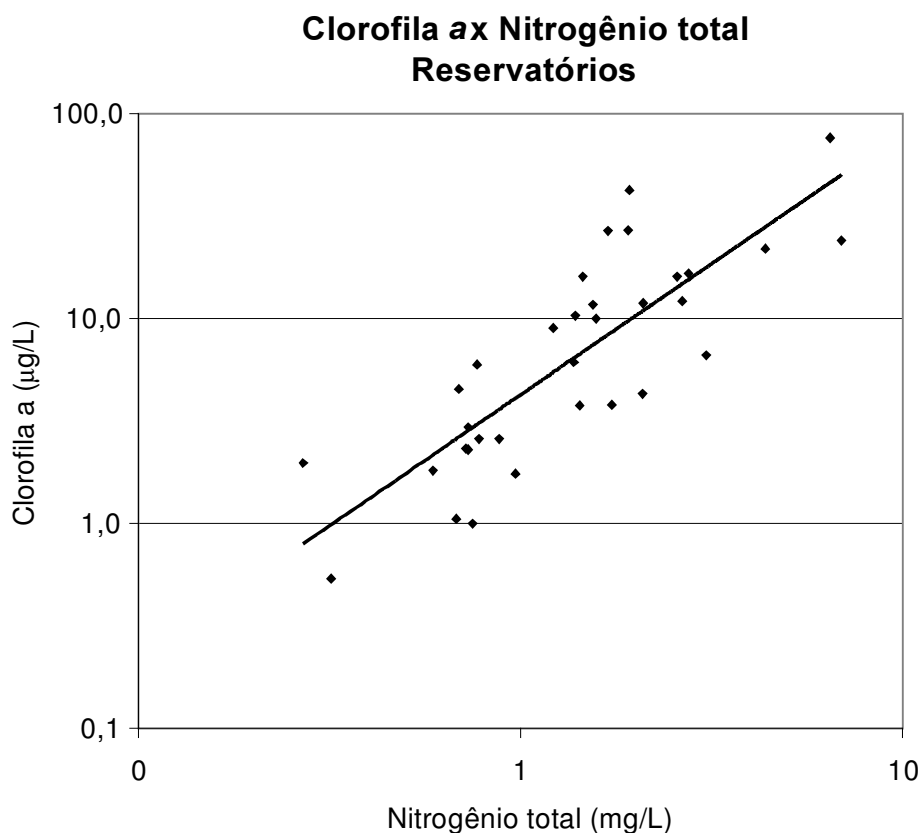


Figura 81 - Relação entre as concentrações de clorofila *a* e nitrogênio total em reservatórios.

$$\text{Clorofila } a = 4,64 \cdot (\text{Nitrogênio Total})^{1,24}$$

$$r = 0,81 \quad n = 32; \text{ E.P.} = 0,678;$$

$$\text{ou } \log_{10}(\text{Cl}) = 1,24 \cdot \log(\text{NT}) + 0,667$$

$$r = 0,81; \quad n = 32; \text{ E.P.} = 0,294$$

#### **4.9. Desenvolvimento de Padrões de Qualidade para Eutrofização**

Uma vez que a eutrofização está relacionada a efeitos negativos para diversos usos das águas, existem diversos trabalhos e legislações que estabeleceram diferentes limites para o que se considera adequado em termos de concentrações de variáveis como clorofila *a*, nitrogênio total e fósforo total. Alguns desses limites são distintos para ambientes lóticos e lênticos, na literatura e a sua aplicação e validade serão discutidas a seguir.

No trabalho de Vollenweider (1968 *apud* Toledo *et al.* 1983) os valores de clorofila *a* para delimitar as classes oligotrófica, mesotrófica e eutrófica eram 2 e 6  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . No trabalho de Toledo (1983), que modificou o Índice de Estado Trófico proposto por Carlson, estabeleceu-se novos valores de clorofila *a* para delimitar essas mesmas classes, quais sejam de 4 e 10  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Ambos os limites foram estabelecidos baseando-se no julgamento dos pesquisadores em questão. No caso do estudo da OECD (1982), também baseado no melhor julgamento, estes valores foram de 2,5 e 8  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Nota-se, portanto uma certa subjetividade na definição desses limites.

A partir de que valores de concentração de clorofila *a* um ambiente pode ser considerado eutrofizado?

O estabelecimento de padrões de qualidade em uma legislação, projeto de manejo ou diretriz consultiva tem por objetivo preservar ou recuperar a qualidade das águas com relação a alguns usos (USEPA, 2000b). O estabelecimento dos objetivos a que se destina um critério, ou critérios, deve ser claro, isto é, qual a meta pretendida ao se seguir esses limites, e em que se basearam os valores estabelecidos.

Com relação ao processo de eutrofização, vários países possuem legislações ou programas estabelecidos para tratar desse problema. O estabelecimento de padrões é sempre polêmico e normalmente, baseado em levantamentos científicos. No entanto, também é influenciado por aspectos econômicos e políticos, nos quais inclui-se a percepção do problema pela população sobre o problema. Segundo Sewell (1978), o estabelecimento de padrões apresenta, *a priori*, três desvios intrínsecos: (1) normalmente os poluentes são tratados isoladamente, não considerando aspectos de sinergia ou antagonismo com outros poluentes; (2) o tempo considerado para se medir o efeito do poluente é sempre limitado, podendo-se subestimar efeitos a longo prazo; e (3) o universo amostral utilizado para estabelecer os valores limite pode não ter amplitude suficiente para incluir ambientes ou organismos mais sensíveis.

O estabelecimento de critérios, numéricos ou normativos, auxilia no estabelecimento de políticas de gerenciamento de corpos d'água. Segundo USEPA (2000b), os critérios numéricos têm como vantagens o fato de serem objetivos e de mais fácil acompanhamento em um eventual programa de recuperação da qualidade das águas.

Os padrões quantitativos são limites máximos ou mínimos estabelecidos para os parâmetros relacionados com a qualidade do ambiente. Estes são fixados por critérios que consideram efeitos que se quer evitar. O estabelecimento desses critérios pode ser baseado em diferentes metodologias. Por exemplo, USEPA (2000b) apresenta três diferentes metodologias que podem ser adotadas no estabelecimento de critérios de nutrientes para rios e riachos, nos Estados Unidos. Estas metodologias se baseiam :

- 1- em adaptações de valores estabelecidos em literatura.
- 2- no melhor julgamento de especialistas ou no estabelecimento de valores basais naturais;
- 3- em métodos preditivos de relações entre as variáveis de interesse, como em regressões entre clorofila *a* e fósforo total ou no estabelecimento de classes tróficas.

#### **4.9.1. Reservatórios**

Carlson e Simpson (1996) fizeram algumas críticas aos modelos utilizados pela OECD (1982). Esses autores discutem as teorias de tipologia, que separam os lagos em tipos, do início do século XX, desenvolvidas por Thienemann (oligotrófico, eutrófico e distrófico) e Naumann (alcalitrófico, argilotrófico, eutrófico, oligotrófico acidotrófico distrófico e siderotrófico). No conceito original de Naumann o grau de trofia estava diretamente relacionado com a produtividade do sistema e a presença de “nuvens” de algas ou mudança de cor do sistema em função do crescimento destas populações (Schäfer, 1985).

Ainda segundo Carlson e Simpson (1996), à medida que os estudos avançaram, foi constatado que diversos ambientes apresentavam características que resultavam em classificações ambíguas, surgindo uma nova miríade de classificações como “oligotrofia morfométrica” ou “dis-acido-sidero-trófico” e outras tantas combinações possíveis, além de termos novos como “mixotrofia”, quando um ambiente apresentava características que pertenciam a diferentes classes. Dos fatores considerados para a classificação do grau de trofia, concluiu-se que o oxigênio hipolimnético, por exemplo, ao invés de depender primariamente da produtividade dos lagos também era afetado pela temperatura e diferentes morfometrias. Lagos tropicais ou com pequeno hipolímnio, por exemplo, mesmo com baixa biomassa algal, podiam apresentar anoxia no fundo.

Mesmo o uso dos modelos probabilísticos que são, aparentemente um avanço em relação aos sistemas de limites fixos, está baseado na premissa de que existem tipos diferentes de lagos e reservatórios, o que pode ser discutido, segundo Carlson e Simpson (1996).

As classificações originais de níveis de trofia foram baseadas na opinião de especialistas, portanto não em critérios quantitativos já estabelecidos. Além disso, em trabalhos como da OECD (1982) e do CEPIS (Salas e Martino, 2001), o estabelecimento das classes de trofia para cada parâmetro foi tratado separadamente, sem que se considerasse a correlação entre eles. Assim, um lago classificado como eutrófico para fósforo pode ser classificado como meso ou mesmo oligotrófico para clorofila. Essa falta de correspondência entre as classificações para cada variável, é uma deficiência séria, pois há uma grande probabilidade de que isso ocorra de fato.

Os modelos simplificados propostos para estimativa de cargas de fósforo total permissiva e excessiva discutidas em Toledo (1984), assim como outros modelos de carga, na realidade estipulam, *a priori*, a concentração final de fósforo total considerada adequada dentro do reservatório. O trabalho de Sawyer (1947, *apud* Toledo, 1984), utilizado nos primeiros modelos de eutrofização, estabelece 10  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e 20  $\mu\text{g.L}^{-1}$  de fósforo total como concentrações médias anuais consideradas permissível e excessiva, respectivamente. O trabalho de Toledo *et al.* (1983) realizou uma revisão desses valores, com base em levantamentos no reservatório de Barra Bonita, sendo estabelecida a concentração média anual de fósforo considerada ideal como 23,7  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , sendo a carga é considerada excessiva a partir de 51,3  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , com base em valores de clorofila a de 4 e 10  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , respectivamente e na relação encontrada entre essas variáveis.

Os modelos preditivos que incorporam o volume do reservatório, as vazões e cargas de entrada, o coeficiente de sedimentação do fósforo, a profundidade do reservatório (Dillon e Rigler, 1974; Rast e Lee, 1978 *apud* IETC-UNEP, 2001) e o tempo de residência, procuram estimar o quanto da carga de entrada estará efetivamente disponível para os produtores primários. A verificação da adequação do modelo proposto é feita através da comparação da concentração de fósforo total no corpo d'água com o valor estimado.

Esses modelos são extremamente úteis para se propor ações de gerenciamento da bacia hidrográfica e redução de cargas. No entanto, deve-se considerar que a a variável crítica na determinação de cargas permissivas ou excessivas de nutrientes é a produtividade primária,



que pode ser estimada através das concentrações de clorofila *a*. É importante lembrar que a maioria desses modelos, assim como este trabalho, não consideram a produção das macrófitas aquáticas, que pode ser muito importante em alguns ambientes.

Thorton e Rast (1993), comparando o modelo OECD com os dados de 133 reservatórios do semi-árido (EUA, África do Sul, Austrália, Argentina, Índia, África e Espanha), encontraram valores limite maiores para a definição da condição eutrófica para fósforo e clorofila *a*, de 50 e 15  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , respectivamente, propondo ainda uma classificação que diferencia os ambientes em 10 tipos, primeiramente por temperatura (ártico, temperado e tropical) e depois por nível de precipitação e latitude. No caso dos ambientes do Estado de São Paulo todos seriam classificados na mesma categoria de “tropicais, alta pluviosidade, tropical chuvoso/úmido-subtropical”.

No trabalho do CEPIS (Salas e Martino, 2001), em ambientes tropicais, os dados considerados foram referentes a 39 pontos para fósforo total, 25 pontos para clorofila *a*, e 24 pontos para nitrogênio total. A amplitude desses valores, bem como sua média geométrica estão relacionados na Tabela 33, a seguir.

Tabela 33 – Amplitude e média geométrica dos dados de fósforo total, clorofila *a* e nitrogênio total, considerados no trabalho do CEPIS (Salas e Martino, 2001).

		<b>n</b>	<b>min-máx</b>	<b>Média geométrica</b>
Fósforo Total	( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	39	10 – 680	66,67
Clorofila <i>a</i>	( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	25	1,5 – 35,2	7,42
Nitrogênio Total	( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	24	475 – 2470	958

A critério dos pesquisadores de cada país envolvidos os reservatórios foram classificados, em quatro classes tróficas, de hipereutróficos a oligotróficos. É interessante notar que a metodologia adotada calculou as médias e distribuições de cada classe para cada uma das variáveis dentro de conjuntos de dados distintos. Além disso, no caso do fósforo total, dos 39 dados disponíveis, quatro foram descartados, sempre por um conceito *a priori* de que às concentrações de fósforo encontradas não corresponderam valores esperados de clorofila. Outros dez pontos, cuja classificação não pôde ser definida pelos pesquisadores de origem em uma única classe, pois ficara, por exemplo, entre eutrófica/mesotrófica, foram reclassificados, segundo as suas concentrações de fósforo e não as de clorofila. Em outros cinco pontos considerados não foram levantados dados de clorofila *a*. Para a clorofila foi utilizado um

conjunto diferente de dados que excluía, além desses últimos cinco pontos citados, mais sete pontos que apresentaram concentrações de clorofila *a* menores ou maiores do que o esperado.

Assim, dos 39 conjuntos de dados compilados, 19 sofreram um segundo julgamento e conseqüente descarte ou reclassificação baseados apenas nas concentrações de fósforo. Se considerássemos todos os 36 conjuntos de dados completos, os valores médios de fósforo e clorofila *a* por classe trófica, poderiam ser bem diferentes dos apresentados (Tabela 34).

Tabela 34 - Média geométrica para as classes tróficas dos dados de fósforo total (PT) e clorofila *a* (Cl) considerados no trabalho do CEPIS (Salas e Martino, 2001), e recalculados com 36 pontos.

Classes	PT( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )		Cl( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	
	CEPIS	36 pontos	CEPIS	36 pontos
Eutrófico	118,7	114,6	17,39	21,78
Mesotrófico	39,6	69,4	6,67	7,24
Oligotrófico	21,3	44,7	3,56	2,74

É preciso considerar que qualquer desses modelos tem variações, conforme o ambiente estudados. No trabalho de recuperação do lago Paranoá em Brasília (DF) (Pinto e Teixeira, 2003), foi estabelecida a carga máxima a partir da equação proposta por Salas e Martino (2001):

$$[\text{PT}] = \frac{\text{Pin} \cdot \text{Tw}}{3 \cdot Z}^{3/4}$$

onde:

[PT]= concentração média de fósforo

Pin. = carga de fósforo afluente ( $\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ )

$T_w$  = tempo de residência (anos)

Z = profundidade média (m)

Partindo-se do modelo do CEPIS para o lago Paranoá considerou-se que a concentração média de fósforo [PT] de  $40\text{mgP.m}^{-3}$ , asseguraria 85% de probabilidade de que este se mantivesse em condições mesotróficas (prática de esportes e lazer). Aplicando-se os dados de profundidade média e tempo de residência relativos àquele ambiente na equação acima, para uma concentração desejada resultante de  $40\mu\text{g.L}^{-1}$  de fósforo, obtém-se que a carga máxima tolerável seria de 171 kg de fósforo por dia. No entanto, neste caso (Pinto e Cavalcanti, 2003),

verificou-se que uma concentração de  $40 \mu\text{g.L}^{-1}$  de fósforo, resultaria em uma concentração de  $57 \mu\text{g.L}^{-1}$  de clorofila *a*, segundo a equação obtida para o lago Paranoá:

$$Cl = 61.\ln(PT)-167,6$$

Estas concentrações são muito superiores aos valores definidos para ambientes mesotróficos pelo modelo do CEPIS, ou seja,  $10 \mu\text{g.L}^{-1}$  de clorofila *a*. Para que o reservatório apresentasse uma concentração média de  $10 \mu\text{g.L}^{-1}$  de clorofila *a*, segundo a equação acima a concentração média de fósforo não poderia ser superior a  $18 \mu\text{g.L}^{-1}$ , resultando, portanto, em uma carga crítica de fósforo de 100 kg P/d.

Neste estudo utilizou-se ainda o conhecimento da heterogeneidade espacial do reservatório, pois havia sido verificado que um dos braços concentrava boa parte da carga de fósforo afluyente e era responsável pela ocorrência de florações de algas, funcionando como um “berçário”, sustentando altas densidades em todo o reservatório. Assim, estabeleceu-se uma carga limite específica para esse local, sendo que a carga crítica para todo o reservatório pode ser estabelecida em 171 kg de fósforo por dia, resultante da aplicação do modelo do CEPIS.

Este estudo exemplifica a utilidade do modelo do CEPIS, mas enfatiza a necessidade de se conhecer as peculiaridades dos ambientes avaliados para que se encontre uma solução satisfatória.

Thorton (1990) discute diferentes escala de estudo de ecossistemas de reservatórios: a escala geológica, que considera características geológicas e climatológicas das áreas de ocorrência de reservatórios, a macro-escala, que considera a bacia hidrográfica, a meso-escala que ocorre dentro do reservatório, além da micro-escala, que inclui, dentre outras, a produtividade primária, as relações predador-presa e as reações de oxi-redução.

Dentro de um reservatório, considerada meso-escala por Thorton (1990), são definidas três zonas distintas, uma inicial considerada lótica, uma intermediária de transição e uma verdadeiramente lacustre, na porção final próxima à barragem. A zona inicial, aonde desaguam os rios formadores dos reservatórios, tem como característica uma grande quantidade de partículas em suspensão, que limitam a penetração de luz e a produção primária. Apenas o ponto 60, em Barra Bonita, se enquadraria nesta descrição, os outros pontos seriam mais próximos da zona de transição.

O reservatório Billings, por ter uma dinâmica *sui generis*, não possui uma região considerada lótica, pois na porção inicial, aonde são bombeadas as águas do rio Pinheiros, já não há mais uma zona de velocidade elevada das águas para manter em suspensão o material particulado por muito tempo.

De um modo geral pode-se observar a existência de dois gradientes espaciais decrescentes das concentrações de fósforo e clorofila *a*, o primeiro existe dentro do corpo do reservatório e o segundo ao longo de reservatórios sequenciais dispostos em uma cascata.

Nos reservatórios Billings, Itupararanga, Jaguari e Barra Bonita, para os quais há mais de um ponto de amostragem, foi possível observar que a maior concentração de fósforo e, conseqüentemente, de clorofila *a*, ocorre na região de entrada de seus rios formadores, considerada semi-lótica, havendo um decréscimo em ambas as variáveis em direção à barragem. Este fenômeno, no entanto, não pode ser observado nos reservatórios Guarapiranga e Três Irmãos, pois, apesar do ponto de amostragem mais próximo aos formadores apresentar maior concentração de fósforo total, a de clorofila *a* foi menor do que na região mais próxima da barragem, possivelmente devido a algum fator limitante na porção inicial desses dois ambientes.

Em Barra Bonita, no ponto 60 (TIBT02100), no início do braço do rio Tietê, apesar das altas concentrações de fósforo, também apresenta algum fator que limita a sua produtividade, possivelmente a presença de material suspenso que reduz a transparência no local, uma vez que este ponto, dentre os coletados em reservatórios, foi o que apresentou o maior valor médio de Resíduos Totais (210,3 mg.L<sup>-1</sup>). A entrada do rio Piracicaba e outras características físicas do reservatório Barra Bonita também parecem interferir no corpo d'água alterando ligeiramente o gradiente interno, uma vez que, no ponto mais próximo da barragem, foi encontrada uma média maior para clorofila *a* do que em pontos no meio do corpo central.

Ao se alterar a escala de avaliação do comportamento interno para um conjunto de reservatórios, observa-se na cascata do Médio Tietê, um gradiente negativo das concentrações de fósforo e clorofila *a* ao longo do curso do rio. Isto é, há uma gradativa diminuição nas concentrações dessas variáveis ao longo dos reservatórios de Barra Bonita, Bariri, Ibitinga e Promissão, em direção ao interior do Estado, apesar de ser mantida relativamente íntegra a correlação entre elas. O trabalho de Barbosa *et al.* (1999) já mostra esse comportamento na região em questão. Aquele trabalho analisou amostras de fevereiro de 1998 ao longo do médio

Tietê e também encontrou esse gradiente, apesar de seus dados de clorofila e fósforo para Bariri serem superiores aos de Barra Bonita, fato que não se confirmou quando se considerou um número maior de dados (Fig. 64). Assim, o Conceito de Contínuo em Reservatórios em Cascata proposto no trabalho citado parece ser confirmado pelos dados da Rede de Monitoramento de 1996 a 2001.

#### **4.9.2. Rios**

Muitos trabalhos de avaliação da eutrofização em rios estão baseados no estudo da clorofila bentônica ou em bioindicadores do perifíton (Dodds *et al.*, 1998), como as diatomáceas, (Kelly e Whitton, 1997). No entanto, estas variáveis só podem ser aplicadas para os rios de alto gradiente (rios e riachos de corredeira), em geral nas porções iniciais dos rios, com alta transparência e fundo pedregoso. Em rios de planície, como é o caso de boa parte dos ambientes lóticos do Estado de São Paulo, em virtude do transporte de material em suspensão, da granulometria dos sedimentos e da maior profundidade, que são fatores limitantes para o perifíton, estas variáveis são inadequadas para essa avaliação. Os pontos de monitoramento em rios da CETESB, nos quais é avaliada clorofila *a*, estão basicamente todos localizados em regiões de planícies, de baixo gradiente, e com altas concentrações de material em suspensão, portanto descartando o uso da comunidade perifítica na avaliação de sua eutrofização. Assim, optou-se por utilizar a comunidade planctônica como indicadora do grau de trofia dos rios avaliados.

No entanto, o uso da comunidade fitoplanctônica como indicadora do grau de eutrofização em rios de baixo gradiente pode ser questionado, uma vez que as características que limitam as algas bentônicas também limitam a camada eufótica e, conseqüentemente, a produtividade do sistema.

A adequação do uso dessa comunidade passa ainda pela discussão, que teve início no final do século XIX, sobre a existência ou não, de um “potamoplâncton”, ou seja, uma comunidade efetivamente de origem lótica. Segundo Hynes (1972), muitos trabalhos demonstravam que diversos organismos tinham como origem lagoas marginais ou lagos a montante. Este autor, em uma revisão de trabalhos em ambientes lóticos, conclui que esses ambientes exibem uma gama de características distintas, mas que os rios de grande porte sustentam uma verdadeira comunidade planctônica. Salienta ainda que estes ambientes são mais instáveis, com

predominância do fitoplâncton sobre o zooplâncton, sendo assim distintos de ambientes lênticos.

Alguns estudos utilizaram, com sucesso, a comunidade fitoplanctônica como indicadores de qualidade em rios. Ahearn *et al.* (2004) estudando rios da Bacia de Cosumnes, em uma região descrita como uma das últimas bacias sem represamentos do Estado da Califórnia (EUA), verificaram a substituição de algas bentônicas por fitoplâncton a medida que ocorre um aumento na turbidez das águas, decorrente da ocupação humana e trechos de rio de menor gradiente. Estes autores encontraram correlação positiva entre a concentração de clorofila *a* e área de cobertura urbana das micro-bacias avaliadas. A ocupação agrícola não apresentou correlação, pois, segundo os autores, apesar de contribuir com nutrientes, a entrada de material em suspensão e conseqüente redução de penetração de luz, inibe a produtividade primária. Os valores médios de clorofila *a* atingiram concentrações superiores a  $8\mu\text{g.L}^{-1}$ , nas regiões mais urbanizadas, que apresentam despejos de Estações de Tratamento de Esgotos.

O trabalho acima corrobora estudos em ambientes lóticos que estabeleceram o conceito de contínuo fluvial no qual o transporte de material orgânico, inclusive de contribuição alóctone, influencia a produtividade e ciclagem de nutrientes ao longo de todo o ecossistema, esperando-se uma maior contribuição autóctone na porção inferior dos rios, a medida que aumenta a sua largura e profundidade (Vannote *et al.*, 1980).

No entanto, em rios altamente regularizados e muitas vezes sem a presença de mata-ciliar, responsável pela contribuição alóctone, mas com a adição de nutrientes decorrente da ocupação humana, o papel do fitoplâncton é ampliado, a ponto de ser considerado indicador adequado para a eutrofização em ambientes lóticos (Dodds *et al.*, 1998).

Heiskary e Marcus (2003) estudando rios do estado de Minnesota (EUA), verificaram uma substituição das algas bentônicas pelas fitoplanctônicas em águas mais enriquecidas por nutrientes, sendo que em ambientes com maior turbidez e eutrofizados foi verificada a dominância por cianobactérias. Naquele estudo, as concentrações médias de clorofila *a*, medidas nos verões de 1999 e de 2000, superam  $10\mu\text{g.L}^{-1}$  em aproximadamente 70% dos pontos amostrados, chegando a valores de até  $120,3\mu\text{g.L}^{-1}$ .

O trabalho de Dodds *et al.* (1998) estabelece limites para clorofila *a*, nitrogênio total e fósforo total de rios da Nova Zelândia e Estados Unidos. A metodologia adotada foi de construir uma

distribuição cumulativa de frequências e definir a concentração limite do terço inferior como o limite entre as classes oligo e mesotrófica e a concentração limite do terço superior como o limite entre as classes meso e eutrófica. Como resultado, o universo amostral seria dividido em três conjuntos de tamanho semelhante, cada um representando uma classe de trofia. Os autores ressaltam que este método é altamente dependente do universo amostral utilizado, mas consideraram que o número de dados era suficientemente elevado para ser representativo. A mesma metodologia foi aplicada aos dados de lagos e reservatórios (Tabela 35). Para este trabalho, os autores consideraram apenas medidas da estação de crescimento, sem especificar se esta incluía tanto a primavera quanto o verão.

Tabela 35 - Concentrações limites entre as classes tróficas, obtidas no trabalho de Dodds *et al.* (1998).

Ambiente	Variável	Oligo - meso	Meso - eutrófica	n
Lóticos	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	10	30	292
	Nitrogênio Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	700	1500	1070
	Fósforo Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	25	75	1366
Lênticos*	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	8	25	403
	Nitrogênio Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	500	1260	403
	Fósforo Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	25	71	403

\* (309 lagos e 94 reservatórios)

A relação entre a clorofila *a* máxima e média em reservatórios foi de 2,6 no trabalho da OECD (1982), enquanto Dodds *et al.* (1998) encontraram uma razão superior para essa relação em rios. A razão encontrada foi de 4,52, sendo que os autores atribuíram essa diferença à maior variabilidade sazonal dos sistemas lóticos e a ocorrência de um tipo de enchente (“scouring floods”) que carrega material, inclusive de origem bentônica. No entanto, utilizando os dados deste trabalho o valor encontrado para a relação clorofila *a* média e máxima, em 34 pontos de rios foi de 2,9 (d.p.=1,3 e n=34), se não considerarmos o ponto CPIV02900, para o qual só existe um ano de dados e a relação clorofila *a* média e máxima é igual a 13.

#### 4.9.3. Diferentes padrões de qualidade de água para nutrientes e clorofila *a* e métodos de cálculo.

Foi feito um levantamento de diferentes padrões de qualidade para os nutrientes e a clorofila *a* adotados em legislação ou como valores orientadores, por outros países, bem como das metodologias adotadas na derivação dos diferentes valores, quando estas estavam disponíveis.

#### 4.9.3.1. E.U.A.

Nos Estados Unidos, a Agência Ambiental Federal, USEPA (United States Environmental Protection Agency ) publicou em junho de 1998 (USEPA , 1998) a Estratégia Nacional para o desenvolvimento de Critério Regional para Nutrientes. Esta nova diretriz para que os Estados proponham um critério de nutrientes decorre em parte do resultado do levantamento Nacional sobre Qualidade das Águas de 1996 (*The National Water Quality Inventory: 1996 Report to Congress Executive Summary*), o qual cita os nutrientes (nitrogênio e fósforo) com uma das principais causas de deterioração de rios, lagos e reservatórios norte-americanos. Dentre os rios 40% foram considerados prejudicados devido à eutrofização, 51% dos lagos e 57% dos estuários avaliados também apresentavam efeitos adversos similares.

Os Estados Unidos tinham anteriormente apenas critérios para nitrato ( $10 \text{ mg.L}^{-1}$ ), baseados em efeitos para a saúde humana e animal e prevenir super-enriquecimento e para fósforo em estuários ( $0,10 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$  de fósforo elementar) baseado em efeitos tóxicos em organismos marinhos e não para prevenir a eutrofização. Havia ainda a seguinte recomendação para os valores de fósforo total (USEPA, 1986):

- Não mais do que  $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$  para rios e riachos, que não desaguam em reservatórios;
- Não mais do que  $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$  para rios e riachos, que desaguam em reservatórios;
- Não mais do que  $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$  para reservatórios.

O documento de 1996 partia de algumas premissas como :

- Desenvolvimento de um critério regional e diferenciado para corpos d'água com características distintas (com rios e reservatórios), baseado em dados pré-existentes;
- Estabelecer metas a serem cumpridas visando reduzir as cargas de nutrientes e reduzir a eutrofização;
- Monitorar e avaliar a eficiência dos programas de manejo das diferentes regiões.

Para estabelecer os critérios regionais foram utilizadas duas metodologias distintas:

1. Estabelecimento de valores basais naturais, através da seleção de corpos d'água pouco ou minimamente impactados e utilização do percentil 75 da distribuição obtida com seus dados.



2. Levantamento de todos os dados de nutrientes da região e estabelecimento do percentil 25 da distribuição obtida com esses dados.

Os resultados obtidos para as 14 ecorregiões (I a XIV) neste levantamento USEPA (2002) estão resumidos na Tabela 36.

Tabela 36 - Amplitude dos critérios regionais obtidos para clorofila, fósforo, nitrogênio, transparência ou turbidez, para rios/riachos e lagos/reservatórios nas 14 ecorregiões norte-americanas, (USEPA, 2002).

		Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Fósforo Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Nitrogênio Total ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Penetração de luz como:	
					Turbidez (UNT)	Transparência (m)
<b>Rios e riachos</b> <b>(1)</b>						
<b>Lagos e reservatórios</b> <b>(2)</b>						
<b>Média [desvio padrão]</b>	<b>1</b>	1,82 [1,0]	32,63 [22,1]	0,70 [0,5]	3,45 [2,3]	-
	<b>2</b>	4,07 [3,2]	16,88 [9,8]	0,51 [0,3]	-	2,66 [1,4]
<b>Máximo -Mínimo</b>	<b>1</b>	0,63 - 3,75	10 - 76,25*	0,12 - 0,90	1,3 - 17,5	-
	<b>2</b>	1,9 - 12,35	8,0 - 37,5 -	0,1 - 1,27	-	0,78 - 4,93

\* valor de 128  $\mu\text{g.L}^{-1}$  da ecorregião n<sup>o</sup>. X desconsiderado por ter sido colocado sob suspeita no próprio relatório

Essa metodologia será aplicada sobre os dados do universo amostral deste trabalho no item 4.9.5 a seguir.

#### 4.9.3.2. Canadá.

Na Columbia Britânica (2003), são estabelecidos limites para lagos e rios, conforme os usos (Tabela 37). Os valores de fósforo total permitidos são reduzidos e a clorofila *a* avaliada refere-se a comunidade bentônica.

Tabela 37 – Limites de fósforo total e clorofila *a* estabelecidos na Columbia Britânica, para lagos ou rios, conforme os usos.

Uso da água	Fósforo Total	Clorofila <i>a</i>
Abastecimento – lagos	10 $\mu\text{g.L}^{-1}$	-
Vida aquática – riachos	-	10 $\text{mg.m}^{-2}$
Vida aquática* – lagos	5 – 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$	-
Recreação – riachos	-	50 $\text{mg.m}^{-2}$
Recreação – lagos	10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (máximo)	-

\*especialmente peixes salmonídeos

Os valores de fósforo são estabelecidos para a época de circulação de primavera dos lagos, se o tempo de residência do lago for superior a 6 meses, ou à média das concentrações de fósforo

no epilímnio, se o tempo de residência for inferior a 6 meses. Os valores de clorofila *a* se referem as concentrações encontradas nas algas perifíticas.

#### 4.9.3.3. Escócia

Em 1997, o trabalho publicado pelo órgão de meio ambiente da Escócia (SEPA, 1997) discute a adoção dos limites para fósforo total, clorofila *a* e transparência, estabelecidos pela OECD em 1982 (Tabela 1), e conclui pela manutenção desses limites, adotando, no entanto, o cálculo de média geométrica ao invés de média aritmética, como havia sido a metodologia do trabalho original, bem como a eliminação de valores acima de dois desvios padrões. Esta alteração não modifica os locais com menor variação nas concentrações de fósforo total, mas reduz em até 20% a média de locais com maiores variações.

Neste trabalho também é discutida uma proposta de aumentar as categorias dentro da classe eutrófica, pois esta engloba uma gama muito grande de concentrações e não permite distinguir locais mais ou menos impactados.

Como padrão de qualidade, os limites da OECD são suficientemente restritivos para garantir uma probabilidade de 85% que o lago permaneça na classe pretendida (ou classe inferior). Os limites propostos para fósforo total estão na Tabela 38.

Tabela 38 - Limites para fósforo total propostos para a Escócia (SEPA, 1997).

	Ultra- oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Fósforo Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	$\leq 2,5$	$\leq 8$	$\leq 25$	$\leq 80$

Segundo o trabalho aqui discutido, há evidências de que a variação em 20% da concentração de fósforo não apresentaria modificações detectáveis no estado trófico de um corpo d'água (Maki *et al.*, 1984; Stauffer, 1986; Sonzogni *et al.*, 1976 *apud* SEPA, 1997).

#### 4.9.3.4. África do Sul

Na África do Sul, em função de restrições quanto à disponibilidade de água e problemas referentes à eutrofização, foi promulgado em 1980 um limite de emissão de fósforo em efluentes de  $1 \text{ mg.L}^{-1}$  P. (WATER, 1988 *apud* van Ginkel, 2002). Em 1988 estabeleceu-se uma meta de manter a concentração de fósforo total em  $130 \mu\text{g.L}^{-1}$  em reservatórios, para

evitar que florações ocorressem em mais de 20% do tempo, prejudicando assim os usos da água. Trabalhos de reavaliação dessas medidas (van Ginkel, 2002) e a avaliação dos programas de monitoramento implantados concluíram que para algumas bacias hidrográficas elas foram efetivas, enquanto em outras bacias foram insuficientes.

O estabelecimento do Programa Nacional de Monitoramento da Eutrofização (NEMP – *National Eutrophication Monitoring Program*) contribuiu para a construção de uma grande base de dados e o estabelecimento de metodologias de avaliação e classificação dos corpos d'água resumidas no quadro abaixo.

Tabela 39 - Critérios para o diagnóstico de lagos e reservatórios na Africa do Sul (van Ginkel, 2002).

<b>Estatísticas</b>	<b>Unidade</b>	<i>Estado Trófico</i>			
<b>Média anual Clorofila <i>a</i></b>	$\mu\text{g.L}^{-1}$	$0 < x \leq 10$	$10 < x \leq 20$	$20 < x \leq 30$	$>30$
		Oligotrófico (Baixo)	Mesotrófico (Moderado)	Eutrófico (Significativo)	Hipereutrófico (Sério)
<i>Prejuízo decorrente da produtividade algácea</i>					
<b>% do tempo Clorofila <i>a</i> &gt; <math>30\mu\text{g.L}^{-1}</math></b>	%	0	$0 < x \leq 8$	$8 < x \leq 50$	$>50$
		Negligenciável	Moderado	Significativo	Sério
<i>Potencial para produtividade de algas e plantas</i>					
<b>Média anual de Fósforo Total</b>	$\text{mg.L}^{-1}$	$x \leq 0,015$	$0,015 < x \leq 0,047$	$0,047 < x \leq 0,130$	$>0,130$
		Negligenciável	Moderado	Significativo	Sério

Abaixo encontra-se um exemplo da aplicação deste critério:

**Exemplo :** média anual de clorofila *a* =  $25 \mu\text{g.L}^{-1}$   
 % do tempo clorofila >  $30 \mu\text{g.L}^{-1}$  = 5%  
 concentração de fósforo total =  $2,0 \text{mg.L}^{-1}$

**Diagnóstico:** Ambiente Eutrófico; prejuízo moderado por floração de algas e sério potencial para produtividade de algas e macrófitas aquáticas.

Uma das contribuições dessa abordagem é a de incluir um limite máximo de clorofila *a* tolerável de  $30\mu\text{g.L}^{-1}$ , associado à ocorrência de florações de algas e a expressão do diagnóstico em termos de estado trófico efetivo e potencial.

#### 4.9.3.5. Austrália e Nova Zelândia.

A Austrália e a Nova Zelândia (ANZEC/ARMCANZ, 2000) estabelecem diferentes valores de alerta (“trigger values”) para nutrientes e clorofila *a*, para cinco regiões geográficas distintas. Esses valores são distintos para rios de alto gradiente, rios de planície, rios e lagos/reservatórios, várzeas, estuários e região oceânica. Em rios de planície os valores de alerta para fósforo total variam de 10 a 100  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , os de nitrogênio total variam de 200 a 1200  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e os de clorofila *a* de 3 a 5  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Para lagos e reservatórios, os valores de clorofila estão no mesmo intervalo, enquanto os de fósforo total variam de 10 a 25  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e os de nitrogênio total variam de 350 a 1000  $\mu\text{g.L}^{-1}$ .

Para os lagos da Nova Zelândia há um sistema específico de classificação que varia conforme o tipo de lago avaliado e, assim não foram estabelecidos valores de alerta para esses ambientes. A classificação da região de Waikato é apresentada a seguir (Tabela 40).

Tabela 40 - Concentrações de fósforo total, nitrogênio total, clorofila *a* e valor de transparência (disco de Secchi), em lagos da Nova Zelândia\* para diferentes níveis tróficos.

Estado Trófico	Transparência (m)	Fósforo Total ( $\text{mg.m}^{-3}$ )	Nitrogênio Total ( $\text{mg.m}^{-3}$ )	Clorofila <i>a</i> ( $\text{mg.m}^{-3}$ )
Oligotrófico	> 7,0	< 10	< 200	< 2
Mesotrófico	3,0 – 7,0	10 – 20	200 – 300	2 - 5
Eutrófico	1,0 – 3,0	20 – 50	300 – 500	5 - 15
Supertrófico	0,5 – 1,0	50 – 100	500 – 1500	15 - 30
Hipertrófico	< 0,5	> 100	> 1500	> 30

\* Região de Waikato ( <http://www.ew.govt.nz/index.asp>).

Este sistema de classificação traz uma contribuição interessante que é a de separar a classe eutrófica em duas: Eutrófica e Supertrófica. Grande parte dos sistemas anteriormente discutidos, incluindo o Índice de Carlson, enquadram em uma mesma categoria trófica sistemas com valores muito diferentes de fósforo total e clorofila *a*, dificultando a interpretação do real estado do corpo d’água avaliado.

#### 4.9.3.6. Grã-Bretanha.

Em trabalho sobre a classificação de ambientes lóticos, a agência ambiental (EA, 1997) estabelece 6 classes de qualidade para rios, numeradas de 1 a 6, cujos limites são apresentados na Tabela 41.

Tabela 41 - Classes de qualidade, estabelecidas para rios, com respectivos limites para fósforo total e nitrato (EA, 1997).

	Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mgNO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )
Classe 1	< 0,02	0,0 – 0,1
Classe 2	< 0,06	0,1 – 5
Classe 3	< 0,1	5 – 10
Classe 4	< 0,2	10 – 20
Classe 5	< 1,0	20 – 40
Classe 6	>1,0	>40

Este trabalho (EA, 1997) discute a melhora gradual da qualidade dos rios decorrente da maior eficiência na remoção de carga orgânica e fósforo nas estações de tratamento e na mudança da formulação dos sabões em pó. Os dados mostraram que de 1990 a 2000 houve uma melhora sensível com a redução dos rios classificados entre 5 e 6 isto é com concentrações de fósforo total acima de 200 µg.L<sup>-1</sup>, de 51 para 40% e aumento dos rios classificados com classes 1 e 2, (P< 60µg.L<sup>-1</sup>) de 26% para 35 %, neste mesmo período. No entanto, foi verificado um número maior de rios que passaram para uma classe pior com relação ao nitrato, quando comparados com os que melhoraram de classificação com relação a esse nutriente.

#### 4.9.4. Padrões para o Brasil.

No Brasil existe um padrão de qualidade para concentração máxima de fósforo total permitida, estabelecido por legislação federal, a Resolução CONAMA 20/86 (Brasil, 1986), de 0,025 mg.L<sup>-1</sup> para águas doces enquadradas nas Classes 1 e 2. Nessa resolução as águas dessas classes devem garantir o uso para:

- Abastecimento público
- Proteção das comunidades aquáticas
- Recreação de contato primário
- Irrigação de plantas e hortaliças
- Criação natural e/ou intensiva (aquicultura)

Apesar de não haver um histórico da definição dos critérios estabelecidos nessa resolução supõe-se que a concentração limite de 0,025 mg.L<sup>-1</sup> tenha sido derivada de estudos já consolidados na época de sua publicação como o de Vollenweider (1968). Muitos outros países estabelecem este mesmo valor para fósforo total.

No entanto, no ano de 2003 foi criado um grupo de trabalho pela Câmara Técnica de Controle Ambiental (processo 02000.002378/2002-43) do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) para a revisão da legislação em questão, onde foram propostos novos valores para fósforo total. A CETESB acompanhou os trabalhos desenvolvidos e, na ocasião, outros participantes entenderam que o padrão anterior era muito restritivo e não refletia a realidade brasileira, considerando que o tratamento de esgotos é ainda incipiente, e que para atingir aquele valor, seria necessário um tratamento terciário, o que se argumentou ser impossível, devido aos custos em que este implicaria.

A nova proposta em avaliação no CONAMA (2003), inclui valores máximos para clorofila *a* e altera os valores para fósforo total anteriormente estabelecidos, como mostra a Tabela 42.

Tabela 42 - Proposta de valores máximos de clorofila *a*, densidade de cianobactérias (células) e fósforo total, para águas doces, classes 1, 2 e 3, CONAMA (2003).

	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Densidade de cianobactérias ( $\text{cel.mL}^{-1}$ )	Fósforo Total	
			Ambiente	( $\text{mg.L}^{-1}$ )
Classe 1	10	20.000	lêntico	0,020
			intermediário*	0,025
			lótico	0,100
Classe 2	30	50.000	lêntico	0,030
			intermediário*	0,050
			lótico	0,100
Classe 3	60	100.000	lêntico	0,050
			intermediário*	0,075
			lótico	0,150

\* ambientes com tempo de residência entre 2 e 40 dias ou tributários de ambientes lênticos

Esta proposta, semelhante mas não idêntica à adotada anteriormente pelos EUA (USEPA, 1986), não foi testada, na prática, ou comparada de forma sistemática e conclusiva para as condições tropicais e sub-tropicais do Brasil. Segue assim a questão: qual o critério adequado para aplicação no Brasil e mais especificamente, no Estado de São Paulo?

A derivação de critérios de qualidade tem diferentes metodologias. Vários trabalhos estabelecem a concentração de clorofila *a* como variável prioritária no estabelecimento da avaliação do estado trófico, por ser a expressão direta e biológica da disponibilidade de nutrientes e outros fatores ambientais. Entre eles os estudos dos reservatórios de Nova Iorque (EUA), (DEP, 1999) e no lago Paranoá em Brasília (DF) (Pinto e Cavalcanti, 2003), exemplos de avaliações de estado trófico baseados, primeiramente, na concentração de clorofila *a*.

#### **4.9.5. Padrões para o Estado de São Paulo.**

A partir da bibliografia levantada foram selecionadas duas metodologias que podem ser aplicadas sobre os dados do Estado de São Paulo, tanto para rios como para reservatórios, no estabelecimento de concentrações de nutrientes e de clorofila *a* para a definição dos limites entre as classes tróficas. A primeira a ser aplicada é a proposta por USEPA (2000a e 2000b), que define os valores de referência, considerados concentrações basais, separando, portanto os ambientes pouco impactados, ou oligotróficos dos já eutrofizados. A segunda metodologia, proposta por Dodds *et al.* (1998) separa, a partir de uma coletânea de dados, os ambientes segundo seu grau de eutrofização, estabelecendo o limite entre as classes oligotrófica, mesotrófica e eutrófica.

##### **4.9.5.1. Métodos USEPA.**

Este método foi aplicado no presente trabalho para o estabelecimento de valores basais de diferentes regiões. Assim, a sua aplicação deverá resultar em valores que podem ser estabelecidos como “naturais” de ambientes pouco perturbados. É claro que há uma variabilidade entre os ambientes amostrados e, contrariamente ao que foi feito no desenvolvimento de critérios para nutrientes em rios e riachos por USEPA (2000b), neste trabalho não foi feita uma separação entre regiões fisicamente semelhantes, considerando características climatológicas, geológicas, domínios vegetais, uso e ocupação do solo, entre outras. No entanto, apesar de existirem diferenças entre regiões do Estado de São Paulo, podendo apresentar tipos diferentes de cobertura vegetal natural (mata ombrófila, cerrado e mata atlântica) e tipos de solo diferentes, e mesmo ciente de que algumas dessas diferenças possam influenciar os valores basais obtidos, pode-se considerar que as semelhanças são maiores que as diferenças. Há uma razoável similaridade climatológica no Estado e entre os ambientes avaliados, pois todos os pontos em rios estão em planície e os de ambientes lênticos referem-se sempre a reservatórios, e não lagos, podendo assim retratar o Estado com um todo. Para todo os Estados Unidos, por exemplo, foram definidas 14 ecorregiões, algumas com áreas bem maiores que o Estado de São Paulo.

A aplicação das duas metodologias, as quais são consideradas equivalentes em USEPA (2000b), nos dados do universo amostral do presente trabalho resultarão em valores

considerados basais, os quais poderá ser utilizados como indicadores de ambientes oligotróficos, ou pouco impactados.

### **Método 1:**

Este método consiste em selecionar os pontos menos impactados para cada tipo de ambiente (lótico ou lêntico) e calcular o percentil 75% da distribuição das variáveis de interesse, para esses locais. A seleção dos pontos considerados menos impactados foi feita através do método de agrupamento (“cluster”) considerando, os valores médios de pontos, primeiramente em rios e posteriormente em reservatórios. As variáveis selecionadas para separação dos pontos amostrais foram fósforo total, nitrogênio amoniacal, DBO, turbidez e clorofila *a*, sendo que as primeiras quatro discriminam os pontos com diferentes contribuições de fontes pontuais ou difusas da bacia hidrográfica e os valores de clorofila *a* representam a produtividade do sistema.

### **Rios**

Foram selecionados, através de uma análise de agrupamento, (método Ward – Distância Euclidiana,  $n = 35$ ) dentre os 35 pontos amostrais em rios, os pontos considerados menos impactados segundo os seus resultados médios de fósforo total, nitrogênio amoniacal, D.B.O., turbidez, clorofila *a* e DBO (Fig. 82).



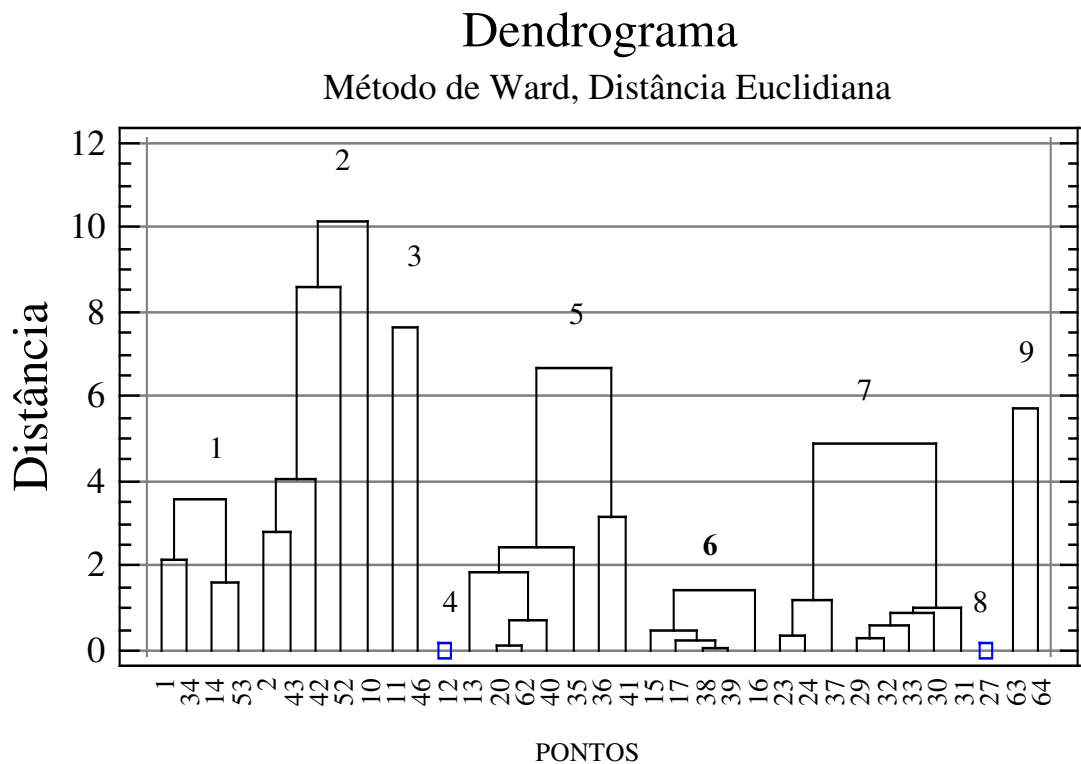


Figura 82 – Dendrograma para separação dos nove grupos de pontos formados em rios.

A cada grupo formado correspondem centróides, pontos cujas coordenadas são os valores médios dos pontos pertencentes a cada grupo, para cada variável considerada, que permitem separar os grupos menos dos mais impactados.

Tabela 43 - Grupos formados (“cluster”), na figura 82, centróides para as variáveis consideradas para cada grupo, bem como os correspondentes pontos amostrais (em negrito o Grupo 6, com os pontos menos impactados) .

<b>Centróides*</b>							
Grupo	Porcentagem	Clorofila <i>a</i>	D.B.O.	Nitrogênio amoniacal	Fósforo total	Turbidez	Pontos
(no.)	(%)	( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	( $\text{mg.L}^{-1}$ )	( $\text{mg.L}^{-1}$ )	( $\text{mg.L}^{-1}$ )	(UNT)	
1	11	1,45	3,5	0,38	0,115	50	1, 14, 34, 53
2	14	4,68	6,4	1,88	0,253	31	2, 10, 42, 43, 52
3	6	2,96	4,9	0,43	0,179	81	11, 46
4	3	12,72	6,4	3,24	0,128	41	12
5	20	1,79	1,9	0,19	0,066	20	13, 20, 35, 36, 40, 41, 62
<b>6</b>	<b>14</b>	<b>0,72</b>	<b>1,2</b>	<b>0,05</b>	<b>0,018</b>	<b>6</b>	<b>15, 16, 17, 38, 39</b>
7	23	0,82	1,6	0,20	0,071	33	23, 24, 29, 30, 31, 32, 33, 37
8	3	2,67	33,3	4,26	0,485	41	27
9	6	4,64	16,8	10,14	1,018	27	63, 64

\* centróides: pontos cujas coordenadas são os valores médios dos pontos pertencentes a cada Grupo .

Foram selecionados, assim, os cinco pontos do Grupo n<sup>o</sup>. 6 como os pontos menos impactados, apresentados na Tabela 44.

Tabela 44 - Pontos amostrais referentes ao grupo (“cluster”) n<sup>o</sup>. 6, considerados os menos impactados em rios.

No. do Ponto	UGRHI	Código do Ponto	Corpo d'água	Número de amostras*
15	7	CUBA02700	Rio Cubatão	19
16	8	GRDE02300	Rio Grande	6
17	15	GRDE02500	Rio Grande	30
38	19	PARN02100	Rio Paraná	36
39	22	PARN02500	Rio Paraná	12
<b>Total</b>				<b>103</b>

\* no. de amostras de fósforo total

Para esses pontos foram selecionados todos os dados disponíveis para as variáveis de interesse e calculado o percentil 75 da distribuição de frequências. Uma análise dos valores de clorofila *a* mostra que nenhuma das amostras referentes a esses cinco pontos ultrapassa 5 µg.L<sup>-1</sup>.

### Reservatórios

Foram selecionados através de uma análise de agrupamento (método Ward - City Block, n = 33) dentre os 34 pontos amostrais, considerando os valores médios de fósforo total, nitrogênio amoniacal, turbidez, clorofila *a* e DBO, nove diferentes grupos de pontos (Fig. 83). Apenas o ponto 45 (PEBA 00900) não foi considerado nesta análise por não apresentar valores de DBO.

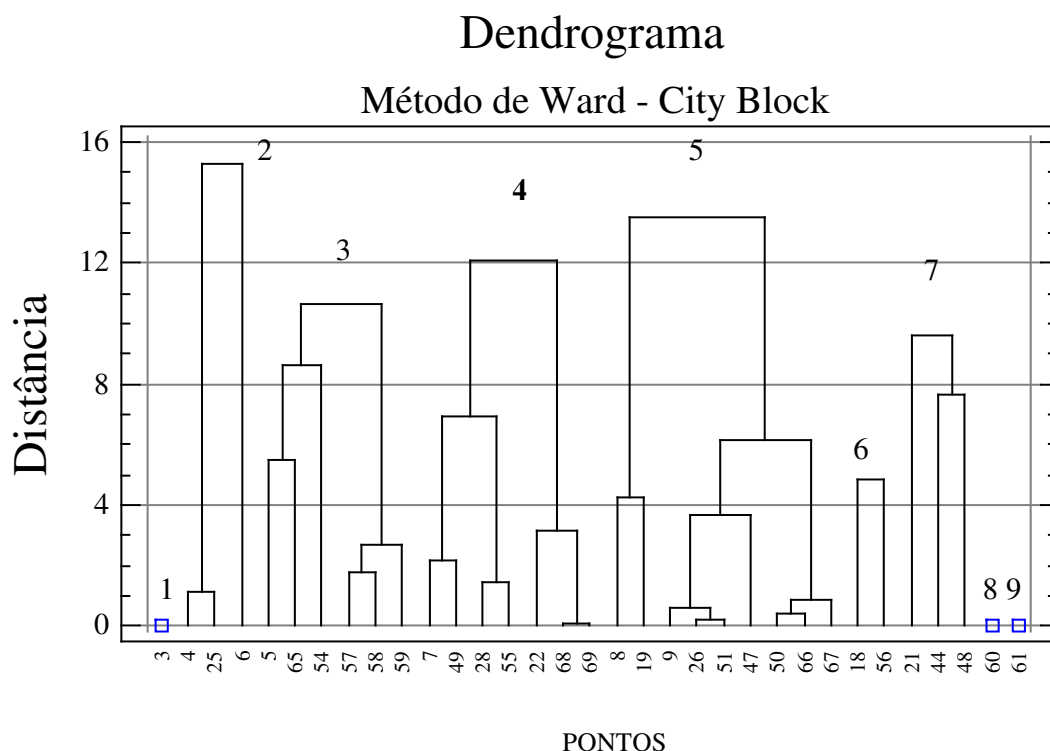


Figura 83 - Dendrograma para separação dos nove grupos de pontos formados em reservatórios.

A cada grupo formado correspondem centróides, pontos cujas coordenadas são os valores médios dos pontos pertencentes a cada grupo, para cada variável considerada, que permitem separar os grupos menos dos mais impactados.

Tabela 45 - Grupos formados (cluster) na figura 83, centróides para as variáveis consideradas para cada grupo, bem como os correspondentes pontos amostrais (em negrito o Grupo 4, com os pontos menos impactados) .

<b>Centróides*</b>							
Grupo	Porcentagem	Clorofila <i>a</i>	D.B.O.	Nitrogênio amoniacal	Fósforo total	Turbidez	Pontos
(no.)	(%)	( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	( $\text{mg.L}^{-1}$ )	( $\text{mg.L}^{-1}$ )	( $\text{mg.L}^{-1}$ )	(UNT)	
1	3	76,2	8	0,30	0,109	27	3
2	9	34,1	5	0,16	0,048	13	4, 6, 25
3	18	11,5	4	0,24	0,051	11	5, 54, 57, 58, 59, 65
<b>4</b>	21	<b>1,7</b>	<b>2</b>	<b>0,05</b>	<b>0,023</b>	<b>7</b>	<b>7, 22, 28, 49, 55, 68, 69</b>
5	27	6,8	2	0,10	0,028	5	8, 9, 19, 26, 47, 50, 51, 66, 67
6	6	17,0	5	0,89	0,079	7	18, 56
7	9	6,3	2	0,22	0,043	28	21, 44, 48
8	3	11,2	10	5,63	0,319	28	60
9	3	25,0	10	5,04	0,175	12	61

\*centróides: pontos cujas coordenadas são os valores médios dos pontos pertencentes a cada Grupo .

Foram selecionados, assim, os sete pontos do Grupo número 4 como os pontos menos impactados.

Tabela 46 - Pontos amostrais referentes ao grupo (“cluster”) n.º. 4, considerados os menos impactados em reservatórios.

No. do Ponto	UGRHI	Código do Ponto	Corpo d’água	Número de amostras*
7	7	CAMO00900	Res. Capivari-Monos	18
22	2	JAGJ00400	Res. Jaguari	35
28	2	JURU02500	Res. Jurumirim	6
49	2	SANT00100	Res. Santa Branca	6
55	6	TGDE00900	Res. de Tanque Grande	18
68	2	TITR02100	Res. de Três Irmãos	18
69	2	TITR02800	Res. de Três Irmãos	36
<b>Total</b>				<b>137</b>

\* n.º. de amostras de fósforo total.

A partir da seleção dos pontos considerados menos impactados foi feita uma distribuição dos dados disponíveis para cada variável e calculado o percentil 75%, como indicador das condições predominantes daqueles ambientes. Uma análise dos valores de clorofila *a* mostra que apenas uma das amostras referentes a esses sete pontos ultrapassa 10 µg.L<sup>-1</sup>, no entanto o valor encontrado é bem elevado, 89,55 µg.L<sup>-1</sup>, no reservatório Capivari-Monos, em janeiro de 1999.

Os valores dos percentis 75 das variáveis de interesse, em rios e reservatórios estão apresentados na Tabela 47, assim como o número de amostras considerado para cada uma das variáveis.

Tabela 47 - Valores basais para clorofila *a*, fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total nitrogênio inorgânico, transparência em reservatórios e turbidez em rios, do Estado de São Paulo, através do método 1 proposto por USEPA (2000b).

	Rio x Res.	Clorofila <i>a</i> (µg.L <sup>-1</sup> )	Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Ortofosfato solúvel (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitrogênio Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitrogênio Inorg. (mg.L <sup>-1</sup> )	Transparência* (m)	Turbidez (UNT)
Número de amostras ( <i>n</i> )	Rio	98	103	#	103	103	-	103
	Res.	112	137	45	137	137	2	-
Percentil 75%	Rio	1,33	0,034	#	0,64	0,25	-	2,5
	Res.	2,20	0,030	0,005	0,84	0,30	#	-

\* para transparência, como a relação é inversamente proporcional, é calculada a distribuição com o valor de (-1).transparência.

# não existem dados suficientes para essa estimativa

## Método 2

Este método considera todo o universo amostrado e determina o percentil 25% da distribuição das variáveis de interesse, selecionando assim, como no Método 1, os ambientes menos impactados, mas, nesse caso de todo o conjunto de dados. Uma única amostra foi desconsiderada, referente ao ponto do reservatório Taiacupeba (TAIA02800), com concentração de resíduos totais superior a 1500mg.L<sup>-1</sup> por não ser considerada representativa deste tipo de ambiente. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 48 .

Tabela 48 - Valores basais para clorofila *a*, fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total, nitrogênio inorgânico e transparência em reservatórios e turbidez em rios, do Estado de São Paulo, através do método 2 proposto por USEPA (2000b).

Rio x Res.		Clorofila <i>a</i> (µg.L <sup>-1</sup> )	Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Ortofosfato solúvel (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitrogênio Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitrogênio Inorg. (mg.L <sup>-1</sup> )	Transparência* (m)	Turbidez (UNT)
Número de amostras ( <i>n</i> )	Rio	526	610	180	609	610	#	610
	Res.	646	808	582	808	809	93	-
Percentil 25%*	Rio	0,80	0,030	0,010	0,57	0,22	#	8
	Res.	2,23	0,015	0,005	0,81	0,23	1,2	-

\* para transparência, como a relação é inversamente proporcional, é calculada a distribuição com o valor de (-1).transparência.

As concentrações obtidas poderiam ser consideradas como valores basais, ou limites entre as classes oligotrófica e a mesotrófica. Os valores do segundo métodos são, de um modo geral, ligeiramente inferiores aos obtidos através da aplicação do método 1. No entanto, há uma grande similaridade entre os valores de percentis obtidos (Tabelas 47 e 48). Podemos, então, estabelecer uma única tabela, com os valores médios obtidos através dos dois métodos, como os valores basais de clorofila *a*, fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total, nitrogênio inorgânico e transparência ou turbidez, para corpos d'água do Estado de São Paulo (Tabela 49). Estes seriam os limites entre as classes oligotrófica e mesotrófica.

Tabela 49 - Valores basais para clorofila *a*, fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total, nitrogênio inorgânico, transparência em reservatórios e turbidez em rios, para o Estado de São Paulo, através de metodologia proposta por USEPA (2000b).

Rio x Res.		Clorofila <i>a</i> (µg.L <sup>-1</sup> )	Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Ortofosfato solúvel (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitrogênio Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitrogênio Inorg. (mg.L <sup>-1</sup> )	Transparência (m)	Turbidez (UNT)
Valor basal	Rio	1,10	0,032	0,010	0,60	0,24	-	5,3
	Res.	2,20	0,022	0,005	0,82	0,27	1,2	-

#### 4.9.5.2. Método de Dodds *et al.* (1998)

A metodologia proposta por Dodds *et al.* (1998) considera que, para cada tipo de ambiente (lótico ou lêntico), o percentil 33% seja o limite entre as classes oligotrófica e mesotrófica e o percentil 66% seja o limite entre as classes mesotrófica e eutrófica. Esse método aplicado aos dados médios de clorofila *a*, fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total, transparência e turbidez dos 65 pontos em rios e reservatórios sub-tropicais/tropicais do Estado de São Paulo, obtidos entre os anos de 1996-2001, resulta nos limites apresentados na Tabela 50.

Tabela 50 - Limites entre as classes tróficas para o Estado de São Paulo através de metodologia proposta por Dodds *et al.* (1998) para os valores médios de clorofila *a*, fósforo total, ortofosfato solúvel e nitrogênio total, transparência em reservatórios e turbidez em rios, para cada ponto.

Ambiente	Classes Tróficas	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Fósforo Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Ortofosfato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Nitrogênio Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Transparência (m)	Turbidez (UNT)
Rios (n=35)	Oligo-Mesotrófico	0,98	60	17	910	-	19,5
	Meso-Eutrófico	2,13	135	68	1980	-	36,9
Reservatórios (n=34)	Oligo-Mesotrófico	3,94	28	7	880	1,3	-
	Meso-Eutrófico	11,95	46	10	1920	0,7	-

\* n para rios = 13, para reservatórios =27

No entanto, além do cálculo com os valores médios de cada ponto pode-se considerar também todo o conjunto de dados de clorofila *a*, e as respectivas concentrações de fósforo total, ortofosfato solúvel e nitrogênio total e aplicar a mesma metodologia, obtendo-se valores ligeiramente distintos (Tabela 51).

Tabela 51 - Limites entre as classes tróficas para o Estado de São Paulo através de metodologia proposta por Dodds *et al.* (1998) para todo os dados de clorofila *a*, fósforo total, ortofosfato solúvel e nitrogênio total, transparência em reservatórios e turbidez em rios.

Ambiente	Classes Tróficas	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Fósforo Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Ortofosfato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Nitrogênio Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Transparência (m)	Turbidez (UNT)
Rios (n=526)	Oligo-Mesotrófico	0,94	39	17	680	-	8
	Meso-Eutrófico	2,14	125	68	1600	-	22
Reservatórios (n=642)	Oligo-Mesotrófico	3,34	20	5	960	1,1	-
	Meso-Eutrófico	13,63	62	10	1900	0,6	-

\* n para rios = 137, para reservatórios =495

Ao compararmos esses resultados (Tabelas 50 e 51) observa-se que os mesmos são muito semelhantes para clorofila *a* e nutrientes, podendo ser resumidos em uma tabela única (Tab. 52), à qual pode-se acrescentar um limite entre a classe eutrófica e hipereutrófica representado pelo percentil 85,2 (entre 66 e 100%).

Tabela 52 - Limites entre as classes tróficas para o Estado de São Paulo através de metodologia proposta por Dodds *et al.*(1998) aos dados de clorofila *a*, fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total e transparência, entre os anos de 1996-2001 nos rios e reservatórios.

Ambiente	Classes Tróficas	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Fósforo Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Ortofosfato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Nitrogênio Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Transparência (m)	Turbidez (UNT)
Rios	Oligo-Mesotrófico	1	50	17	800	-	7,5
	Meso-Eutrófico	2,1	130	70	1800	-	28
	Eutrófico -Hipereutrófico	4,6	230	115	2660	-	53
Reservatórios	Oligo-Mesotrófico	3,5	25	5	900	1	-
	Meso-Eutrófico	12,5	50	10	1900	0,6	-
	Eutrófico -Hipereutrófico	27	90	23	2800	0,5	-

#### 4.9.6. Proposta de critérios para indicadores de eutrofização no Estado de São Paulo.

Considerando os resultados da aplicação da metodologia para determinação dos valores basais (USEPA, 2000b) para rios e reservatórios (Tabela 49) e da metodologia proposta por Dodds *et al.* (1998) para separação entre ambientes oligotróficos, mesotróficos e eutróficos (Tabela 52) pode-se chegar a uma proposta unificada de critérios para clorofila *a*, fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total e transparência para o Estado de São Paulo que consta da Tabela 53.

Tabela 53 - Limites entre as classes tróficas para o Estado de São Paulo.

Ambiente	Classes Tróficas	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Fósforo Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Ortofosfato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Nitrogênio Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Transparência (m)	Turbidez (UNT)
Rios	Oligo-Mesotrófico	1,1	40	15	700	0,6	6,5
	Meso-Eutrófico	2,1	130	70	1800	0,2	28
	Eutrófico -Hipereutrófico	4,6	230	115	2660	0,1	53
Reservatórios	Oligo-Mesotrófico	3	24	5	850	1,1	-
	Meso-Eutrófico	12,5	50	10	1900	0,6	-
	Eutrófico -Hipereutrófico	27	90	23	2800	0,5	-

Para facilitar o diagnóstico desses ambientes pode-se, ainda, incorporar o método proposto pela África do Sul (van Ginkel, 2002) de classificação (Tabela 39) para rios e reservatórios, o que será apresentado na Tabela 54.

No entanto, para obtermos uma maior coerência entre as avaliações de trofia, considerando as diferentes variáveis, é importante que os valores propostos também levem em conta as

relações anteriormente encontradas entre as variáveis, para cada tipo de ambiente, o que será apresentado para rios e reservatórios a seguir.

## Rios

Em ambientes lóticos foram determinadas as relações entre clorofila *a* e fósforo total e entre clorofila *a* e nitrogênio total, conforme as equações a seguir:

$$\text{Clorofila } a \text{ ( em } \mu\text{g.L}^{-1}\text{ )} = 4,45.(\text{Fósforo Total em mg.L}^{-1})^{0,425} \text{ (apresentada no item 4.6.1.1)}$$

$$\text{Clorofila } a \text{ ( em } \mu\text{g.L}^{-1}\text{ )} = 1,34.(\text{Nitrogênio Total em mg.L}^{-1})^{0,55} \text{ (apresentada no item 4.8.1)}$$

Através dessas equações pode-se calcular, a partir das concentrações de clorofila *a* estabelecidas na Tabela 53, as concentrações de nutrientes correspondentes. Os resultados dos valores de nutrientes para as diferentes classes tróficas, respeitando as relações entre as variáveis são apresentados na Tabela 54.

Tabela 54 - Classificação de estado trófico para clorofila *a*, fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total em rios para o Estado de São Paulo.

Estatísticas	Unidade	Estado Trófico			
		0 < x ≤ 1	1 < x ≤ 2,1	2,1 < x ≤ 4,6	>4,6
Média anual Clorofila <i>a</i>	$\mu\text{g.L}^{-1}$				
		Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
		<i>Potencial de prejuízo decorrente da produtividade algácea</i>			
		Baixo	Moderado	Significativo	Sério
Média anual de Fósforo Total	$\mu\text{g.L}^{-1}$	$x \leq 30$	$30 < x \leq 180$	$180 < x \leq 1100$	$>1100$
Média anual de Nitrogênio Total	$\text{mg.L}^{-1}$	$x \leq 1,3$	$1,3 < x \leq 2,0$	$2,0 < x \leq 3,1$	$>3,1$
		<i>Potencial para produtividade de algas e plantas</i>			
		Negligenciável	Moderado	Significativo	Sério

Esta proposta de classificação, no entanto, é muito restritiva com relação a clorofila *a*, sobretudo na classe hipereutrófica e muito permissiva com relação aos nutrientes, sobretudo se compararmos com os resultados obtidos nas Tabela 53. No caso de ambientes lóticos os resultados são muito inferiores aos obtidos por Dodds et al. (1998), para rios norte-americanos e europeus (Tabela 35), onde o valor de concentração clorofila *a* que definem os limites entre as classes meso e eutrófica é de  $30\mu\text{g.L}^{-1}$ , enquanto o valor de fósforo total é de  $75\mu\text{g.L}^{-1}$ . Apesar de se ter verificado que nesses ambientes valores de clorofila *a* médios inferiores aos de reservatórios podem indicar um grande potencial para eutrofização, esses valores não refletem a realidade dos ambientes estudados. Assim, pode-se estudar uma segunda proposta, baseada nos valores estabelecidos na Tabela 53, considerando as relações entre a clorofila *a* e



os nutrientes, mas contando com uma análise mais detalhada dos dados levantados neste trabalho.

Se observarmos, na figura 53, os dez pontos de rios que apresentaram valores de clorofila *a* acima de  $10\mu\text{g.L}^{-1}$  (Tabela 27), verifica-se que, dos 35 pontos em rios apenas eles apresentam valores médios de clorofila *a* superiores a  $3\mu\text{g.L}^{-1}$ , com uma única exceção, o ponto 40. Esse ponto está localizado a jusante do reservatório de Capivara, sendo possível que os valores elevados de clorofila encontrados nesse local sejam decorrentes de descargas esporádicas daquele reservatório. Assim, a concentração de  $3\mu\text{g.L}^{-1}$  é um valor determinante em rios, pois foi também em seis desses pontos que foram registrados valores de clorofila *a* superiores a  $30\mu\text{g.L}^{-1}$  (Fig. 51). A faixa de concentração de fósforo total médio para os mesmos nove pontos varia de 30 a  $1100\mu\text{g.L}^{-1}$ .

Ao analisarmos a figura 61 da relação entre as concentrações de clorofila *a* e de fósforo total, em rios, para os pontos amostrais, observa-se que dos nove pontos que apresentam as maiores concentrações de fósforo total, sete coincidem com os pontos em que foram registrados episódios de alta produtividade. A concentração de  $170\mu\text{g.L}^{-1}$  de fósforo separa esse grupo dos demais. As duas exceções deste grupo são os pontos 10 e 27, com valores médios de clorofila *a* de 1,6 e  $2,7\mu\text{g.L}^{-1}$ , respectivamente, ambos em trechos de rios altamente degradados, enquadrados nas classes 3 e 4, respectivamente. O primeiro corresponde ao baixo rio Cotia, o qual apresentou toxicidade aguda em mais da metade das amostras e o outro ao rio Jundiáí, na área urbana de Salto. Ambos apresentam as maiores concentrações de fenóis, dentre os rios amostrados, sendo que o ponto no rio Jundiáí apresenta os maiores valores médios de D.B.O., coliformes fecais e de cobre ( $0,022\text{ mg.L}^{-1}$ ) além de concentração média de oxigênio dissolvido de  $2,3\text{ mg.L}^{-1}$ . Essas características podem, certamente, prejudicar a produtividade primária nesses ambientes, apesar da disponibilidade de nutrientes.

Portanto, os limites de  $3\mu\text{g.L}^{-1}$  para clorofila *a* e de  $170\mu\text{g.L}^{-1}$  para fósforo total são, provavelmente, os mais adequados para definir a classe eutrófica, os quais estão próximos aos limites propostos na Tabela 53. O limite entre as classes oligo e mesotrófica serão estabelecidos através dos valores médios dos limites propostos nas Tabelas 53 e 54 (Tabela 55). Para a separação entre a classe ultroligotrófica e oligotrófica, adotou-se o valor do ponto 16 (Rio Grande) que apresentou tanto a menor concentração média de fósforo total ( $0,10\text{mg.L}^{-1}$ ), como de clorofila *a*, ( $0,61\mu\text{g.L}^{-1}$ ) (Tabela 55).

Tabela 55 - Proposta de limites entre classes tróficas para rios.

Classes Tróficas	Clorofila <i>a</i>	Fósforo Total
	( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )
Ultra- Oligotrófico	0,6	10
Oligo – Mesotrófico	1,1	35
Meso – Eutrófico	3,0	170

A partir dos valores estabelecidos como limites entre as classes ultra-oligotrófica, oligotrófica, mesotrófica e eutrófica (Tabela 55), pode-se estabelecer uma nova a relação entre clorofila *a* e fósforo total. A relação estabelecida a partir desses pontos é de:

$$\ln(\text{Cl}) = 0,6 \cdot \ln(\text{PT}) - 1,86$$

$$n = 3 \quad r=1$$

Para se definir o limite da classe hipereutrófica pode-se utilizar a distribuição de probabilidades de Gumbel (Fig. 60) para rios, através da qual determina-se que a partir da concentração média de clorofila *a* de  $11,6\mu\text{g.L}^{-1}$  há 50% de probabilidade de ocorrência de um valor máximo, anual de  $30\mu\text{g.L}^{-1}$  de clorofila *a*. O valor correspondente de fósforo total, segundo a relação anteriormente estabelecida, é de  $1800\mu\text{g.L}^{-1}$ .

Como será discutido mais detalhadamente a seguir no item de reservatórios, a definição de uma classe intermediária entre a eutrófica e hipereutrófica auxiliaria no diagnóstico dos ambientes aquáticos, uma vez que, no sistema atual, valores muito diferentes de clorofila e de fósforo ainda classificam o ambiente como eutrófico. Foi estabelecido o limite entre a classe eutrófica e supereutrófica como  $5\mu\text{g.L}^{-1}$  para clorofila *a* e como valor correspondente para fósforo total de  $440\mu\text{g.L}^{-1}$ . Os valores de nitrogênio total foram obtidos, a partir dos limites para clorofila *a* e por meio da equação apresentada no item 4.8.1.

Tabela 56 - Classificação de estado trófico para clorofila *a*, fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total em rios para o Estado de São Paulo.

Estatísticas	Unidade	Estado Trófico				
		$0 < x \leq 1$	$1 < x \leq 3$	$3 < x \leq 5$	$5 < x \leq 11,6$	$>11,6$
Média anual Clorofila <i>a</i>	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico
<i>Potencial de prejuízo decorrente da produtividade algácea</i>						
		Baixo	Moderado	Significativo	Sério	Muito Sério
Média anual de Fósforo Total	$\mu\text{g.L}^{-1}$	$x \leq 30$	$30 < x \leq 170$	$170 < x \leq 440$	$440 < x \leq 1800$	$>1800$
Média anual de Nitrogênio Total	$\text{mg.L}^{-1}$	$x \leq 0,6$	$0,6 < x \leq 4,2$	$4,3 < x \leq 10,5$	$10,5 < x \leq 51$	$>51$
<i>Potencial para produtividade de algas e plantas</i>						
		Negligenciável	Moderado	Significativo	Sério	Muito Sério

## Reservatórios

Para reservatórios constata-se, na comparação dos diferentes critérios apresentados, que há uma grande variação entre os valores adotados para clorofila, sobretudo na categoria eutrófica. Também, o intervalo entre o valor máximo e mínimo dessa classe é superior aos das classes oligo e mesotróficas. No caso do índice modificado por Toledo *et al.* (1983), na classe eutrófica o fósforo total varia de 0,053 a 0,211 mg.L<sup>-1</sup> e a clorofila de 10,4 a 76,0 µg.L<sup>-1</sup>. Portanto, segundo esse critério, um ambiente com concentrações médias de clorofila *a* de 11 µg.L<sup>-1</sup> e outro com 75 µg.L<sup>-1</sup> são colocados dentro da mesma categoria.

Na classificação utilizada na Nova Zelândia há uma classe intermediária entre a eutrófica e a hipereutrófica, denominada supertrófica, para valores de clorofila *a* entre 15 e 30µg.L<sup>-1</sup>. Outros trabalhos também propõem a sub-divisão da classe eutrófica, como no caso de Piva-Bertoletti (2001) ou SEPA (1997).

O valor limite de clorofila *a* entre a categoria eutrófica e hipereutrófica (76 µg.L<sup>-1</sup>) no índice adotado pela CETESB (Toledo *et al.*, 1983) é muito mais alto do que os proposto nos trabalho da OECD (1982), Dodds *et al.* (1998) e pela África do Sul (van Ginkel, 2002), onde estes estão entre 25 e 30 µg.L<sup>-1</sup>. No modelo proposto por CEPIS (Salas e Martino, 2001), a partir de valores de clorofila *a* de 20 µg.L<sup>-1</sup> há uma maior probabilidade de classificar o ambiente como hipereutrófico do que como eutrófico.

Considerando que as classificações tróficas são feitas em bases anuais, a partir da clorofila média pode-se esperar, na média, valores máximos três vezes superiores, conforme observados nos dados deste trabalho. Segundo a distribuição de Gumbel (Fig. 60), uma concentração média de clorofila *a* de 30 µg.L<sup>-1</sup> indica uma probabilidade de 40% que o valor máximo de clorofila *a* atinja 90 µg.L<sup>-1</sup>.

Para obtermos uma maior coerência entre as avaliações de trofia, considerando as diferentes variáveis, é importante que os valores propostos também respeitem a relação anteriormente encontrada entre as variáveis. Assim considerando as equações:

$$\text{Clorofila } a \text{ (em } \mu\text{g.L}^{-1}\text{)} = 0,081.(\text{Fósforo Total em mg.L}^{-1})^{1,24} \text{ (equação 1.2, do item 4.6.3.2)}$$

$$\text{Clorofila } a \text{ (em } \mu\text{g.L}^{-1}\text{)} = 4,64.(\text{Nitrogênio Total em mg.L}^{-1})^{1,24} \text{ (apresentada no item 4.8.2)}$$

Tabela 57 - Valores basais para clorofila *a*, fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total em reservatórios para o Estado de São Paulo.

Estatísticas	Unidade	Estado Trófico				
		0 < x ≤ 3,3	3,3 < x ≤ 11	11 < x ≤ 31	31 < x ≤ 70	>70
Média anual Clorofila <i>a</i>	μg.L <sup>-1</sup>	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico
<i>Potencial de prejuízo decorrente da produtividade algácea</i>						
		Baixo	Moderado	Significativo	Sério	Muito Sério
Média anual de Fósforo Total	μg.L <sup>-1</sup>	x ≤ 23	23 < x ≤ 52	52 < x ≤ 120	120 < x ≤ 230	>230
Média anual de Nitrogênio Total	mg.L <sup>-1</sup>	x ≤ 0,76	0,76 < x ≤ 2,0	2,0 < x ≤ 4,6	4,6 < x ≤ 8,9	>8,9
<i>Potencial para produtividade de algas e plantas</i>						
		Negligenciável	Moderado	Significativo	Sério	Muito Sério

É importante destacar ainda que alguns corpos d'água indicam comportamentos peculiares como o reservatório Billings, e que outros pontos de amostragem em reservatórios, por apresentarem comportamento distinto da maioria, não foram incluídos nos modelos, aqui considerados. No entanto, esta proposta mantém uma equivalência entre as diferentes variáveis e separa ambientes com valores considerados excessivos de clorofila *a* em duas classes distintas, a supereutrófica e a hipereutrófica.

O que significam os limites das classes propostos nas Tabelas 56 e 57, em termos de usos das águas? Segundo os critérios da Organização Mundial da Saúde (Chorus e Bartram, 1999) a equivalência entre o número de células de cianobactérias e a concentração de clorofila, seria de 1μg.L<sup>-1</sup> de clorofila *a* para cada 2.000 células.mL<sup>-1</sup>. A Portaria 518, de 2004 do Ministério da Saúde (Brasil, 2004) que estabelece procedimentos para o monitoramento da qualidade da água para consumo humano, determina que sempre que o número de cianobactérias, na água do manancial, no ponto de captação, exceder 10.000 células.mL<sup>-1</sup> (5μg.L<sup>-1</sup> de clorofila *a*) será exigida o monitoramento semanal das cianobactérias e quando esse valor exceder 20.000 células.mL<sup>-1</sup> (10μg.L<sup>-1</sup> de clorofila *a*), deverá ser feita a investigação semanal de cianotoxinas na água, na saída do tratamento. Portanto, os valores propostos são coerentes com a necessidade de monitoramento semanal de cianobactérias na classe mesotrófica em reservatórios e eutrófica em rios. O monitoramento das cianotoxinas deve ter início, praticamente nas classes eutrófica em reservatórios e na supereutrófica em rios, o que é aparentemente razoável, considerando o comportamento distinto dos dois tipos de ambientes e que estas classes já indicam o comprometimento do corpo d'água.

Com relação aos outros usos das águas, a proposta de revisão da Resolução CONAMA 20/86 do CONAMA.(2003), estabelece  $10 \mu\text{g.L}^{-1}$  como valor máximo de clorofila  $a$  para classe 1,  $30 \mu\text{g.L}^{-1}$  para a classe 2 e  $60\mu\text{g.L}^{-1}$  para a classe 3 (tabela 42). Para compararmos com os limites das classes tróficas é necessário determinar qual seria o valor médio anual de clorofila  $a$  aceitável, a partir desses valores máximos? Os valores médios podem ser estimados por meio da distribuição de probabilidades de Gumbel para clorofila máxima e clorofila média (Fig. 60). A partir dessa distribuição observa-se que para valores médios de clorofila  $a$  de  $3,5 \mu\text{g.L}^{-1}$  tem-se a probabilidade de 50% de se obter valores da ordem de  $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Assim, os padrões de qualidade propostos para clorofila  $a$  e fósforo total para classe 1 (Tabela 42), enquadrariam os ambientes em mesotróficos para reservatórios (Tabelas 56 e 57) e meso/eutróficos para rios. Já os padrões propostos para a classe 2, valor máximo de clorofila  $a$  de  $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ , resulta em um valor médio dessa variável de aproximadamente  $11 \mu\text{g.L}^{-1}$ , que equivale a, aproximadamente,  $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ , de fósforo total em reservatórios, (fig. 64), segundo dados deste trabalho. Essa concentração média de clorofila  $a$  indica a probabilidade de 50% de se atingir de  $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ , mas também com probabilidade de 25% de valores acima de  $40 \mu\text{g.L}^{-1}$ , e está no limite da classe eutrófica em reservatórios e hipereutrófico em rios. Os valores para a clorofila  $a$  e para o fósforo total propostos para a classe 3 (Tabela 42), podem ser considerados elevados permitindo ambientes eutrofizados e com grande probabilidade de ocorrência de florações de algas.

#### **4.10. Índice de Estado Trófico – I.E.T.**

Baseado nas novas relações estabelecidas entre as variáveis, bem como nos padrões de qualidade propostos no item anterior, pode-se discutir uma proposta de Índice de Estado Trófico para ambientes lóticos e uma nova proposta de IET para os ambientes lênticos do Estado de São Paulo.

##### **4.10.1. Rios**

Para se estabelecer um índice de estado trófico é necessário utilizar as relações estabelecidas entre a clorofila  $a$  e as outras variáveis de interesse. As equações estabelecidas serão a base para o estabelecimento de índices equivalentes entre as diferentes variáveis.

Em ambientes lóticos obteve-se nos itens anteriores as seguintes equações:

$$\ln(\text{Cl}) = 0,6 \ln(\text{PT}) - 1,86 \text{ (equação apresentada no item 4.9.6)}$$

Cl = clorofila  $a$  e PT = fósforo total, ambos em  $\mu\text{g.L}^{-1}$

A partir dessa relação e da correlação entre clorofila *a* e transparência com disco de Secchi

$$\ln(S) = -0,6 \cdot \ln(CI) - 0,7 \text{ (equação apresentada no item 4.7.1)}$$

pode-se construir uma nova relação entre os valores de transparência, clorofila *a* e fósforo total, segundo a distribuição do índice de Carlson, onde:

$$\mathbf{IET (S) = 10 \cdot (6 - ((\ln S) / \ln 2))}$$
 onde a transparência (S) é expressa em m.

S= leitura em m, do disco de Secchi (transparência)

Para o índice baseado em clorofila *a*, (IET(CI)), aplica-se equação entre essa variável e a transparência e se obtém:

$$IET (CI) = 10 \cdot (6 - ((-0,7 - 0,6 \cdot (\ln CI)) / \ln 2))$$
 onde a clorofila *a* (CI) é expressa em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ .

Para o IET do fósforo calcula-se substituindo a equação entre clorofila *a* e fósforo total

$$\text{ou } \ln(CI) = 0,6 \cdot \ln(PT) - 1,86$$

e a equação entre clorofila *a* e a transparência

$$\ln(S) = -0,7 - 0,6 \cdot \ln(CI)$$

$$\ln(S) = 0,42 - 0,36 \cdot \ln(PT)$$

Logo, a equação para o cálculo do Índice de Estado Trófico para fósforo total é:

$$IET (PT) = 10 \cdot (6 - ((0,42 - 0,36 \cdot (\ln PT)) / \ln 2))$$
 onde o fósforo total (PT) é expresso em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ .

Com vistas a padronizar as classes obtidas através do IET com os valores estabelecidos na Tabela 56 e os limites das classes de trofia estabelecidas para ambientes lóticos, os resultados finais do IET (CI) e do IET(PT) deverá ser corrigido segundo as equações:

$$\mathbf{IET (CI) = 10 \cdot (6 - ((-0,7 - 0,6 \cdot (\ln CI)) / \ln 2)) - 20}$$

$$\mathbf{IET (PT) = 10 \cdot (6 - ((0,42 - 0,36 \cdot (\ln PT)) / \ln 2)) - 20}$$

A tabela de equivalência entre os IETs e os valores de transparência, clorofila *a* e fósforo total é a seguinte

Tabela 58 - Valores de IET e equivalência com medidas de transparência, clorofila *a* e fósforo total.

IET	Disco de Secchi (m)	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )
30	8	0,10	1
40	4	0,31	3
50	2	0,99	22
60	1	3,14	149
70	0,5	9,96	1024
80	0,25	31,64	7025
90	0,125	106,41	53636

O índice de Estado Trófico propostos para ambientes lóticos está resumido na Tabela 59, a seguir.

Tabela 59 - IET e equivalência com medidas de fósforo total (FT), clorofila *a* (CI) e transparência (S) em rios.

Nível Trófico	Fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	S (m)	IET
Ultraoligotrófico	$\leq 0,013$	$\leq 0,74$	$\geq 2,4$	$\leq 47$
Oligotrófico	$0,013 < \text{FT} \leq 0,035$	$0,74 < \text{CI} \leq 1,31$	$2,4 > S \geq 1,7$	$47 < \text{IET} \leq 52$
Mesotrófico	$0,035 < \text{FT} \leq 0,137$	$1,31 < \text{CI} \leq 2,96$	$1,7 > S \geq 1,1$	$52 < \text{IET} \leq 59$
Eutrófico	$0,137 < \text{FT} \leq 0,296$	$2,96 < \text{CI} \leq 4,70$	$1,1 > S \geq 0,8$	$59 < \text{IET} \leq 63$
Supereutrófico	$0,296 < \text{FT} \leq 0,640$	$4,70 < \text{CI} \leq 7,46$	$0,8 > S \geq 0,6$	$63 < \text{IET} \leq 67$
Hipereutrófico	$>0,640$	$>7,46$	$<0,6$	$>67$

É interessante notar que há forte correlação entre resíduos fixos e transparência em rios:

$$\text{Ln}(S) = 2,7 - 0,863 \cdot \text{Ln}(\text{ResFix})$$

$$n=14 \quad r = -0,70 \quad \text{E.P.} = 0,7$$

Há, portanto, uma interferência maior dos sólidos em suspensão, e os valores de clorofila estão claramente limitados pela transparência. Isto também significa que, quando essas águas encontram um ambiente com menor velocidade de correnteza, o material em suspensão tende a sedimentar, possibilitando uma maior transparência e conseqüentemente uma maior produtividade. É importante lembrar que nesses ambientes o fósforo também irá sedimentar.

Há correlação significativa entre fósforo total e resíduo fixo tanto em rios ( $n=298$   $r=0,54$ ) como em reservatórios ( $n=336$   $r=0,28$ ). No entanto, os baixos valores dos coeficientes

indicam uma correlação fraca em reservatórios e uma mais forte em rios que pode ser explicada com a seguinte expressão:

$$\text{Ln(PT)} = -5,64 + 0,75 \cdot \text{Ln(ResFix)} \quad \text{ou} \quad \text{Ln(Res Fix)} = 5,18 + 0,4 \cdot \text{Ln(PT)}$$

Há correlação significativa entre clorofila *a* e resíduo fixo tanto em rios (n=299 r=0,32) com em reservatórios (n=324 r=0,26), no entanto os baixos coeficientes de correlação indicam uma correlação fraca.

#### 4.10.2. Reservatórios

Para os reservatórios a definição do Índice de Estado Trófico parte das equação estabelecidas, neste trabalho, entre clorofila *a* e fósforo total:

$$\text{ln(CL)} = -2,5136 + 1,23564 \cdot \text{ln(PT)} \quad (\text{equação 1.3, do item 4.6.3.2}),$$

e da correlação entre clorofila *a* e a transparência avaliada através do disco de Secchi:

$$\text{ln(Transparência)} = 0,92 - 0,337 \text{ln(Clorofila } a) \quad (\text{equação apresentada no item 4.7.2})$$

pode-se construir uma nova relação entre os valores de transparência, clorofila *a* e fósforo total, segundo a distribuição do índice de Carlson, onde:

$$\text{IET (S)} = 10 \cdot (6 - ((\text{ln S}) / \text{ln } 2)) \quad \text{onde a transparência (S) é expressa em m.}$$

Aplicando-se a equação acima obtém-se:

$$\text{IET (CL)} = 10 \cdot (6 - ((0,92 - 0,34 \cdot (\text{ln CL})) / \text{ln } 2)) \quad \text{onde a clorofila } a \text{ (CL) é expressa em } \mu\text{g.L}^{-1}.$$

Para o IET do fósforo calcula-se substituindo a equação entre clorofila *a* e fósforo total

$$\text{ln(CL)} = 1,2356 \cdot \text{ln(PT)} - 2,513$$

e a equação entre clorofila *a* e a transparência (Secchi):

$$\text{ln(S)} = 0,92 - 0,34 \cdot \text{ln(CL)}$$

$$\text{ln(S)} = 0,92 - 0,34(1,236 \cdot \text{ln(PT)} - 2,513)$$

$$\text{ln(S)} = 1,77 - 0,42 \cdot \text{ln(PT)}$$



logo a equação para o cálculo do Índice de estado trófico para fósforo total é:

$$\text{IET (PT)} = 10.(6-(1,77-0,42.(\ln \text{PT})/\ln 2)) \quad \text{onde fósforo total (PT) é expresso em } \mu\text{g.L}^{-1}.$$

A tabela de equivalência entre os IETs e os valores de transparência, clorofila *a* e fósforo total é a seguinte:

Tabela 60 - Valores de IET e equivalência com medidas de transparência, clorofila *a* e fósforo total.

IET	Disco de Secchi (m)	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )
30	8	0,03	0,48
40	4	0,25	2,5
50	2	1,93	13,0
60	1	14,82	67,1
70	0,5	113,80	349,5
80	0,25	873,96	1820,3

Os novos critérios de classificação estão apresentados na Tabela 61.

Tabela 61 - IET e equivalência com medidas de fósforo total (FT), clorofila *a* (Cl) e transparência (S) em reservatórios.

Nível Trófico	Fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	S (m)	IET
Ultraoligotrófico	$\leq 0,008$	$\leq 1,17$	$\geq 2,4$	$\leq 47$
Oligotrófico	$0,008 < \text{FT} \leq 0,019$	$1,17 < \text{Cl} \leq 3,24$	$2,4 > \text{S} \geq 1,7$	$47 < \text{IET} \leq 52$
Mesotrófico	$0,019 < \text{FT} \leq 0,052$	$3,24 < \text{Cl} \leq 11,03$	$1,7 > \text{S} \geq 1,1$	$52 < \text{IET} \leq 59$
Eutrófico	$0,052 < \text{FT} \leq 0,120$	$11,03 < \text{Cl} \leq 30,55$	$1,1 > \text{S} \geq 0,8$	$59 < \text{IET} \leq 63$
Supereutrófico	$0,120 < \text{FT} \leq 0,233$	$30,55 < \text{Cl} \leq 69,05$	$0,8 > \text{S} \geq 0,6$	$63 < \text{IET} \leq 67$
Hipereutrófico	$>0,233$	$>69,05$	$<0,6$	$>67$

#### 4.11. Comparação entre os valores de IET de Carlson, modificado por Toledo, e os gerados pela nova proposta.

Comparou-se a nova metodologia proposta para avaliação de Estado Trófico com a de Carlson, modificada por Toledo. Aplicou-se ambas as metodologias sobre os dados dos anos 2001, 2002 e 2003, comparando-se as classificações e graus de limitação obtidos. No total foram utilizados 156 pares de dados de clorofila *a* e fósforo total, referentes a 54 pontos de coleta, metade localizados em rios e a outra metade em reservatórios (Tabela 62).

Tabela 62 - Classificação dos corpos d'água através da aplicação do Índice de Carlson modificado por Toledo e dos novos índices propostos.

UGRHI	Ponto	Número do Ponto	Corpo d'água	Índice de Toledo						Novo Índice					
				2001		2002		2003		2001		2002		2003	
				IET	G. L.	IET	G. L.	IET	G. L.	IET	G. L.	IET	G. L.	IET	G. L.
2	PARB02200	31	Rio Paraíba - captação Jacarei	38	N	33	N	39	A	51	N	47	N	51	A
	PARB02310	32	Rio Paraíba - captação S.J. dos Campos	40	A	42	A	40	A	52	A	53	A	52	A
	PARB02490	33	Rio Paraíba - captação Tremembé	44	A	37	A	41	A	54	A	49	A	52	A
	PARB02600	34	Rio Paraíba - captação Aparecida	45	A	44	A	41	A	55	N	54	A	52	A
	JAGJ00200	21	Res.do Jaguari	39	N	41	N	42	B	51	A	52	N	53	A
	SANT00100	49	Res. Santa Branca	38	N	39	N	40	B	50	N	50	N	51	N
4	PARD02100	35	Rio Pardo	42	A	37	A	39	A	54	B	51	N	51	A
	CPIV02130	11	Rio Capivari - captação Campinas	62	N	46	A	54	A	67	B	53	A	59	A
5	ATIB02010	1	Rio Atibaia - captação Atibaia	46	A	47	A	53	A	56	N	55	A	59	A
	ATIB02065	2	Rio Atibaia - captação Campinas	58	A	54	A	52	A	65	B	61	A	58	A
	CRUM02500	14	Rio Corumbataí - captação Piracicaba	48	A	55	A	56	A	56	A	61	A	60	A
	JAGR02500	23	Rio Jaguari - captação Paulínia e Hortolândia	44	A	46	A	51	A	53	A	54	A	58	A
	JAGR02800	24	Rio Jaguari - captação Limeira	40	A	42	A	47	A	50	A	50	A	53	A
	PCAB02100	41	Rio Piracicaba - captação Americana	47	A	51	A	57	A	56	N	58	A	62	N
	PCAB02220	42	Rio Piracicaba - captação Piracicaba	57	A	57	A	62	A	63	N	63	N	66	N
	IRIS02900	20	Ribeirão Pirai - captação Salto e Indaiatuba	41	A	49	A	53	A	52	A	57	A	59	A
	PCBP02500	44	Res. Barra Bonita	50	N	53	B	64	N	57	N	59	N	64	N
	6	BILL02100	3	Res. Billings - Corpo Central - Bororé	70	B	61	N	67	N	68	B	62	N	66
BILL02500		4	Res. Billings - Ponte da Rod. dos Imigrantes	57	B	59	B	62	N	60	B	61	N	63	N
BITQ00100		5	Res. Billings - Br. do Taquac. - Transposição	61	N	63	N	66	N	62	N	63	N	65	N
RGDE02900		47	Res.do Rio Grande - captação da SABESP	53	B	57	B	55	B	58	N	60	B	59	B
GUAR00100		18	Res. Guarapiranga	57	N	62	N	61	N	60	A	63	N	63	N
GUAR00900		19	Res. Guarapiranga - captação da SABESP	57	B	57	B	61	N	60	B	60	B	62	N
COGR00900		9	Res. das Graças - captação de Cotia Alto	51	N	49	N	51	N	57	N	56	N	57	N
JNDI00500		25	Res. do Jundiá	62	B	59	B	62	N	63	B	61	B	63	N
PEBA00900		45	Res. Taiaçupeba - captação	51	N	55	B	53	A	57	N	59	B	58	A
JQUJ00900		26	Res. do Juquerí	47	A	43	A	46	A	55	A	53	A	55	N
TGDE00900		55	Res. Tanque Grande	43	A	41	N	48	A	53	A	52	A	56	N
COTI03900		10	Rio Cotia - captação de Cotia Baixo	56	A	55	A	54	A	61	A	61	A	59	A
CRIS03400		13	Ribeirão dos Cristais - captação Cajamar	49	A	46	A	53	A	58	N	55	A	61	B
TIET02090		62	Rio Tietê - Captação Mogi das Cruzes	47	A	44	A	45	A	56	N	54	A	55	A
7	CFUG02900	8	Canal de Fuga 2	52	B	53	B	62	N	57	B	58	B	63	N
	CUBA02700	15	Rio Cubatão	36	A	35	A	40	A	49	A	48	A	52	A
	CAMO00900	7	Res. Capivari - Monos	46	A	42	A	43	A	55	A	53	A	54	A
8	GRDE02300	16	Rio Grande	30	N	36	N	34	N	47	N	50	N	48	A
9	MOGU02300	29	Rio Mogi-Guaçu - captação Pirassununga	43	A	37	A	42	A	53	A	47	A	51	A
10	SOAR02700	52	Rio Sorocaba - captação Cerquilha	59	A	52	A	55	A	65	B	59	A	62	N
	TIET02400	64	Rio Tietê	64	A	65	A	62	A	67	A	68	A	66	A
	SOIT02100	50	Res. de Itupararanga	51	N	45	N	51	N	57	N	54	N	57	N
	SOIT02900	51	Res. de Itupararanga	43	A	42	A	45	A	53	A	53	A	54	N
	TIBT02500	61	Res. Barra Bonita	63	N	70	N	67	N	64	N	68	A	66	A
	TIBB02100	56	Res. Barra Bonita	59	N	57	N	62	N	62	N	61	N	63	N
	TIBB02700	58	Res. Barra Bonita	56	B	59	N	63	N	60	B	61	N	64	N
12	PARD02800	37	Rio Pardo	35	A	41	A	42	A	46	A	52	A	53	A
14	JURU02500	28	Res. Jurumirim	42	A	45	A	39	N	53	A	55	A	51	A
15	RPRE02200	48	Res. do Rio Preto - capt. S. J. do Rio Preto	52	N	49	A	36	A	58	N	57	A	50	A
16	TIET02600	66	Res. Ibitinga - Rio Tietê	49	B	50	N	50	N	56	N	57	N	57	N
17	PADO02600	30	Rio Pardo - captação de Ourinhos	37	A	39	A	34	A	47	A	50	A	47	A
19	PARN02100	38	Rio Paraná	38	A	41	N	35	N	50	N	54	A	49	N
	TITR02800	69	Res. Três Irmãos	42	A	45	A	41	N	53	A	54	N	52	N
20	CASC02050	70	Repres. Cascata - captação de Marília	-	-	-	-	59	B	-	-	-	-	61	B
21	PEIX02100	46	Rio do Peixe	44	A	53	A	48	A	53	A	60	B	57	N
	ARPE02800	71	Repres. Arrepido - captação de Marília	-	-	-	-	45	N	-	-	-	-	54	N
22	PARP02750	40	Rio Paranapanema	39	A	39	N	38	A	51	N	52	B	50	N

G.L.= Grau de limitação

N = Normal  
A= Alto  
B= Baixo

ultraoligotrófico

oligotrófico

mesotrófico

eutrófico

supereutrófico

hipereutrófico

Observa-se, na Tabela 63, que o novo índice permite uma maior gama de classificações, pois, além de ambientes classificados como oligotróficos, mesotróficos e eutróficos, são registrados ambientes ultra-oligotróficos e hipereutróficos, bem como da nova classe supereutrótica. Em rios e em reservatórios, há um ligeiro aumento dos ambientes classificados como mesotróficos, comparando-se com o antigo índice de Carlson, modificado por Toledo, mas não há uma alteração significativa da distribuição das classes tróficas (Fig. 84).

Tabela 63 – Comparação da distribuição da classificação trófica, anual de 54 pontos de coleta, para os anos de 2001, 2002 e 2003, aplicando-se o índice de Carlson modificado (Toledo) e os novos índices propostos, para todo o conjunto e para rios e reservatórios.

Classificação Trófica	Total %		Rios %		Reservatórios %	
	Carlson*	Proposta	Carlson*	Proposta	Carlson*	Proposta
UltraOligotrófico	0	4	0	7	0	0
Oligotrófico	35	21,5	48	31	22	11,5
Mesotrófico	34	43,5	32	39,5	35	48
Eutrófico	31	21,5	20	14	43	30
Supereutrófico	-	7,5	-	7,5	-	8
Hipereutrófico	0	2	0	1	0	2,5

\*modificado por Toledo.

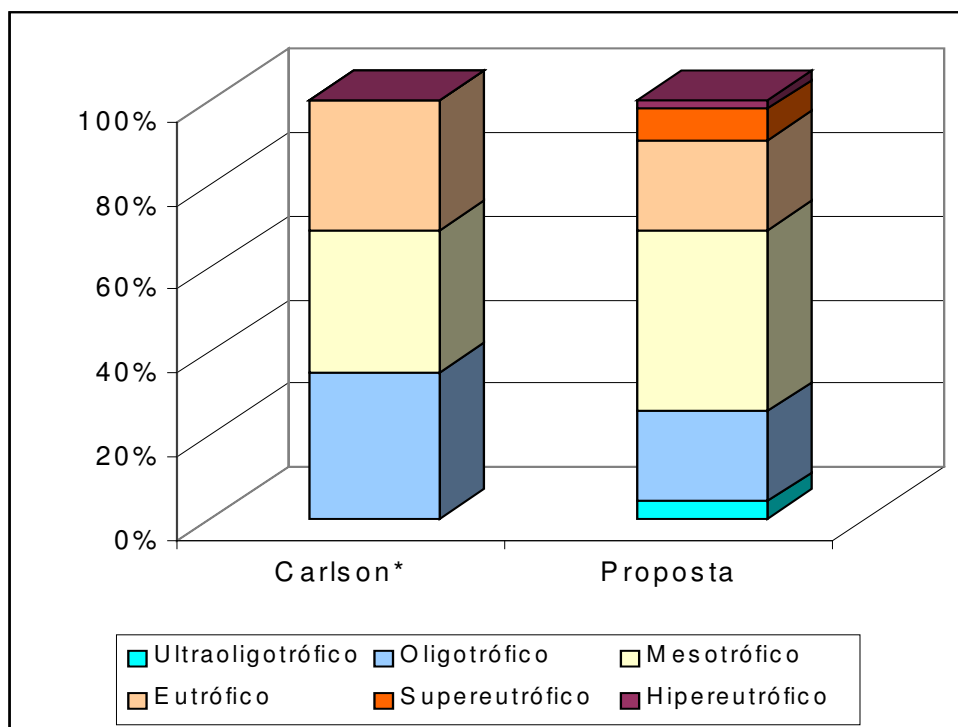


Figura 84 - Distribuição da classificação trófica dos corpos d'água para 2001, 2002 e 2003, aplicando-se o índice de Carlson \*(modificado por Toledo) e os novos índices propostos.

O grau de limitação, conforme explicado no item de material e métodos, avalia a concordância entre as classificações obtidas por meio dos resultados das diferentes variáveis. Comparou-se portanto, as classificações obtidas para as concentrações de clorofila *a* com as obtidas por meio do fósforo total, sendo que, para padronizar o número de classes dos dois índices, considerou-se concordantes as classificações eutrófica e supereutrófica, do novo índice. Observa-se, na Tabela 64 que, com a aplicação dos novos índices propostos, há um aumento de ocorrência de concordância entre as classificações do ambiente através das concentrações de clorofila *a* ou de fósforo total, o que é expresso como grau de limitação “normal”, sobretudo em ambientes lóticos.

Tabela 64 - Grau de limitação dos 54 pontos avaliados para os anos de 2001, 2002 e 2003, no total e separados por tipo de ambiente (lótico ou lêntico).

Grau de Limitação	Total %		Rios %		Reservatórios %	
	Carlson*	Novo	Carlson*	Novo	Carlson*	Novo
Alto	57	47	89	67	23	27
Normal	31	40	11	25	52	56
Baixo	12	13	0	9	25	17

\*modificado por Toledo

A utilização dos novos índices não altera significativamente a distribuição das classificações (Fig. 84), demonstrando que o índice de Carlson modificado por Toledo, utilizado pela CETESB (CETESB, 1999), é adequado para os ambientes estudados. No entanto, os novos índices propostos apresentam uma maior sensibilidade, aumentando amplitude das classificações tróficas, bem como melhoram a concordância entre as classificações obtidas com as concentrações de clorofila *a* e as concentrações de fósforo total, para um mesmo ambiente.

Com o estabelecimento de classes tróficas equivalentes, pode-se utilizar os resultados dos índices de estado trófico para se avaliar o comportamento de um ambiente. Por exemplo, ambientes em que os índices obtidos por meio da concentração de clorofila *a* são sistematicamente superiores aos obtidos através da concentração de fósforo total, grau de limitação baixo, como o reservatório Billings, indicam, em ambientes lóticos, condições favoráveis para o crescimento algal.

#### **4.12. Tempo de residência**

Apesar de ser possível estabelecer uma correlação geral entre a concentração de nutrientes e a de clorofila *a*, sabe-se que nos corpos d'água lênticos, existem outros fatores que influenciam a produtividade de um sistema além da disponibilidade de nutrientes. Estes podem ser divididos basicamente em fatores físicos, químicos e biológicos.

Dentre os fatores físicos, como a luz e a temperatura, deve-se levar em consideração também a velocidade do fluxo da água. Ambientes com maior fluxo de água tendem a apresentar uma menor produtividade fitoplanctônica. Portanto, em reservatórios, a regras de operação, ou seja, o controle do volume armazenado e da velocidade de saída irão resultar em diferentes densidades de algas, mesmo com a manutenção da fontes de nutrientes. Na Austrália, este é um dos mecanismos utilizados para o controle de florações de cianobactérias em seus reservatórios. O indicador da velocidade desse fluxo é o tempo de residência, o qual é função do volume útil do reservatório e o fluxo de saída, avaliando assim, o tempo (ex.: ano ou dias) necessário para a troca completa da água.

Jørgensen (2003) discute a manipulação do tempo de residência em dois lagos e um reservatório com vistas a redução da eutrofização. Esse trabalho conclui que em dois dos ambientes estudados, a aplicação de modelo matemático proposto por este pôde acompanhar a redução dos efeitos da eutrofização, decorrentes da diminuição dos tempos de residência.

Outras características físicas dos reservatórios vão influenciar mais diretamente a carga afluyente ao reservatório, como o índice de margem ou ainda a disponibilidade dos nutrientes para o fitoplâncton, conforme sua profundidade (IETC-UNEP, 2001). A circulação da água no reservatório é função de todos esses fatores, e ainda das características climáticas da região em que este se encontra, considerando ventos e temperaturas, as quais podem determinar a ocorrência ou não de estratificação da coluna d'água, a mistura das suas diferentes camadas, a liberação do fósforo eventualmente estocado nos sedimentos e seu transporte até a zona fótica.

Quando consideramos os reservatórios avaliados no presente trabalho pode-se constatar uma grande variação tanto nos seus volumes, áreas, profundidades e tempos de residência. Além disso, deve-se ter em mente que reservatórios podem ser muito mais heterogêneos do que

lagos, em função de seu caráter dendrítico e formação de braços que funcionam como baías. Assim poucos pontos amostrais nem sempre refletem as condições de todo o corpo d' água.

Desta forma, pode-se introduzir um dos fatores chave na dinâmica dos reservatórios: o tempo de residência na predição das concentrações das clorofila *a*, a partir das concentrações de fósforo total. Para incorporarmos essa nova variável na estimativa da clorofila *a* foram utilizados valores médios de tempos de residência dos reservatórios (Anexos 3 e 4) e testados alguns modelos.

A equação entre clorofila *a* e fósforo total obtida para reservatórios neste trabalho foi:

$$\log_{10}(Cl) = 1,24 \cdot \log_{10}(PT) - 1,09 \quad (\text{equação 1.1})$$

$n = 52 \quad r = 0,76 \quad \text{E.P.} = 0,282$

Para incorporarmos o tempo de residência na estimativa da clorofila *a* foram retirados do modelo original os pontos 7, 48 e 55, (reservatórios das Graças, de Rio Preto e Tanque Grande, respectivamente) para os quais não foi possível obter informação sobre o tempo de residência.

Assim, com a retirada desses três pontos a equação obtida, denominado Modelo Original, foi:

$$\log_{10}(Cl) = 1,24 \cdot \log_{10}(PT) - 1,075$$

$n = 49 \quad r = 0,786 \quad \text{E.P.} = 0,270$

A partir dessa equação foram testados outros modelos, considerando-se os dados de tempo de residência para cada reservatório (Anexos 3 e 4). Os valores de tempo de residência (TR, em anos) irão corrigir a concentração de fósforo total (PT, em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) obtendo-se um valor de fósforo total corrigido (PTc) que deverá resultar em uma maior capacidade de previsão das concentrações de clorofila *a* (CL em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ). A introdução do tempo de residência será testada para quatro tipos de modelos distintos denominados, modelo logarítmico(1), linear (2), quadrático (3) e cúbico (4), apresentados a seguir:

- (1)  $\log_{10}(Cl) = A \cdot \log_{10}(PT \cdot TR^\alpha) + B$
- (2)  $\log_{10}(Cl) = A \cdot [\log_{10}(PT) + \alpha TR] + B$
- (3)  $\log_{10}(Cl) = A \cdot [\log_{10}(PT) + \alpha TR^2] + B$
- (4)  $\log_{10}(Cl) = A \cdot [\log_{10}(PT) + \alpha TR^3] + B$

O coeficiente alfa ( $\alpha$ ) irá ponderar a influência do tempo de residência na correção do fósforo total. Ao variarmos o alfa teremos uma variação do coeficiente de correlação linear entre

clorofila *a* e fósforo total corrigido, para o conjunto de 49 pontos testados. O melhor alfa, para cada um dos modelos, será determinado pelo maior coeficiente de correlação obtido, o qual, posteriormente também servirá como critério de escolha do melhor modelo, entre os quatro testados. Note-se que, para qualquer um dos modelos, quando alfa for igual a zero, tem-se o Modelo Original. Os resultados dos quatro modelos testados estão na figura a seguir (Fig. 85).

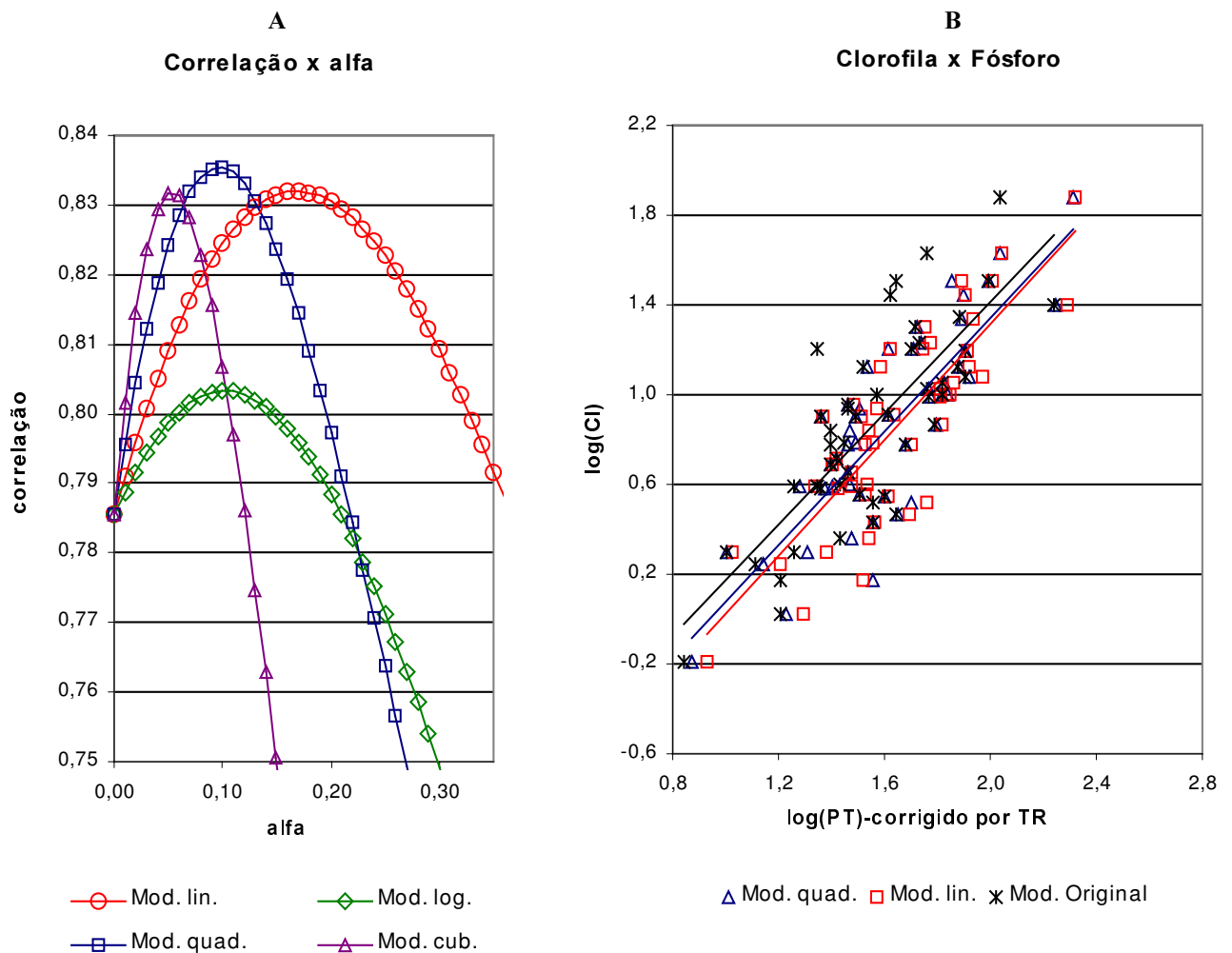


Figura 85 - Gráfico à esquerda (A) : correlação(y) versus alfa (x).Gráfico da direita (B):  $\log_{10}$ (clorofila *a*) em  $\mu\text{g.L}^{-1}$  versus  $\log_{10}$  (fósforo total) em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , Modelo Original, Modelo linear (lin) e Modelo quadrático (quad). TR: tempo de residência (anos).

Legenda :

Gráfico á esquerda (A) = correlação contra alfa, para os diferentes modelos testados busca do melhor parâmetro alfa para cada modelo.

(A1) Modelo log: losangos e curva verdes:

$\log \text{Cl} = A + B (\log(\text{PT}) + \text{alfa} \cdot \log(\text{TR}))$ . Note que para alfa = 0, tem-se o Modelo Original. correlação máxima ocorre para alfa = 0,107

(A2) Modelo lin: bolas e curva vermelhas:

$\log \text{Cl} = A + B (\log(\text{PT}) + \text{alfa} \cdot \text{TR})$  Note que para alfa = 0, tem-se o Modelo Original.

correlação máxima ocorre para  $\alpha = 0,1676$

(A3) Modelo quadrático: quadrado e curva azuis:  
 $\log CI = A + B [\log(PT) + \alpha \cdot TR^2]$   
correlação máxima ocorre para  $\alpha = 0,096$

(A4) Modelo cúbico: triângulo e curva violeta:  
 $\log CI = A + B [\log(PT) + \alpha \cdot TR^3]$   
correlação máxima ocorre para  $\alpha = 0,05$

Gráfico da esquerda (B) :

(B1) Modelo Original: estrelas pretas, onde  $y = \log CI$ ,  $x = \log PT$   
 $\log_{10}(CI) = 1,24 \cdot \log_{10}(PT) - 1,075$

(B2) Modelo lin (linear): quadrados vermelhos, onde  $\log CI = A + B \cdot (\log(PT) + \alpha \cdot TR)$   
correlação máxima ocorre para  $\alpha = 0,1676$   
portanto:  $\log_{10}(CI) = 1,29 \cdot (\log_{10}(PT) + 0,17 \cdot TR) - 1,27$

(B3) Modelo quad (quadrático): triângulos azuis, onde  $\log CI = A + B \cdot (\log(PT) + \alpha \cdot TR^2)$   
correlação máxima ocorre para  $\alpha = 0,095$   
portanto:  $\log_{10}(CI) = 1,26 \cdot (\log_{10}(PT) + 0,095 \cdot TR^2) - 1,18$

Em relação ao Modelo Original, observa-se um aumento da correlação, com a introdução do tempo de residência, ou seja, quando  $\alpha$  é diferente de zero, nos quatro modelos testados (Fig. 85A). Estes resultados indicam de forma robusta que o tempo de residência de reservatórios é uma variável importante que deve ser considerada nos modelos de previsão de clorofila  $a$ , a partir dos resultados da concentração de fósforo.

Não há grande diferença entre os modelos linear, quadrático e cúbico, pois os máximos de correlação são basicamente os mesmos (Fig. 85A). No entanto, o modelo log é consideravelmente pior. O modelo cúbico piora a correlação máxima, com relação ao quadrático, mostrando que não há porque seguir aumentando o expoente. Assim, o melhor modelo, dentre os considerados, é o quadrático, por ser o de maior correlação,

A figura 83B compara o Modelo Original com os modelos linear e quadrático para o melhor  $\alpha$ . A introdução do tempo de residência como fator de “correção” da concentração de fósforo total, irá fazer com que os modelos linear e quadrático, apresentem maior correlação, uma vez que há uma diminuição na distância relativa dos pontos à reta. O ajuste do modelo quadrático, para o melhor  $\alpha$  é expresso como:

$$\log_{10}(CI) = 1,26 \cdot (\log_{10}(PT) + 0,095 \cdot TR^2) - 1,18$$



No entanto, ao analisarmos os resultados apresentados na figura 83B observou-se que três pontos (Paraibuna, Jaguari e Summit da Billings), pioram o seu resíduo quando se introduz o tempo de residência. Esses reservatórios apresentam tempos de residência superiores a um ano, sendo mais elevados do que a maioria dos outros estudados. Assim, esses pontos foram retirados e o Modelo Original foi novamente comparado com os Modelos linear e quadrático (Figuras 86 e 87, respectivamente).

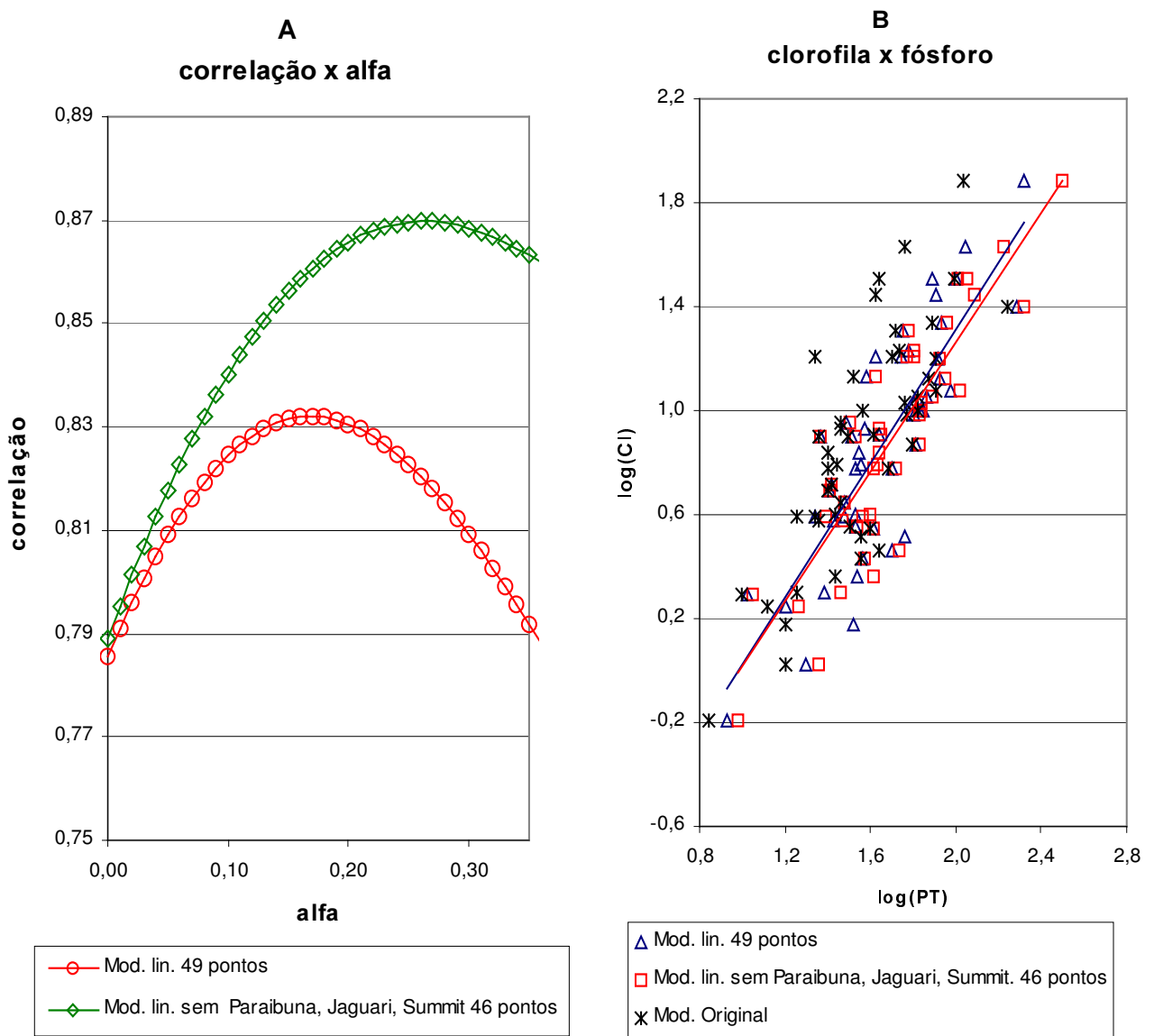


Figura 86 - Gráfico da esquerda (A): Cl { $\log_{10}$ (clorofila *a*) em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ } versus PT {  $\log_{10}$  (fósforo total) em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ }, Modelo Original, Modelo linear (lin). TR: tempo de residência (anos). Gráfico da direita (B): correlação(y) versus alfa (x).

No gráfico A da figura 86, são apresentados os pontos do Modelo Original, portanto sem correção pelo tempo de residência, e os pontos com a correção do Modelo Linear com 49 pontos e com 46 pontos (sem Paraibuna, Jaguari e Summit da Billings).

Legenda:

Gráfico A (esquerda)

(1) bolas pretas: clorofila vs fósforo (49 pontos) Modelo original

(1) linha preta pontilhada: regressão

$$\log_{10}(\text{Cl}) = 1,24 \cdot \log_{10}(\text{PT}) - 1,075$$

(2) triângulos azuis (49 pontos) Modelo linear

(2) linha azul tracejada longa: regressão

$$\log_{10}(\text{Cl}) = 1,29 \cdot (\log_{10}(\text{PT}) + 0,17 \cdot \text{TR}) - 1,27$$

(3) quadrados vermelhos: sem Paraibuna, Jaguari e Summit Control da Billings (46 pontos)

(3) linha sólida vermelha: regressão

$$\log_{10}(\text{Cl}) = 1,24 \cdot (\log_{10}(\text{PT}) + 0,28 \cdot \text{TR}) - 1,23$$

Gráfico da direita (B) = correlação contra alfa, para os diferentes conjuntos de dados (49 e 46 pontos) em busca do melhor parâmetro alfa para cada modelo.

(B1) Modelo 46 pontos: curva vermelha, quadrados vermelhos.

(B2) Modelo 49 pontos: curva azul, triângulos azuis.

Os valores de t-student para a regressão em cada um dos três casos foram:

	coeficiente angular	coeficiente linear
(1) Modelo Original	t=8,7	-4,8
(2) Modelo linear para 49 pontos	t=10,3	-6,1
(3) Modelo linear para 46 pontos	t=11,7	-6,7

Estes coeficientes, sendo superiores a, aproximadamente 3,5, indicam, para os graus de liberdade considerados, que a hipótese nula, de que não haja correlação linear entre essas variáveis, pode ser rejeitada com probabilidade maior que 99,9%.

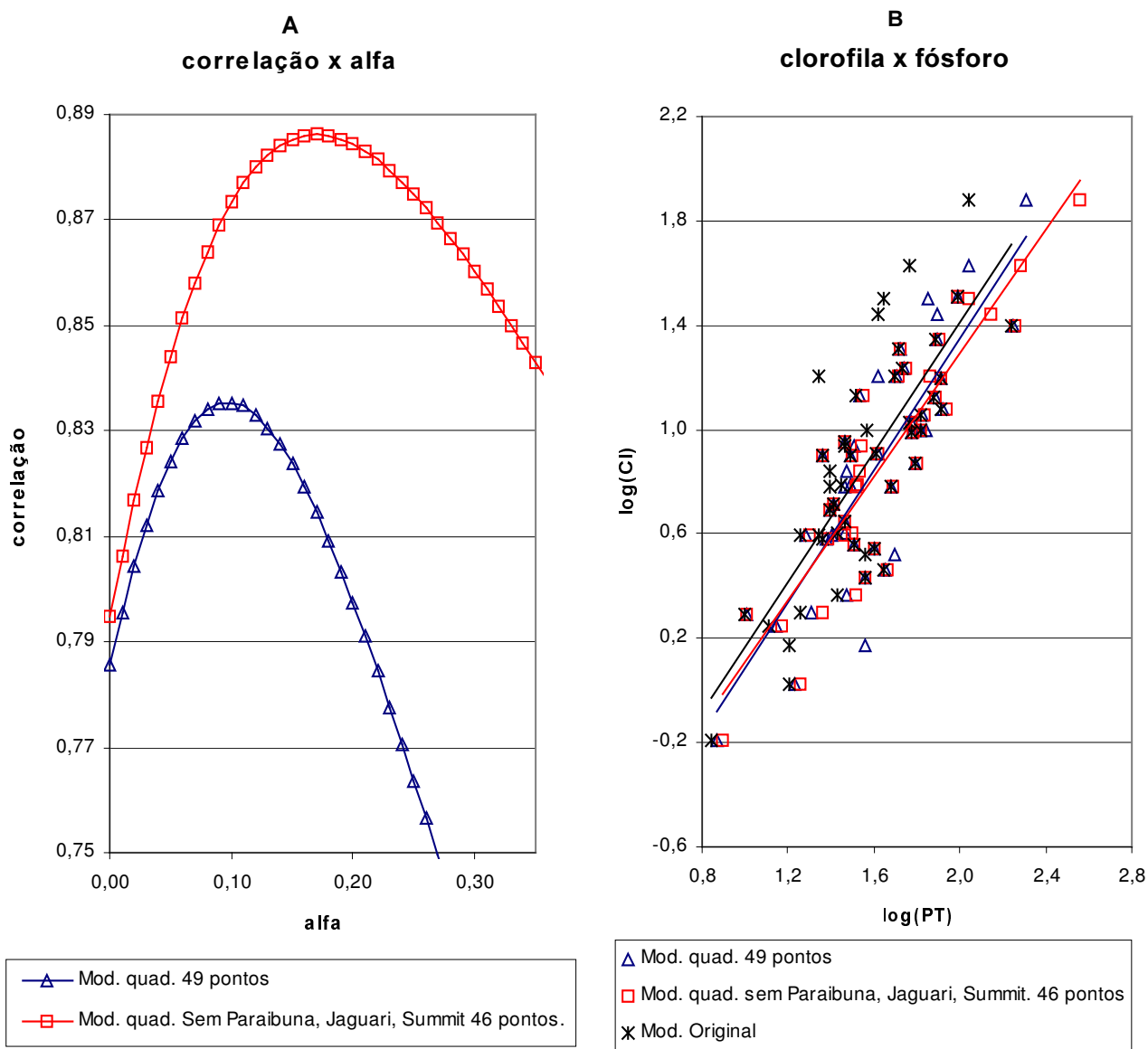


Figura 87 - Gráfico da esquerda (A): Cl { $\log_{10}$ (clorofila *a*) em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ } versus PT {  $\log_{10}$  (fósforo total) em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ }, Modelo Original e Modelo quadrático (quad). TR: tempo de residência (anos). Gráfico da direita (B): correlação(y) versus alfa (x).

No gráfico A, da figura 87 são apresentados os pontos do Modelo Original, portanto sem correção pelo tempo de residência, e os pontos com a correção do Modelo quadrático com 49 pontos e com 46 pontos (sem Paraibuna, Jaguarí e Summit da Billings).

Legenda:

Gráfico A (esquerda)

(1) bolas pretas: clorofila vs fósforo (49 pontos). Modelo original.

(1) linha preta pontilhada: regressão

$$\log_{10}(\text{Cl}) = 1,24 \cdot \log_{10}(\text{PT}) - 1,075$$

(2) triângulos azuis (49 pontos). Modelo quadrático.

(2) linha azul tracejada longa: regressão

$$\log_{10}(\text{Cl}) = 1,26 \cdot (\log_{10}(\text{PT}) + 0,095 \cdot \text{TR}^2) - 1,075$$

- (3) quadrados vermelhos: Modelo quadrático sem Paraibuna, Jaguari e Summit Control da Billings  
 (3) linha solida vermelha: regressão

$$\log_{10}(\text{Cl}) = 1,18 \cdot (\log_{10}(\text{PT}) + 0,18 \cdot \text{TR}^2) - 1,06$$

Gráfico da direita (B) = correlação contra alfa, para os diferentes conjuntos de dados (49 e 46 pontos) em busca do melhor parâmetro alfa para cada modelo.

- (B1) Modelo 46 pontos: curva vermelha, quadrados vermelhos.  
 (B2) Modelo 49 pontos: curva azul, triângulos azuis.

Os valores de t-student para a regressão em cada um dos três casos

	coeficiente angular	coeficiente linear
(1) Modelo Original	t=8,7	-4,8
(2) Modelo quadrático para 49 pontos	t=10,4	-5,9
(3) Modelo quadrático para 46 pontos	t=11,7	-6,8

Estes coeficientes, sendo superiores a aproximadamente 3,5, indicam, para os graus de liberdade considerados, que a hipótese nula, de que não haja correlação linear entre essas variáveis, pode ser rejeitada com probabilidade maior que 99,9%.

O Modelo Original, para os 49 pontos apresentou correlação de 0,786. Ao compararmos as figuras 86 e 87 verificamos que o Modelo Linear, com todos os 49 pontos, apresenta correlação máxima 0,831 e com 46 pontos apresenta correlação máxima 0,869, enquanto o modelo quadrático, com todos os 49 pontos, apresenta correlação máxima de 0,835 e com 46 pontos apresenta correlação máxima de 0,886. Assim, para a maioria dos ambientes testados, o melhor modelo é o quadrático, para a introdução do tempo de residência na relação entre clorofila *a* (em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e fósforo total (em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), através da equação:

$$\log_{10}(\text{Cl}) = 1,18 \cdot (\log_{10}(\text{PT}) + 0,18 \cdot \text{TR}^2) - 1,06.$$

Não foi possível testar a variável velocidade de fluxo, como fator de correção da concentração de fósforo total para os ambientes lóticos, uma vez que estes dados não estavam disponíveis. No entanto, este fator, assim como o tempo de residência em reservatórios, também deve influenciar na produção de clorofila *a*, como discutido nos trabalhos de Canter-Lund e Lund (1995) e de van Nieuwenhuise e Jones (1996), anteriormente citados.

#### 4.13. Índice de Qualidade de Água para Proteção da Vida Aquática (IVA).

O Índice de Estado Trófico (IET) é parte integrante do Índice de qualidade de água para proteção da vida aquática (IVA), utilizado pela CETESB, desde 2002, na Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas Superficiais. Portanto qualquer alteração do IET trará reflexos na aplicação do IVA. Além disso, a eutrofização também tem outros reflexos na avaliação da qualidade das águas pelo IVA, decorrentes da toxicidade de algumas florações de algas e de medidas de controle desses eventos e de outras alterações na qualidade das águas.

##### 4.13.1. Modificação do IVA

O IVA (Zagatto *et al.*, 1999) tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora em geral, diferenciado, portanto, de um índice para avaliação da água para o consumo humano e recreação de contato primário (CETESB, 2003). O IVA é composto pelo Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo (IET) e pelo Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA), o qual avalia a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e dois dos parâmetros considerados essenciais para a biota (pH e oxigênio dissolvido). Desta forma, segundo CETESB (2004b), o IVA fornece informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos, como também sobre o seu grau de trofia.

O IPMCA, descrito em Zagatto *et al.* (1999), é composto por dois grupos de parâmetros, o grupo de substâncias tóxicas (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis) e o grupo de parâmetros essenciais (oxigênio dissolvido, pH e toxicidade). O valor do IPMCA pode variar de 1 a 9, sendo subdividido em quatro faixas de qualidade, classificando as águas para proteção da vida aquática, conforme o quadro a seguir.

IPMCA	Qualidade da água
1	Boa
2	Regular
3 e 4	Ruim
≥ 6	Péssima

O IET, neste caso é classificado em quatro classes segundo o estado trófico do ambientes, conforme quadro a seguir.

Classes IET	Estado Trófico
1	Oligotrófico
2	Mesotrófico
3	Eutrófico
4	Hipereutrófico

O IVA é calculado a partir do IPMCA e do IET, segundo a expressão:

$$IVA = (IPMCA \times 1,2) + IET$$

O valor resultante do índice descreve cinco classificações de qualidade, relacionadas a seguir:

Qualidade Ótima	IVA = 2,2
Qualidade Boa	IVA = 3,2
Qualidade Regular	$3,4 \leq IVA \leq 4,4$
Qualidade Ruim	$4,6 \leq IVA \leq 6,8$
Qualidade Péssima	IVA > 7,6

A integração dos dois índices (IPMCA e IET) está representada na seguinte tabela de classificação do IVA.

Tabela 65 - Cálculo do IVA integrando os valores do IPMCA e do IET, com as classificações de qualidade resultantes.

		IPMCA				
		1	2	3	4	5
IET	1	2,2	3,4	4,6	5,8	8,2 – 11,8
	2	3,2	4,4	5,6	6,8	9,2 – 12,8
	3	4,2	5,4	6,6	7,8	10,2 – 13,8
	4	5,2	6,4	7,6	8,8	11,2 – 14,8

	ÓTIMA
	BOA
	REGULAR
	RUIM
	PÉSSIMA

Com uma eventual alteração do IET, a aplicação do IVA na Rede de Monitoramento da CETESB apresentará modificações. Deste modo, foi feita uma avaliação das modificações decorrentes deste trabalho e propostas algumas alterações no cálculo do IVA.

Uma proposta de nova classificação do IET, como a introdução de novas classes de trofia, é apresentada no quadro a seguir.

Classes IET	Estado Trófico
0,5	Ultraoligotrófico
1	Oligotrófico
2	Mesotrófico
3	Eutrófico
4	Supereutrófico
5	Hipereutrófico

A partir desse quadro, pode-se introduzir os novos índices para o IET sem que haja alteração da classificação original do IVA (Tabela 63).

Tabela 66 - Cálculo do IVA integrando os valores do IPMCA e do novo IET, com as classificações de qualidade resultantes.

		IPMCA				
		1	2	3	4	5
IET	0,5	1,7	2,9	4,1	5,3	8,2 – 11,8
	1	2,2	3,4	4,6	5,8	8,2 – 11,8
	2	3,2	4,4	5,6	6,8	9,2 – 12,8
	3	4,2	5,4	6,6	7,8	10,2 – 13,8
	4	5,2	6,4	7,6	8,8	11,2 – 14,8
	5	6,2	7,4	8,6	9,8	12,2 – 15,8

	ÓTIMA
	BOA
	REGULAR
	RUIM
	PÉSSIMA

O que se verifica nesta proposta é um aumento das possibilidades de combinação entre os índices, ampliando, assim, a sensibilidade do IVA.

Outros fatores como a presença de metais pesados e a toxicidade, por exemplo, também irão influenciar o IVA.

#### 4.13.2. Cobre

A aplicação de sulfato de cobre é prática corrente no Estado de São Paulo para controle da densidade fitoplanctônica em reservatórios eutrofizados, utilizados para captação de água a ser tratada e distribuída à população. Este algicida é utilizado, sobretudo no controle de cianobactérias, apesar de algumas espécies apresentarem resistência à sua aplicação contínua (Lamparelli *et al.*, 2000).

Nesses ambientes, os valores de clorofila *a* são mantidos artificialmente baixos, apesar da eventual disponibilidade de fósforo e de outras condições favoráveis ao desenvolvimento algáceo, devido à ação tóxica do cobre sobre a comunidade fitoplactônica.

O valor limite para cobre na legislação Brasileira, CONAMA 20 (Brasil, 1986), para águas classe 1 e 2 é de 0,02 mg.L<sup>-1</sup>. Considerando todos os pontos de coleta localizados em reservatórios, enquadrados nessas classes, 93 % das amostras atendem a esse limite. Nos ambientes lóticos, nenhum valor médio ultrapassou 0,025 mg.L<sup>-1</sup>. Dos rios amostrados, apenas dois, localizados no rio Cotia (COTI03900) e no ribeirão dos Cristais (CRIS03400) estão enquadrados nas classes 3, cujo limite na mesma legislação é de 0,5 mg.L<sup>-1</sup>, e um único na classe 4, rio Jundiaí (JUNA04900) para a qual não existem limites estabelecidos para cobre. O maior valor médio, 0,022 mg.L<sup>-1</sup>, foi encontrado no rio Jundiaí (classe 4) e em seguida os maiores valores médios foram encontrados nos rios Piracicaba, Peixe, Sorocaba e Tietê (classe 2), sem no entanto superar 0,02 mg.L<sup>-1</sup>. Considerando apenas os rios classe 1 e 2 verifica-se que 90% das amostras atendem ao limite estabelecido.

A análise da distribuição das concentrações de cobre total nos diferentes pontos de coleta situados nos reservatórios estudados está na figura a seguir (Fig. 88).



## Box-and-Whisker Plot - Reservatórios

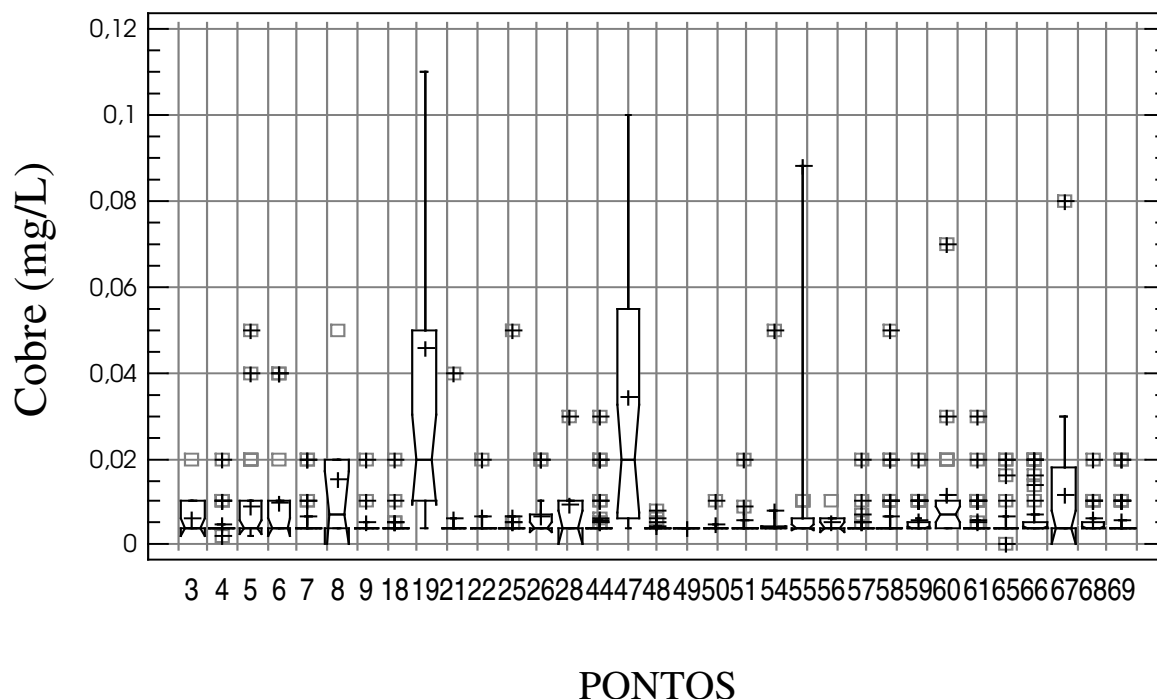


Figura 88 – Distribuição das concentrações de cobre ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) por ponto, em reservatórios.

Nesta figura (Fig. 88) é possível verificar que nos pontos 8, 19, 47, 55, 60 e 67, referentes aos reservatórios, Rio das Pedras (Canal de Fuga II), Guarapiranga - captação, do Rio Grande-captação, de Tanque Grande, Barra Bonita (Braço do rio Tietê) e de Promissão, respectivamente, os valores médios de cobre estiveram acima de  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$  de cobre total. Dentro deste grupo, destacam-se os resultados obtidos para o reservatórios Guarapiranga e do Rio Grande, com valores médios acima do estabelecido pelo CONAMA ( $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ ), ambos localizados na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e utilizados pela SABESP para abastecimento público. Na tabela a seguir está apresentado um resumo dos dados referentes à clorofila *a*, fósforo total, nitrogênio total e cobre nesse dois reservatórios.

Tabela 67 - Valores médios, mínimo, máximo e desvio padrão, para clorofila *a*, fósforo total, nitrogênio total e cobre dos reservatórios Guarapiranga (GUAR0900) e do Rio Grande (RGDE02900), entre 1996 e 2001.

		Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Fósforo Total ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Nitrogênio Total ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Cobre ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
Guarapiranga	Número de	25	36	36	35
Rio Grande	amostras ( <i>n</i> ).	24	36	36	36
Guarapiranga	Média	15,7	0,043	1,55	0,046
Rio Grande		9,4	0,039	1,38	0,034
Guarapiranga	Desvio	13,5	0,040	0,73	0,084
Rio Grande	padrão	11,8	0,050	0,59	0,040
Guarapiranga	Mín. - Máx.	3,2 - 69,5	0,005 - 0,180	0,47 - 3,61	0,004 - 0,490
Rio Grande		1,3 - 56,8	0,005 - 0,250	0,44 - 3,81	0,004 - 0,170

Apesar desses pontos não apresentarem uma relação clorofila *a* e fósforo total (Figura 64) abaixo da média, nesses ambientes as concentrações de clorofila *a* sofrem uma redução em função da ação do cobre sobre a comunidade fitoplanctônica.

#### 4.13.3. Toxicidade

Outro parâmetro avaliado é o teste de toxicidade utilizando *Ceriodaphnia dubia*. Esses ensaios podem apresentar três resultados distintos para as amostras testadas: (1) não tóxicas, quando não afetam os organismos teste, (2) toxicidade crônica, quando é registrado um efeito fisiológico, como reprodução dos organismos, ou (3) toxicidade aguda, quando é registrada a mortalidade dos organismos teste. A eventual toxicidade encontrada pode ser consequência de uma ou mais substâncias tóxicas presentes na amostra.

Dos 616 ensaios de toxicidade, realizados no universo de amostras referentes a Reservatórios, 180 apresentaram toxicidade aos organismos testados. Apenas os pontos GUAR00100 (res. Guarapiranga – braço do Parelheiros) e TIBB00500 (res. de Barra Bonita – corpo central, após a confluência dos rios Tietê e Piracicaba) não registraram nenhuma amostra tóxica no universo amostral. Das amostras que apresentaram resultado positivo para os testes de toxicidade, 151 apresentaram efeito crônico e 29 efeito agudo, representando 24,5 e 4,7% do total, respectivamente, sendo este último resultado registrado em apenas dez pontos de amostragem (Tabela 68 a seguir).

Tabela 68 - Distribuição das amostras de reservatórios que apresentaram resultado agudo para os testes de toxicidade.

	PONTO	No. de amostras	Amostras tóxicas*	% Amostras Tóxicas	Toxicidade Aguda	% Tox. Aguda
3	BILL02100	14	8	57	1	7
4	BILL02500	29	16	55	2	7
5	BILL02900	25	20	80	7	28
6	BITQ00100	13	8	62	1	8
8	CFUG02900	6	4	67	2	33
19	GUAR00900	25	5	20	3	12
25	JNDI00500	16	13	81	7	44
45	PEBA00900	5	3	60	1	20
47	RGDE02900	27	8	30	4	15
54	TAIA02800	10	1	10	1	10
	Total	170	86	51	29	17

\*(efeito crônico + efeito agudo)

Desses pontos cinco estão localizados no Complexo Billings, no corpo central, na direção do braço do Bororé (BILL02100), no final do braço do Taquacetuba (BITQ00100), sob a ponte da rodovia dos Imigrantes (BILL02500), próximo à barragem reguladora Billings-Pedras (Summit Control) (BILL02900) e no Canal de Fuga II, na saída do Reservatório do rio das Pedras (CFUG02900). Outros trabalhos realizados no reservatório Billings associaram a toxicidade registrada à presença de cianobactérias, sobretudo da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (CETESB *et al.*, 1999).

A toxicidade registrada nos reservatórios Guarapiranga (GUAR0900) e do Rio Grande (RGDE02900), e nos pontos PEBA00900 e TAIA02800, ambos referentes ao reservatório Taiapuê, sendo que ambos os pontos de coleta estão localizados próximo à tomada d'água, onde ocorre a aplicação de sulfato de cobre pela SABESP. Em outros trabalhos, a toxicidade também foi associada a elevadas concentrações de cobre nesses ambientes (Zagatto e Aragão, 1995 e Lamparelli *et al.*, 1992). Apesar do limite para o cobre na legislação brasileira ser de  $0,02\text{mg.L}^{-1}$ , outros países que estabeleceram seus limites para contaminantes baseados em seu potencial efeito tóxico aos organismos aquáticos estabelecem valores inferiores a esse. Estudos da agência ambiental Norte-Americana (USEPA) sobre o efeito do cobre em *Ceriodaphnia dubia*, para águas de baixa dureza ( $<50\text{mg.L}^{-1}$ ), estabelecem o valor limite como  $0,0125\text{mg.L}^{-1}$  de cobre (USEPA, 2001).

Portanto, a eutrofização direta, através da presença de algas tóxicas, ou indiretamente, através da aplicação de sulfato de cobre, é responsável por uma parcela considerável da toxicidade aguda registrada em reservatórios do Estado.

Dos 492 resultados de ensaios de toxicidade para rios, obtidos no universo de amostras analisado, 80 apresentaram toxicidade aos organismos testados, sendo que 23 resultados indicaram toxicidade aguda e 57 crônica (4,7 e 16,3% do total, respectivamente). Os pontos 10 (COTI03900), 38 (PARN02100) e 63 (TIET02350) destacam-se com mais de 50% das amostras coletadas ao longo de três anos, pelo menos, apresentando toxicidade crônica ou aguda.

#### **4.14. Avaliação da Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo.**

A rede de monitoramento de qualidade das águas superficiais do Estado de São Paulo, teve início em 1973 em 47 pontos de amostragem (CETESB, 2003). No entanto, sofreu diversas modificações ao longo dos anos e no ano de 2002, foram amostradas 151 estações no Estado, dessas, 96 localizam-se nas UGRHIs mais industrializadas (2, 5, 6, 7 e 10). Nas UGHRIs em industrialização (4, 8, 9, 12 e 13) localizam-se 17 estações, enquanto nas 12 UGHRIs restantes, consideradas agropecuárias ou de conservação localizam-se as 38 estações restantes.

Se considerarmos a área do Estado obteremos uma densidade média de 0,6 estação a cada 1000 km<sup>2</sup>, quando a Comunidade Econômica Européia recomenda uma estação por 1000 km<sup>2</sup> (CETESB, 2002a). Considerando-se a área ocupada pelas UGHRIs cujas atividades predominantes são a agropecuária ou de conservação, observa-se que há uma deficiência de pontos nesses locais.

Portanto, ao se trabalhar com valores médios da rede de monitoramento deve-se ter em mente que apenas 25% dos pontos estão em locais de menor densidade demográfica e pouca contribuição de despejos industriais.

Além disso, a localização dos pontos onde é avaliada a clorofila *a* é alterada periodicamente. Dos 69 pontos incluídos neste trabalho, apenas 13 deles possuem dados por um período de cinco anos, e apenas oito cobrem todo o período avaliado (1996-2001).

A frequência de amostragem adotada na rede de monitoramento, a cada dois meses, também pode ser questionada. Henry (2004) comparou dados de um levantamento intensivo (diários) de pH, condutividade e temperatura da água, nas represas de Jurumirim e de Barra Bonita e observou variações consideradas significativas para algumas dessas variáveis, no período de

um mês. No entanto, quando se discute a aplicação de um índice que considera uma média anual, qual seria o significado de eventuais variações? Os resultados indicam que, apesar das amostragens serem espaçadas, a consistência entre os resultados para o mesmo ponto em dois anos consecutivos é muito alto. Comparando-se os resultados dos anos de 2002 e 2003, aplicando-se os novos índices propostos neste trabalho, para 50 pontos amostrais, tanto em rios como em reservatórios, verifica-se que 56% deles foram enquadrados na mesma classe trófica nesses dois anos. Se incluirmos pontos classificados em diferentes classes tróficas, mas cuja diferença entre os resultados não supera duas unidades do IET, esse número sobe para 78%.

Essa consistência temporal, no entanto, não é observada espacialmente, nos diferentes pontos dos reservatórios. Como já discutido anteriormente, em reservatórios como o Billings, Barra Bonita, Itupararanga, Jaguari, Guarapiranga, nos pontos próximos à chegada dos rios formadores, os valores de IET foram, sistematicamente, superiores aos pontos próximos das barragens. Assim uma padronização do local de amostragem é essencial para que se possa verificar tendências temporais. No entanto, a definição de qual o ponto mais adequado para uma avaliação de trofia deverá ser feita caso a caso, dependendo do local de captação de água ou outros usos dos reservatórios. Pode-se avaliar, ainda a possibilidade de se estabelecer mais de um ponto de monitoramento em cada corpo d'água.

A utilização de índices de estado trófico confiáveis para o acompanhamento da qualidade das águas do Estado de São Paulo, aliados à uma avaliação da comunidade fitoplanctônica, para a determinação das espécies presentes, como vem sendo feito para alguns pontos de amostragem (CETESB, 2002 e 2003), possibilitam um melhor entendimento e gerenciamento dos corpos d'água. A complementação desse quadro por meio do IVA, bem como da avaliação de outras comunidades aquáticas, como a zooplanctônica e a bentônica, além da qualidade dos sedimentos (CETESB, 2002 e 2003) possibilitam um diagnóstico importante e suficientemente abrangente, para definir ações de controle e de gerenciamento ambiental no Estado.

## V. CONCLUSÕES

A partir das análises efetuadas neste trabalho, foi possível concluir que:

- É importante manter o monitoramento nos mesmos pontos por longos períodos para que se possa observar tendências de qualidade.
- Os trabalhos da OECD (1986) e do CEPIS (Salas e Martino, 2001), em que foi baseada a metodologia adotada no monitoramento, utilizam médias geométricas, devendo ser adotada essa metodologia, visando a padronização dos resultados e sua adequação metodológica.
- A avaliação de clorofila  $a$ , apesar de suas limitações, ainda é um método barato e rápido (comparado, por exemplo, com a avaliação de biovolume), sendo extremamente útil em programas de monitoramento da qualidade das águas. A correção do valor de clorofila  $a$  através da determinação da feofitina  $a$  deve ser feita para que não haja superestimativa do Índice de Estado Trófico, além de auxiliar na interpretação do estado fisiológico do fitoplâncton.
- É possível estimar a probabilidade de ocorrência de valores máximos de clorofila  $a$  através dos valores médios calculados.
- Foi possível a definição de valores basais de fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total clorofila  $a$ , para rios e reservatórios do Estado de São Paulo. Estes valores foram utilizados como limites entre as classes oligotrófica e mesotrófica.
- A introdução de uma nova classe de trofia, classe supereutrófica, permite discriminar, com maior propriedade, ambientes em diferentes estágios do processo de eutrofização.
- Existem limitações na aplicação do Índice de Estado Trófico. Reservatórios como a Billings, com alto tempo de residência, há uma produção de clorofila  $a$  maior que em outros. A introdução do tempo de residência de reservatórios, como fator de correção das concentrações de fósforo total, aumenta o coeficiente de correlação linear dos modelos testados neste trabalho, indicando de forma robusta que esta é uma variável importante que deve ser considerada nos modelos de previsão de clorofila  $a$ , a partir dos resultados da

concentração de fósforo. Para a maioria dos ambientes, o melhor dos modelos testados foi o quadrático, no qual o fósforo total corrigido (PTc) é função da concentração de fósforo total e do tempo de residência segundo a fórmula  $[\log_{10} (PT) + \alpha TR^2]$ .

- O índice de estado trófico aplicado em ambientes lóticos deve ser diferente do aplicado em ambientes lênticos, pois há diferença significativa entre as regressões entre clorofila *a* e fósforo total para os dois tipos de ambiente. Neste índice deve-se, também considerar o potencial de eutrofização desses ambientes.

A partir dos corpos de água avaliados pela Rede de Monitoramento, foi possível concluir que:

- Em rios ou em reservatórios não houve diferença entre os valores de fósforo total entre a estação seca e a chuvosa, mas na estiagem há proporcionalmente mais ortofosfato solúvel em ambos os ambientes.
- As concentrações de fósforo total, ortofosfato, nitrogênio amoniacal, turbidez, coliformes fecais, ferro e de resíduos fixos, foram maiores em rios do que em reservatórios. As concentrações de clorofila *a*, nitrogênio total e de nitrato foram maiores em reservatórios do que em rios.
- Os valores de clorofila *a* são significativamente mais altas na época de chuvas. No entanto, em reservatórios, em qualquer mês do ano são encontrados valores elevados. Diferentemente dos trabalhos em regiões temperadas não é necessário trabalhar com a época de maiores valores de clorofila *a*, mas sim com médias anuais.
- Os ambientes lênticos estudados são limitados por fósforo, com valores de N:P, inferiores a 10.
- Há correlação entre a clorofila *a* e o nitrogênio total nos ambientes estudados.
- A eutrofização é responsável por uma parcela considerável da toxicidade aguda registrada em reservatórios do Estado de São Paulo, seja através da presença de algas tóxicas, ou indiretamente, através da aplicação de sulfato de cobre utilizado para o controlar o crescimento algal.

## VI. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHEARN, D.S.; SHEIBLEY, R.W.; DAHLGREEN, R.A. Food resource modeling in upland watershed and the potencial links to lowland ecosystems in the CALFED region Cosumnes Research Group. 2004. Acesso em 11/03/2004. [http://watershed.ucdavis.edu/crg/data/download/crgI\\_final/water\\_quality/WQ3.pdf](http://watershed.ucdavis.edu/crg/data/download/crgI_final/water_quality/WQ3.pdf).
- ANZEC/ARMCANZ - Australian and New Zealand Environment and Conservative Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. *Australian and New Zealand - Guidelines for Fresh and Marine Water Quality Management Strategy - Paper number 4*. Camberra, Australia. 2000.
- APHA *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 19<sup>a</sup> ed. Washington, American Public Health Association/AWWA/WEF. 1995.
- APHA *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 20<sup>a</sup> ed. Washington, American Public Health Association/AWWA/WEF). 1998.
- BARBOSA, F.A.R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; BORICS, G.; ROCHA, O. The Cascade Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its applications to the River Tietê Basin, São Paulo State. Brasil. IN TUNDISI, J.G. e STRAŠKRABA, M *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. IIE – São Carlos, 425-437 1999. 585p.
- BAUTISTA, E. A. L. A distribuição generalizada de valores extremos no estudo da velocidade máxima do vento em Piracicaba, SP. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. USP. *Dissertação de Mestrado*. 2002. [www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11134/tde-24072002-17224](http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11134/tde-24072002-17224)
- BECKER, V.; SPIANDORELLO, F.B.; MONÇANI, G.R.P.; COSTA, A.H.R; YUNES, J.S. Monitoramento de cianobactérias nocivas na Represa do Faxinal, principal manancial de abastecimento de água do Município de Caxias do Sul, RS. IX Congresso Brasileiro de Limnologia. Juiz de Fora, 20 a 25 de julho de 2003.



BRASIL, LEI No. 6.938, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências de 31 de agosto de 1981.

BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho. Publicada no D.O.U. de 30/09/86. D.O.U. de 30/7/86 pg 11.356. 1986.

BRASIL, Portaria 518, de 25/03/2004 do Ministério da Saúde: Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. *D.O.U. 26/03/2004: seção I* p. 266. 2004.

BULGAKOV, N. G.; LEVICH, A. P.: Forum: Nutrient ratios: - The nitrogen: phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure. *Archiv für Hydrobiologie Vol. 146(1):* 3-22. 1999.

CANTER-LUND, H.; LUND, J.W.G. *Freshwater algae: their microscopic world explored.* Bristol, GB, Biopress Ltd., 1995. 360p.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography Vol 22 (2)* p 361- 369. 1977.

CARLSON, R.E.; SIMPSON J. “A Coordinator’s Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. North American Lake Management Society”. 96 pp. 1996. (<http://dipin.kent.edu/trophic-state.htm>).

CARVALHO, M.C., COELHO-BOTELHO, M.J., LAMPARELLI, M.C., ROQUETTI-HUMAITÁ, M.H., SALVADOR, M.E.P., SOUZA, R.C.R.; TRUZZI, A. Spatial and temporal variations of chlorophyll *a*, plankton and some physico-chemical factors at Billings Complex, São Paulo, Brazil. *Verh. Int. Ver. Limnol. Vol 26 part 2* p.452- 457. 1997.

CARDOSO, L. de S.; MOTTA MARQUES, D.da Evaluation of phytoplankton pigments in a shallow coastal lake submitted to strong hydrodynamics: comparative analysis of spectrophotometric methods. *Acta Limno. Brasiliensia Vol 14(3)* 1-16. 2002.

C.B.L. ANAIS DO IX CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA. 20-25 de julho de 2003. Juiz de Fora. M.G. 2003.

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). Determinação de oxigênio dissolvido em águas - método de Winkler modificado pela azida sádica: método de ensaio. São Paulo, BR, CETESB, 1978. 9p.(Norma técnica L5.169).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Guia de coleta e preservação de amostras de águas*. São Paulo, BR. 1988.150p.

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). Água - determinação de alumínio - método da espectrofotometria de absorção atômica: método de ensaio. São Paulo, BR, CETESB, 1989. 11p.(Norma técnica L5.103).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). Água - determinação de manganês - método da espectrofotometria de absorção atômica: método de ensaio. São Paulo, BR, CETESB, 1990a. 9p.(Norma técnica L5.133)

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Determinação de pigmentos fotossintetizantes: Clorofila-a, b e c e feofitina-a*. São Paulo, BR. 1990b. 19p. (Norma Técnica L5.306).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Água. Avaliação de toxicidade crônica utilizando **Ceriodaphnia dubia** Richard 1894 (Cladocera-Crustacea)*. São Paulo, BR. 1991. 25p. (Norma Técnica L5.022).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Coliformes fecais: determinação em amostras de água pela técnica de tubos múltiplos com meio A1 – método de ensaio*. São Paulo, BR. 1992. 20p. (Norma Técnica L5.406).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL) *Determinação de cloreto em águas: método do nitrato mercúrio*. São Paulo, BR, CETESB, 1993. 7p.(Norma técnica L5.113).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Águas: determinação de metais (prata, zinco, níquel, cádmio, chumbo, cobalto e cobre nas águas: método da espectrometria de absorção atômica por chama*. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 1995. 7p. (Norma Técnica L5.199).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 1996*. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. CETESB, São Paulo, BR. 1997. 268p. (Série Relatórios).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 1997*. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 1998. 288p. (Série Relatórios).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 1998*. São Paulo, BR. 1999a. 371p. (Série Relatórios).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 1999*. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2000. 391p. (Série Relatórios).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 2000*. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2001. 2v, 351p.(v.1:214p./ v.2: Resultados dos parâmetros e indicadores de qualidade das águas. 137p). (Série Relatórios).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 2001*. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2002a. 2v, 382p. (v.1: 227p/ v.2: Resultados dos parâmetros e indicadores de qualidade das águas. 155p). (Série Relatórios).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Estudos preliminares para o uso de índices biológicos no biomonitoramento de ambientes aquáticos continentais - riachos e corredeiras na bacia hidrográfica o rio Atibaia*. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. (Relatório Interno). 2002b. 99p.

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 2001*. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2003. 2v, (v.1: 271p/ v.2 em CD ROM: Resultados dos parâmetros e indicadores de qualidade das águas). (Série Relatórios).

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). Biblioteca da CETESB; Consulta ao Acervo; item: Notícias <http://biblioteca.cetesb.sp.gov.br/> acesso em 26/02/2004. 2004a.

CETESB, (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 2003*. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2004b. 263p + CD ROM. (Série Relatórios).

CETESB, São Paulo; SABESP, São Paulo; DAEE, São Paulo Monitoramento integrado bacias do Alto e Médio Tietê : avaliação da qualidade das águas, sedimento e peixes - Relatório final. São Paulo, BR, CETESB/SABESP, 1999. 3v, 690p.

CHAPMAN, D. *Water quality assessments: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. UNESCO; WHO; UNEP. London, GB, Chapman & Hall, 1992. 585p.

CHAPMAN, D. *Water Quality Assessment*. UNESCO/WHO/UNEP. 2<sup>nd</sup>. Edition. 1996. 626p.

CHELLAPPA, N.T.; CHELLAPPA, S.; CUNHA S.J.A. Florescimento de Microalgas Tóxicas no Açude Marechal Dutra, Acari, RN IX Congresso Brasileiro de Limnologia. Juiz de Fora, 20 a 25 de julho de 2003.

CHIAUDANI, G.; VIGHI, M., The N:P ratio and tests with *Selenastrum* to predict eutrophication in lakes. *Water Research Vol. 8* p1063-1069. 1974.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Chorus, E. & Bartram, J. (Eds.) World Health Organisation, E&FN Spon London & New York. 1999.

CONAMA Versão comparativa da revisão da Resolução CONAMA 020/86, elaborada por deliberação da 4ª reunião da Câmara Técnica de Assuntos Jurídicos, disponibilizada em 26 de novembro de 2003.

<http://www.mma.gov.br/port/processos/C4297E2D/PropAltRes020-comparativa.doc>

COSTA, I.A.S., DUARTE, M.A.C.; MEDEIRO, F.B.B.; FREIRE, V.M.; BEZERRA, F.M. Prevalência de cianobactérias e microcistinas em mananciais de abastecimento público no Estado do Rio Grande do Norte. IX Congresso Brasileiro de Limnologia. Juiz de Fora, 20 a 25 de julho de 2003.

DIPIN **Página da Internet.** Web Site Updated: March 21, 2003  
<http://dipin.kent.edu/chlorophyll.htm>

DAEE, (DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ESGOTOS). Regionalização Hidrológica no Estado de São Paulo - *Revista Águas e Energia Elétrica - DAEE ano 5 - n.º.14 -1988*.  
<http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/basecon/bancodedados/regdaee/artigo/artigo.htm>

D.E.P. (DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION). Guidance value for Phase II TMDLs in NYC Reservoirs. *DEP Report*. 1999 53p.

DODDS, W.K.; JONES, J.R.; WELCH, E.B. Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Res. 32(5)* 1455-1462. 1998.

DODDS, W.K.; WELCH, E.B. Establishing nutrient criteria in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19:186-196. 2000.

DOS SANTOS, A.C.A. CALIJURI, M.C., MORAES, E.M., ADORNO, M.A.T., FALCO, P.B., CARVALHO, D.P., DEBERDT, G.L.B., BENASSI, S.F. Comparison of three methods for chlorophyll determination: Spectrophotometry and Fluorimetry in samples containing pigment mixtures and spectrophotometry in samples with separate pigments through High Performance Liquid Chromatography. *Acta Limno. Brasiliensia Vol 15(3)* 7-18. 2003.

DWAF (DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FORESTRY) *South African Water Quality Guidelines*. Volume 7: Aquatic ecosystems. First Edition. Pretoria, South Africa. 145p. 1996.

DWAF (DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FORESTRY) *National Eutrophication Management Plan Implementation Manual - Final Draft*. South African National Waters Quality Monitoring Program Series. First Edition. Pretoria, South Africa. 201p. 2002.

E.A. (ENVIRONMENT AGENCY) *The Quality of Rivers and Canals in England and Wales 1995*. Environment Agency, Bristol. 1997.

E.A. (ENVIRONMENT AGENCY). *Trial Lake Classification of Lake Water Quality in England and Wales: A Proposed Approach*. ReD Technical Report E53, Environment Agency, Bristol. 2000.

E.E.A. (EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY) *Nutrients in European Ecosystems - Environmental Assessment Report no. 4* -, 1999 Disponível em: <http://www.eea.eu.int> Acesso em outubro 2003.

E.E.C. (EUROPEAN ECONOMIC COMMUNITY) Directive 91/271/EEC, on Urban waste water treatment, de 21 de Maio de 1991. (<http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-urbanwaste/directiv.html>).

EMBRAPA (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPEQUÁRIAS) - Banco de Dados Climáticos do Brasil. <http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/resultados>. Último acesso em 19/01/2004.

ESTEVES, F. de A. *Fundamentos de limnologia.*, Rio de Janeiro. FINEP, Interciência. 1988. 575p.

GASPARINI, S. Jupiá perde US\$5mi com vegetação: Plantas aquáticas entopem turbinas paralisando a produção de energia. *Gazeta Mercantil*. Panorama Setorial. 11/09/1997. 1997.

GOMES, M. C. A. DE A.; PEREZ, L. S. N.; CURCIO, R. L. S. Avaliação da poluição por fontes difusas afluentes ao reservatório Guarapiranga : Relatório síntese. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo; Prime Engenharia, São Paulo, BR, SMA/PRIME, 96p.(Mapas) 1998.

HAZEN, T. C.; TORANZOS, G. A. Tropical Source Water. In McFeters, G. A. *Drinking Water Microbiology – Progress and recent developments*. Springer-Verlag. New York. 32-53. 1990.

HEISKARY, S.; MARCUS, H. *Establishing relationship among In-stream nutrient concentrations, phytoplankton abundance and composition, Fish IBI and Biological Oxygen Demand in Minnesota USA Rivers. Final Report to USEPA Region V.* Minnesota Pollution Control Agency. Environmental Outcomes Division.. July, 2003. 100p

HENRY, R. A variabilidade de alguns fatores físicos e químicos da água e implicações para Amostragem: Estudos de caso em quatro Represas do Estado de São Paulo. IN Bicudo, C.E.de M. Bicudo e Bicudo, D. de C., *Amostragem em Limnologia*. São Carlos RiMa. 245- 262. 2004.

HEM, J.D., Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water: USGS Water-Supply Paper 2254, 264 p. 1989.

- HUSZAR V. L. M.; DA SILVA L. H. S. A Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica no Brasil: Cinco Décadas de Estudos. *Limnotemas No. 2*. Sociedade Brasileira de Limnologia. Julho de 1999.
- HYNES, H.B.N. *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press. 2nd. Edition. 1972. 555p.
- IETC-UNEP Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Reservatórios: uma abordagem integrada ao Problema da Eutrofização. *Série Publicações Técnicas (11P)* 385p. 2001.
- JARDIM, F.A.; VIANA, T.H.; LIGNANI, E.S.; REIS, R.G. Implantação do monitoramento de fitoplâncton com ênfase em cianobactérias nos mananciais da CESAMA - Juiz de Fora – MG. IX Congresso Brasileiro de Limnologia. Juiz de Fora, 20 a 25 de julho de 2003.
- JOCHIMSEN, E.M.; CARMICHAEL, W.W.; NA, J.; CARDO, D.M.; COOKSON, S.T.; HOLMES, C.E.M; ANTUNES, M.B.C.; MELO-FILHO, D.A.; LYRA, T.M.; BARRETO, V.S.T.; AZEVEDO, S.M.F.O.; JARVIS, W.R. Liver failure and death following exposure to microcystins toxins at a hemodialysis center in Brazil. *New Engl. J. Med.* 338: 873-88. 1998.
- JPE-EPAL-TAHAL, 1998. Diagnóstico Ecológico e Limnológico do reservatório Guarapiranga. *Relatório Final*.
- JØRGENSEN, S.E. The application of models to find the relevance of residence time in lakes and reservoir management. Paper from Bolsena Conference on: residence times in lakes: science, management, education Bolsena (Viterbo - Italy) 2002. *Science, Management, Education J. Limnol.*, 62(Suppl. 1): 16-20. 2003.
- KELLY, M.G.; WHITTON, B.A. Biological monitoring of eutrophication in rivers *Hydrobiologia* 384: 55-67. 1998
- KRATZER, C. R.; BREZONIK, P. L. A Carlson-Type Trophic State Index for Nitrogen in Florida Lakes. *Water Resources Bulletin* 17: 713-715. 1981.



- LAMPARELLI, M.C; CARVALHO, M.C; SOUZA, R.C.R; BOLDRINI,C.V; MARTINS, R.H.O. Eutrofização e Contaminação por metais no reservatório do Guarapiranga. Dados Preliminares. CETESB, S. Paulo. *Relatório Técnico* 33p + Anexos. 1992.
- LAMPARELLI, M.C; CARVALHO, M.C., KUHLMANN, M. L. *et al.* Avaliação do Complexo Billings: Comunidades Aquáticas, Água e Sedimento. (out/92 a out/93). *Relatório Técnico CETESB*. São Paulo, BR, CETESB. 1996. 146p.
- LAMPARELLI, M. C.; SALVADOR, M. E. P.; COELHO-BOTELHO; M. J.; CARVALHO; M. DO C.; DE SOUZA, R. C. R.; TRUZZI, A. C. Comunidade planctônica e clorofila-a do Complexo Billings (out/92 a out/93). CETESB, S. Paulo. *Relatório Técnico*. 61p + figuras e tabelas + Anexos. 1996.
- LAMPARELLI, M.C.; CARVALHO, M.C.; RIBEIRO DE SOUZA, R.C. Water and sediment quality as a response to nutrients and metals (Al, Fe and Cu) in Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* V.27(5): 3199-3205. 2000.
- LEE, G.F.; JONES-LEE, A., *Determination of Nutrient Limiting Maximum Algal Biomass in Waterbodies*. Report G. Fred Lee e Associates, El Macero, CA (1998). 6p. [http://www.gfredlee.com/nut\\_limit.html](http://www.gfredlee.com/nut_limit.html) (acesso em 20/06/2003).
- LEWIS JR, W.N. Tropical Limnology *Ann Ver. Ecol. Syst.* 18:159-184 p. 1987.
- LIND, O.T.; TERREL, T.T.; KIMMEL, B.L. Problems in reservoir trophic state classification and implications for reservoir management. IN STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G.; DUNCAN, A. *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Netherlands, NL, Kluwer Academic, 291p.(Developments in hydrology, 077 ). 57-67p. 1993.
- LIND, O.T.; DÁVALOS-LIND, L. Suspended clay : its role in reservoir productivity IN TUNDISI, J.G. e STRAŠKRABA, M. : *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. IIE – São Carlos, 585p. 1999

- MAKI, A.W.; PORCELLA D.B.; WENDT R.H. The impact of detergent phosphorus bans on receiving water quality. *Water Research*, 18, 893-903. 1984.
- MARCONDES, D.A.S.; MUSTAFÁ, A.L.; TANAKA, R.H. Estudo para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupia. (Capítulo 15) IN THOMAZ, S.M. e BINI, L.M. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Maringá EDUEM. 299-317. 2003.
- MASON, C.F. *Biology of Freshwater Pollution*. Longman Ed., 3rd Edition, 356p. 1998.
- MINILLO, A.; ESPÍNDOLA, E.L.G., CUNHA, N.T.; YUNES, J.S. Presença de Cianotoxinas e Toxicidade de Florações de Cianobactérias em Represas do Médio e Baixo Rio Tietê (SP) . IX Congresso Brasileiro de Limnologia. Juiz de Fora, 20 a 25 de julho de 2003.
- MOLICA, R.; ALÉCIO-OLIVEIRA, E. CARVALHO, P.C., COSTA, A.; CASÉ, M.; MELO, G., AZEVEDO, S. Floração de cianobactérias neurotóxicas em reservatório de abastecimento. *IX Congresso Brasileiro de Limnologia*. Juiz de Fora, 20 a 25 de julho de 2003.
- NOGUEIRA JÚNIOR J.; KUTNER, A. S. Geoquímica do ferro alumínio e manganês nos solos da bacia do Alto Tietê. *Anais do 5º encontro de Engenharia de Sedimentos. 25 a 29 de novembro de 2002*. Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT. São Paulo – SP (2002)
- OECD (ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT). *Eutrophication of water: monitoring, assessment and control*. OECD. Paris. 154p. 1982.
- OLIVEIRA, A.C.P.; SAMPAIO, G.F.; GÔMARA, G.A. Detecção de Hepatotoxinas e Neurotoxinas (Tóxicas de Cianobactérias)no Reservatório do Funil) R.J. . *IX Congresso Brasileiro de Limnologia*. Juiz de Fora, 20 a 25 de julho de 2003.
- OLIVER, R.L.; HART, B.T.; OLLEY, J.; GRACE, M.; REES, C.; CAICHEONE, G. The Darling River: Algal Growth and the cycling and sources of nutrients. Mussay- Darling Bassin Comission Project M386. Ed. CCR for Freshwater Ecology, e CSRIO Land and Water. Australia. 1999. 199p + Anexos

- PANOSSO, R.; COSTA, I.A.S.; SOUZA, A.R.; AZEVEDO, S.M.F.O. Ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas e cianotoxinas em ambientes aquáticos do estado do Rio Grande do Norte. *IX Congresso Brasileiro de Limnologia*. Juiz de Fora, 20 a 25 de julho de 2003.
- PINTO, M.A.T.; CAVALCANTI, C.G.B. *Uso e ocupação do solo e qualidade das águas*. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Brasília D.F. <http://www.semarnh.df.gov.br/site/cap10/08.htm> . Acesso em 11/12/2003.
- PIVA- BERTOLETTI, S. A. E. Zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (SP) e relações entre espécies zooplancônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São Paulo. *Tese de Doutorado*. FSP – USP São Paulo. 253 p.2001.
- PRAT, N.; MUÑOZ, I.; GONZALES, G.; MILLET, X. Comparación crítica de índices de calidad de las aguas: ISQUA y BILL. *Tecnología del Agua* 31:22-49 1986.
- PRETTY, J.N.; MASON, C.F., NEDWELL; HINE, R.E. *A preliminary Assessment of Environmental Costs Eutrophication of Fresh Waters in England and Wales*. University of Essex, Colchester, UK. 57p. 2002.
- REBOUÇAS, A. da C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. *Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação*. São Paulo, Escrituras Editora. 717p. 1999.
- REDFIELD, A. C. The Biological Control of Chemical Factors in the Environment. *American Scientist*, Sept. 205-221p. 1958.
- REYNOLDS, CS, 1978. Phosphorus and the eutrophication of lakes - a personal view. IN PORTER, R. e FITZSIMON, D.W. Eds. *Phosphorus in the Environment: its chemistry and biochemistry - Ciba Foundation Symposium 57*. 1st ed. Amsterdam: Elsevier, 201-228. 1978.
- REYNOLDS, C. S.: Forum: Nutrient ratios - Non-determinism to Probability, or N: P in the community ecology of phytoplankton. *Archiv für Hydrobiologie Vol. 146(1)*: 23-35. 1999.

- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T. SAMPAIO, E.V. Phytoplankton and zooplankton community structure and production as related to trophic state in some Brazilian lakes and Reservoirs. *Verh. Int. Ver. Limnol. Vol 26 part 2* p.599-604. 1997.
- ROSSI, M. E OLIVEIRA, J.B. O Mapa Pedológico do Estado de São Paulo O *AGRONÔMICO, Volume 52 - Número 1* (21-23). Campinas. 2000.
- SALAS, H.J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Res. 25(3)*:1341-350. 1991.
- SALAS, H.J.; MARTINO, P. Metodologías simplificadas para evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. *Relatório CEPIS*. 60p. 2001.
- SÃO PAULO, SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE *Agenda 21em São Paulo, 1992-2002*. São Paulo, SMA. 160p. 2002.
- SCHÄFER, A. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. Porto Alegre. Ed. da Universidade, UFRGS. 532p. 1985.
- SEPA (Scottish Environmental Protection Agency) Total phosphorus Water Quality Standards for Scottish Freshwater Lochs. Version 1 - May 1997. Policy no. 16. 12p.
- SEWELL, G.H. *Administração e Controle da Qualidade Ambiental*. São Paulo; E.P.U., EDUSP, CETESB. 295 p.1978
- SILVA, C.F.; SUZUKI, M.S.; SIQUEIRA, V.C.; OVALLE, A.R.C. Bloom de Algas no Rio Paraíba do Sul: Um Estudo de Caso. *IX Congresso Brasileiro de Limnologia*. Juiz de Fora, 20 a 25 de julho de 2003.
- SMITH, V. H.; BENNETT, S. J.: Forum: Nutrient ratios - Nitrogen: phosphorus supply ratios and phytoplankton community structure in lakes. *Archiv für Hydrobiologie Vol. 146(1)*: 37- 53. 1999.
- SNIS (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO). *Visão Geral da prestação de serviços de água e Esgotos – 2001: (um diagnóstico dos serviços de água e esgotos) – Brasília Ministério das Cidades PMSS/SNIS, 2003*. 87p.

- SONZOGNI W.C., UTTORMARK P.C. e LEE G.F. A phosphorus residence time model; theory and application. *Water Research*, 10, 429-435. 1976.
- STAUFFER R.E. Linkage between phosphorus and silica cycles in Lake Mendota, Wisconsin. *Water Research*, 20, 597-609. 1986.
- STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J.G. *Gerenciamento da Qualidade da água de represas*. São Carlos, Ed. ILEC-IIIE. 280p. 2000.
- SWCSMH, (SOIL & WATER CONSERVATION SOCIETY OF METRO HALIFAX) Laboratories and Parameters Halifax Regional Municipality (HRM); Nova Escócia, Canada. 2003. <http://Lakes.chebucto.org/DATA/PARAMETERS/CHA/cha.html>
- THOMAZ, S. M. Considerações sobre monitoramento da qualidade da água em reservatórios. IN Workshop sobre Gestão de reservatórios Hidrelétricos: Monitoramento e Avaliação da Qualidade ambiental das águas em reservatórios – 1998. Salto Grande, S. Paulo: CESP, p13-24., 2000.
- THORTON, K. W. Perspectives on Reservoir Limnology (Chapter 1) IN *Reservoir Limnology – Ecological Perspectives*. Edited by Thorton, K. W, Kimmel, B.L. & Payne, F. E. John Wiley & Sons, Inc. New York. 1-13p. 1990.
- THORTON, J.A.; RAST W. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid, man-made lakes. In: Straskraba, M.,J. Tundisi e A. Duncan (Eds.), *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, Developments in Hydrobiology*, vol. 77, Kluwer, Dordrecht. pp. 1-24. 1993.
- TOLEDO Jr., A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: *Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. Camboriú, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. Camboriú (SC) 34p. 1983.
- TOLEDO Jr., A.P.; AGUDO, E.G.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. Trabalho apresentado no *XIX Congresso Interamericano de Engenharia*

*Sanitária Ambiental - AIDIS*. Santiago do Chile, 11 a 16 de novembro de 1984. 56p. 1984.

TOLEDO, Jr., A.P. Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 12 p. + 32 figs. (*Relatório Interno CETESB*). 1990.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C.L. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolozynska) Seenayya e Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasil. Bot.* Vol 26 (1) 97-112. Mar. 2003.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; HENRY, R.; ROCHA, O. HINO, K. “Comparação do Estado Trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: Eutrofização e Manejo.” IN *Limnologia e Manejo de represas* Ed. Tundisi, J. G. São Carlos, SP, Escola de Engenharia de São Carlos/USP, 1988. v.1, 165-204p .(Serie monografias em limnologia, 001).

TUNDISI, J. G. “Metodologia Limnológica aplicada a represas.” IN *Limnologia e Manejo de represas* Ed. Tundisi, J. G. São Carlos, SP, Escola de Engenharia de São Carlos/USP, 1988. v.1, Tomo 2. 370-379p .(Serie monografias em limnologia, 001).

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA O. Limnologia de águas Interiores, Aspectos, Conservação e Recuperação de Ecossistemas Aquáticos. IN *Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação*. Ed. REBOUÇAS, A. da C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G São Paulo, Escrituras Editora. 195-223p. 1999.

UNEP-IETC Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Reservatórios: uma abordagem integrada ao Problema da Eutrofização. *Série Publicações Técnicas (11P)* 385p. 2001.

U.S. (UNITED STATES OF AMERICA) *The National Water Quality Inventory: 1996 Report to Congress - Executive Summary*. <http://www.epa.gov/owow/305b/96report/> Acesso em 14/11/2003.

- USEPA (UNITED STATES OF AMERICA ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY) *Quality criteria for water*. Washington, US, EPA, 1986. 434p.(EPA 440/5/86/001)
- USEPA (UNITED STATES OF AMERICA ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY) *Water quality criteria summary*. Washington, U.S. Environmental Protection Agency. 1991.
- USEPA (UNITED STATES OF AMERICA ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY). *Streamlined Water-Effect Ratio Procedure for Discharges of Copper* Report EPA-822-R-01-005; March - 2001. 35p. 2001.
- USEPA (UNITED STATES OF AMERICA ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY). *Nutrient Criteria – Technical Guidance Manual – Lakes e Reservoirs, (EPA – 822-BOO-001)*, Washington. 176p + Anexos. 2000a.
- USEPA (UNITED STATES OF AMERICA ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY). *Nutrient Criteria – Technical Guidance Manual – Rivers e Streams, (EPA – 822-BOO-002)*, Washington. 152p + Anexos. 2000(b).
- USEPA, (UNITED STATES OF AMERICA ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY). *Summary Table for the Nutrient Criteria Documents* Julho. 2002  
<http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/ecoregions/sumtable.pdf> Último acesso em 15/03/2004.
- USGS (UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY). Chesapeake Bay River Input Monitoring Program. 2002.
- USGS (UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY). *The Quality of Our Nation's Waters - Nutrients and Pesticides*: U.S. Geological Survey Circular 1225. 1999. 82 p.
- VALERIANO, M. M.; PICINI, A. G. Uso de sistema de informação geográfica para a geração de mapas de médias mensais de temperatura do Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Agrometeorologia, Santa Maria, RS, v.8, n.2, 2000. P.255-262.* (mapa pluviométrico).
- Van GINKEL C. *Trophic Status Assessment*. Institute for Water Quality Studies D.W.A.F. Pretoria, South Africa. 15p 2002.

- Van NIEUWENHUISE, E.E.; JONES, J.R. Phosphorus-chlorophyll relationship in temperate streams and its variation with stream catchment area. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53. 99-105. 1996.
- VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL; CUSHING, C.E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1): 130-137. 1980.
- WEST INC.; GULLEY, D. *TOXSTAT 3.5*. Laramie. University of Wyoming. 38p. 1996.
- WETZEL, R. G. *Limnology – Lake and River Ecosystems*. 3rd. Edition. Academic Press. San Diego. 2001. 1006p.
- WETZEL, R.G. *Limnologia*. Ed. Fundação Calouste Goulbekian, Lisboa, 1993. 919p.+ Anexos.
- ZAGATTO, P. A.; ARAGÃO, M. A. Avaliação ecotoxicológica do reservatório Guarapiranga, SP com ênfase ao problema de algas tóxicas e algicidas. *Relatório Técnico CETESB*. São Paulo, BR, CETESB, 1995. 115p.
- ZAGATTO, P. A. Toxicidade da alga *Cylindrospermopsis raciborskii* isolada do reservatório Billings, braço Taquacetuba. *Relatório Técnico CETESB*. São Paulo, BR, CETESB, 1998. 36p.
- ZAGATTO, P.A.; LORENZETTI, M.L.; LAMPARELLI, M.C.; SALVADOR, M.E.P.; MENEGON, N.; BERTOLETTI, E. Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11 (2): 111-129. 1999.



## **ANEXO 1**

### **DESCRIÇÃO DOS PONTOS**

TABELA A - Descrição dos pontos de coleta em rios por ordem alfabética segundo o código da Rede de Monitoramento da CETESB, com número geral do total de pontos, número dentro dos reservatórios, classe de enquadramento, Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (UGRHI) a que pertencem, código da Rede de Monitoramento, descrição do local de amostragem e respectivo corpo d'água.

No. Geral	No. Rios	Classe	UGR	Código do Ponto	DESCRIÇÃO DO LOCAL DE AMOSTRAGEM	CORPO D'ÁGUA
			HI			
1	1	2	5	ATIB02010	Junto à captação do município de Atibaia	Rio Atibaia
2	2	2	5	ATIB02065	Na captação de Campinas, na divisa entre os municípios de Campinas e Valinhos	Rio Atibaia
10	3	3	6	COTI03900	No canal de captação de águas para a ETA do Baixo Cotia	Rio Cotia
11	4	2	5	CPIV02130	Na captação de Campinas	Rio Capivari
12	5	2	5	CPIV02900	Próximo à foz no Rio Tietê, a 28 Km do município de Tietê . Altura do km 73 da Rodovia SP 127.	Rio Capivari
13	6	3	6	CRIS03400	Na captação da ETA de Cajamar	Ribeirão dos Cristais
14	7	2	5	CRUM02500	Na captação de Piracicaba	Rio Corumbataí
15	8	2	7	CUBA02700	Na ponte Preta, em frente à antiga Estação de Tratamento de Água do Rio Cubatão	Rio Cubatão
16	9	2	8	GRDE02300	Ponte na Rod. SP-413, no trecho que liga Miguelópolis/Guaira a Uberaba, jusante Usina Volta Grande	Rio Grande
17	10	2	15	GRDE02500	Ponte na Rodovia BR-153 a jusante da U.H. de Marimondo	Rio Grande
20	11	2	5	IRIS02900	Na barragem de captação dos municípios de Salto e Indaiatuba	Rio Pirai
23	12	2	5	JAGR02500	Na ponte da rodovia SP332, nas captações de Paulínia e Hortolândia	Rio Jaguari
24	13	2	5	JAGR02800	Na captação de Limeira	Rio Jaguari
27	14	4	5	JUNA04900	Na área urbana de Salto. Ponte na Praça Álvaro Guião, próximo à foz com o Rio Tietê,	Rio Jundiá
29	15	2	9	MOGU02300	Junto à captação da ETA da Academia da Força Aérea, em Pirassununga	Rio Mogi-Guaçu
30	16	2	17	PADO02600	Captação de Ourinhos	Rio Pardo
31	17	2	2	PARB02200	Junto à captação do município de Jacareí	Rio Paraíba
32	18	2	2	PARB02310	Na captação de São José dos Campos	Rio Paraíba
33	19	2	2	PARB02490	Na captação da SABESP em Tremembé	Rio Paraíba
34	20	2	2	PARB02600	Na captação de Aparecida	Rio Paraíba
35	21	2	4	PARD02100	Ponte na rodovia SP-340, trecho que liga Casa Branca a Mococa	Rio Pardo
36	22	2	4	PARD02500	Margem esquerda, no Clube de Regatas de Ribeirão Preto	Rio Pardo
37	23	2	12	PARD02800	Ponte na variante da rodovia SP-425, no trecho que liga Guaíra a Barretos	Rio Pardo
38	24	2	19	PARN02100	1.5 Km a jusante da barragem de Jupia, na ponte EFNB	Rio Paraná

TABELA A. (Cont.) - Descrição dos pontos de coleta em rios por ordem alfabética segundo o código da Rede de Monitoramento da CETESB, com número geral do total de pontos, número dentro dos reservatórios, classe de enquadramento, Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (UGRHI) a que pertencem, código da Rede de Monitoramento, descrição do local de amostragem e respectivo corpo d'água.

<b>No. Geral</b>	<b>No. Rios</b>	<b>Classe</b>	<b>UGRHI</b>	<b>Código do Ponto</b>	<b>DESCRIÇÃO DO LOCAL DE AMOSTRAGEM</b>	<b>CORPO D'ÁGUA</b>
39	25	2	22	PARN02500	Rio Paraná, ponte da rodovia que liga Presidente Epitácio (SP) a Bataguáçu (MS)	Rio Paraná
40	26	2	22	PARP02750	800m a jusante da barragem de Capivara	Rio Paranapanema
41	27	2	5	PCAB02100	Junto à captação de água de Americana, na localidade de Carioba	Rio Piracicaba
42	28	2	5	PCAB02220	Margem esquerda, 2,5 Km a jusante da foz do Rib. Piracica-Mirim, na captação de Piracicaba	Rio Piracicaba
43	29	2	5	PCAB02800	Em frente à fonte sulfurosa, junto ao posto 4D-07 do DAEE, na localidade de Artemis	Rio Piracicaba
46	30	2	21	PEIX02100	Ponte na rodovia que liga Marília a Assis	Rio do Peixe
52	31	2	10	SORO02700	Na captação do Município de Cerquilha	Rio Sorocaba
53	32	2	10	SORO02900	Ponte na estrada que liga Laranjal Paulista à localidade de Entre Rios	Rio Sorocaba
62	33	2	6	TIET02090	Na captação principal do município de Mogi das Cruzes	Rio Tietê
63	34	2	10	TIET02350	A cerca de 300 m da ponte da Rodovia do Açúcar (SP-308), na Fazenda Santa Isabel	Rio Tietê
64	35	2	10	TIET02400	Ponte na rodovia SP-113, que liga Tietê a Capivari, em Tietê	Rio Tietê

TABELA B - Descrição dos pontos de coleta em reservatórios por ordem alfabética segundo o código da Rede de Monitoramento da CETESB, com número geral do total de pontos, número dentro dos reservatórios, classe de enquadramento, Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (UGRHI) a que pertencem, código da Rede de Monitoramento, descrição do local de amostragem e respectivo corpo d'água.

No. Geral	No. Res.	Classe	UGR HI	Código do Ponto	DESCRIÇÃO DO LOCAL DE AMOSTRAGEM	CORPO D'ÁGUA (Res. = Reservatório)
3	1	2	6	BILL02100	No meio do corpo central, na direção do braço do Bororé	Res. Billings
4	2	2	6	BILL02500	No meio do corpo central, sob a ponte da rodovia dos Imigrantes	Res. Billings
5	3	2	6	BILL02900	Próximo à barragem reguladora Biliings-Pedras (Summit Control)	Res. Billings
6	4	Especial	6	BITQ00100	Braço do Taquacetuba - baía situada no final da rua Tomekichi Inouye (captação da SABESP)	Res. Billings
7	5	Especial	7	CAMO00900	Junto à Estação de Recalque da SABESP	Res. Capivari-Monos
8	6	2	7	CFUG02900	Canal de Fuga II da Usina Hidroelétrica Henry Borden, na saída da turbina da Usina Externa	Res. Billings
9	7	Especial	6	COGR00900	Na barragem de junto a captação do Alto Cotia	Res. das Graças
18	8	Especial	6	GUAR00100	No meio do Braço do Rio Parelheiros, no bairro do Balneário São José	Res. Guarapiranga
19	9	Especial	6	GUAR00900	Na captação da SABESP junto à casa de Bombas	Res. Guarapiranga
21	10	Especial	2	JAGJ00200	Ponte na rodovia que liga Santa Isabel a Igaratá, no município de Santa Isabel	Res. Jaguari
22	11	Especial	2	JAGJ00400	Reservatório do Jaguari, ponte da Rodovia D. Pedro I ( SP-65 ), no município de Igaratá	Res. Jaguari
25	12	Especial	6	JNDI00500	Rio Jundiá - No canal de interligação com o reservatório Taiapuêba a 500m da Barragem	Res. Jundiá
26	13	Especial	6	JQUU00900	Ponte Santa Inês, na rodovia que liga Mairiporã à Franco da Rocha (Paiva Castro)	Res. do Juqueri
28	14	2	14	JURU02500	Ponte na rodovia SP-255, no trecho que liga Avaré a Itaí	Res. Jurumirim
44	15	2	5	PCBP02500	Braço do Rio Piracicaba -Ponte na rodovia SP-191, trecho que liga Sta. Maria da Serra a S. Manuel	Res. de Barra Bonita
45	16	Especial	6	PEBA00900	Na captação da SABESP	Res. Taiapuêba
47	17	2	6	RGDE02900	Próximo à rodovia Anchieta, junto à captação da SABESP	Res. do Rio Grande
48	18	2	15	RPRE02200	Na captação da ETA de São José do Rio Preto	Res. do Rio Preto
49	19	Especial	2	SANT00100	No meio do corpo central, na junção dos braços Capivari e Paraibuna	Res. Santa Branca
50	20	2	10	SOIT02100	No meio do corpo central, em frente à Praia do Escritório	Res. de Itupararanga
51	21	2	10	SOIT02900	Próximo a barragem, na estrada que liga Ibiúna a Votorantim	Res. de Itupararanga
54	22	2	6	TAIA02800	Rio Taiapuêba A jusante do vertedouro.	Res. Taiapuêba
55	23	Especial	6	TGDE00900	Junto à barragem, no município de Guarulhos	Res. de Tanque Grande
56	24	2	10	TIBB02100	No meio do corpo central, a jusante da confluência dos braços dos rios Tietê e Piracicaba.	Res. de Barra Bonita
57	25	2	10	TIBB02500	Res. de Barra Bonita, no meio do Corpo Central, próximo à ilha do centro.	Res. de Barra Bonita
58	26	2	10	TIBB02700	No meio do corpo central, no córrego Araquazinho.	Res. de Barra Bonita
59	27	2	10	TIBB02900	Res. Barra Bonita, no meio do corpo central, a 300m da barragem	Res. de Barra Bonita
60	28	2	10	TIBT02100	Braço do rio Tietê - Res de Barra Bonita, ponte na rod. SP-147, que liga Anhembi a Piracicaba.	Res. de Barra Bonita
61	29	2	10	TIBT02500	Braço do Rio Tietê - Ponte na rodovia SP-191 que liga Santa Maria da Serra a São Manoel.	Res. de Barra Bonita

TABELA B (cont) - Descrição dos pontos de coleta em reservatórios por ordem alfabética segundo o código da Rede de Monitoramento da CETESB, com número geral do total de pontos, número dentro dos reservatórios, classe de enquadramento, Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (UGRHI) a que pertencem, código da Rede de Monitoramento, descrição do local de amostragem e respectivo corpo d'água

No. Geral	No. Res.	Classe	<u>UGR</u> <u>HI</u>	Código do Ponto	DESCRIÇÃO DO LOCAL DE AMOSTRAGEM	CORPO D'ÁGUA (Res. = Reservatório)
65	30	2	13	TIET02550	Rio Tietê, margem esquerda, a jusante do canal de fuga da U. H. de Bariri, entre Bariri e Boracéia	U. H. de Bariri
66	31	2	16	TIET02600	Rio Tietê -margem direita, jusante do canal de fuga da casa de força da U. Hidrelétrica de Ibitinga.	U. H. de Ibitinga
67	32	2	16	TIPR02400	Reservatório de Promissão, ponte na rodovia SP-333, no trecho que liga Bororema à Pongai.	Res. Promissão
68	33	2	19	TITR02100	Ponte na rodovia SP-463 , no trecho que liga Araçatuba a Jales.	Res. de Três Irmãos
69	34	2	19	TITR02800	Ponte na rodovia SP-563, no trecho que liga Pereira Barreto a Andradina.	Res. de Três Irmãos

## **ANEXO 2**

### **MÉDIAS DAS VARIÁVEIS POR PONTO DE AMOSTRAGEM**

Tabela C - Médias de algumas variáveis nos pontos de amostragem, em rios, entre os anos de 1996 e 2001\*

Ponto	Pontos	Ambiente	Ferro	DBO	Coli Fecais	Turbidez	pH	OD	Fósforo total	Ortofostato	Clorofila a	Resíduo Total	Condutividade	Nitrogênio Total	Nitrogênio Amoniacal	Nitrato	Nitrogênio Inorgânico
		RIO	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	NMP	UNT		mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	µg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	µS.cm <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>
1	ATIB02010	1	2,4	2,2	3754	47	7,0	5,5	0,071		1,51	147	66	0,7	0,169	0,19	0,37
2	ATIB02065	1	2,5	4,6	39027	35	7,1	6,2	0,191		4,74	173	120	1,5	0,741	0,35	1,14
10	COTI03900	1	3,1	7,8	49444	20	7,0	4,2	0,269	0,015	1,55	175	243	6,3	4,859	0,63	5,56
11	CPIV02130	1	4,3	6,4	1573	76	7,3	6,5	0,224		5,04	253	190	2,6	0,673	1,17	2,07
12	CPIV02900	1	2,2	6,4	2177	41	7,2	5	0,128	0,017	12,72	220	243	5,9	3,236	1,32	4,86
13	CRIS03400	1	2,0	2,8	7980	18	6,8	6,1	0,120	0,018	1,37	84	69	2,0	0,427	0,82	1,31
14	CRUM02500	1	3,7	4	1826	49	7,0	5,2	0,169		1,21	247	133	1,7	0,923	0,41	1,48
15	CUBA02700	1	1,2	1,1	391	9	6,8	6,6	0,024		0,65	99	45	1,0	0,057	0,46	0,53
16	GRDE02300	1	0,2	1	2	2	6,4	7,9	0,010		0,61	43	39	0,2	0,035	0,05	0,09
17	GRDE02500	1	0,4	1	13	7	6,7	7	0,012		0,92	48	44	0,4	0,052	0,12	0,18
20	IRIS02900	1	1,4	2	113	18	7,1	6,5	0,073		1,20	141	88	1,1	0,15	0,53	0,71
23	JAGR02500	1	2,0	1,5	1263	28	7,1	5,5	0,146		0,61	169	104	1,8	0,535	1,11	1,75
24	JAGR02800	1	1,1	1,7	396	27	7,0	5,6	0,116	0,046	0,42	113	95	2,0	0,402	0,90	1,37
27	JUNA04900	1	3,5	33,3	377344	41	7,0	2,3	0,485	0,075	2,67	265	280	6,9	4,261	0,70	4,99
29	MOGU02300	1	6,6	1,1	297	37	6,5	6,4	0,050		1,16	116	85	1,0	0,161	0,38	0,57
30	PADO02600	1	3,1	1,5	6162	37	7,6	7,7	0,068	0,013	0,64	105	55	0,8	0,074	0,12	0,20
31	PARB02200	1	1,9	1,8	4751	39	6,9	6	0,014		1,15	96	58	0,5	0,054	0,13	0,19
32	PARB02310	1	1,1	1,7	14746	35	6,2	4,1	0,034		1,07	95	73	0,6	0,095	0,16	0,27
33	PARB02490	1	1,6	2,2	6915	34	6,6	6,2	0,071		1,15	107	68	1,2	0,157	0,32	0,50
34	PARB02600	1	2,2	2,5	114377	57	6,6	4,6	0,082		1,48	124	76	1,0	0,147	0,41	0,57
35	PARD02100	1	1,3	1,1	429	16	6,8	7,7	0,023		2,13	70	55	0,6	0,069	0,24	0,31
36	PARD02500	1	2,1	1,3	3492	25	6,7	7,4	0,033		3,54	83	53	0,8	0,077	0,19	0,27
37	PARD02800	1	4,6	1	1163	27	6,6	7,1	0,069		0,39	89	68	0,9	0,102	0,47	0,58
38	PARN02100	1	0,2	1,5	89	6	7,5	7,7	0,020	0,005	0,65	54	54	0,5	0,05	0,11	0,17
39	PARN02500	1	0,5	1,6	281	8	7,7	7,4	0,024		0,75	74	45	0,5	0,036	0,11	0,15
40	PARP02750	1	0,7	1,8	46	15	7,4	7,6	0,021		0,98	62	52	0,6	0,045	0,15	0,20
41	PCAB02100	1	2,0	2,6	525	30	7,0	5	0,133	0,038	2,36	156	154	1,5	0,446	0,58	1,10
42	PCAB02220	1	2,4	4,7	23694	34	7,0	2,4	0,372	0,095	5,01	241	254	2,7	1,536	0,33	1,98
43	PCAB02800	1	6,9	6,1	38435	46	7,0	4,8	0,204	0,068	5,08	225	185	2,6	0,822	0,51	1,59
46	PEIX02100	1	4,0	3,4	22955	87	7,8	6,5	0,133		0,87	263	164	2,1	0,186	0,80	1,03
52	SORO02700	1	2,7	8,9	529	18	7,1	4,4	0,229		7,03	148	169	3,6	1,452	1,25	2,81
53	SORO02900	1	3,0	5,2	17439	46	7,2	6,7	0,136	0,014	1,59	155	127	2,2	0,271	0,89	1,24
62	TIET02090	1	1,9	1,9	1502	16	6,6	5,1	0,060		0,98	79	50	1,2	0,128	0,31	0,45
63	TIET02350	1	2,8	13,4	117884	23	7,3	6,3	0,914	0,131	3,68	262	378	13,9	9,384	0,38	10,08
64	TIET02400	1	3,4	20,1	5645	32	7,1	2	1,122	0,361	5,59	314	432	16,9	10,888	1,33	13,35

\* vide na tabela 4 os anos considerados e número de dados disponíveis, para cada ponto amostral - variáveis com menos de 3 valores anuais não foram consideradas no cálculo da média.

**Tabela D - Médias de algumas variáveis nos pontos de amostragem, em reservatórios, entre os anos de 1996 e 2001\***

Ponto	Pontos	Ambiente	Ferro	DBO	Coliformes Fecais	Turbidez	pH	OD	Fósforo total	Ortofosfato	Clorofila a	Resíduo Total	Condutividade	Nitrogênio Total	Nitrogênio Amoniacal	Nitrato	Nitrogênio Inorgânico
		Reservatório	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	NMP	UNT		mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	µg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	µS.cm <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>
3	BILL02100	2	0,3	8,2	31	27	8,1	7,8	0,109	0,013	76,20	148	204	6,5	0,299	1,02	1,39
4	BILL02500	2	0,2	4,7	17	10	8,3	7,8	0,042	0,007	27,74	119	184	1,9	0,149	0,58	0,82
5	BILL02900	2	0,2	4,5	7	10	8,2	8,5	0,037	0,007	10,01	106	163	1,6	0,118	0,32	0,45
6	BITQ00100	2	0,2	6,5	4	17	9,2	10,6	0,058	0,011	42,60	124	186	1,9	0,149	0,38	0,55
7	CAMO00900	2	1,3	1,3	114	13	6,4	6,9	0,037		3,27	41	25	0,7	0,073	0,14	0,22
8	CFUG02900	2	0,2	1,7	14	3	7,5	6,8	0,022		16,04	101	160	1,5	0,085	0,41	0,50
9	COGR00900	2	0,4	2,1	10	5	7,1	7,4	0,026	0,008	5,19	40	18	0,7	0,033	0,10	0,13
18	GUAR00100	2	1,4	5,6	2406	8	7,2	5,1	0,081	0,016	11,95	104	158	2,1	0,874	0,36	1,28
19	GUAR00900	2	0,2	3,2	53	4	7,7	7,7	0,033	0,008	13,40	73	103	1,6	0,202	0,53	0,81
21	JAGJ00200	2	1,9	2,2	176	31	6,9	5,9	0,018	0,006	3,93	76	52	0,7	0,062	0,21	0,28
22	JAGJ00400	2	0,1	1,2	13	5	7,3	7,4	0,007	0,005	0,64	35	20	0,3	0,039	0,08	0,12
25	JNDI00500	2	0,8	5	25	11	7,8	8	0,044		31,92	60	49	1,7	0,188	0,13	0,37
26	JQUU00900	2	0,3	2,2	19	5	7,3	7,2	0,036	0,009	2,72	47	34	0,8	0,082	0,17	0,25
28	JURU02500	2	0,5	1,2	3	7	7,4	7,5	0,043	0,009	1,05	54	56	0,7	0,02	0,15	0,17
44	PCBP02500	2	1,3	2,7	11	27	7,4	6,2	0,066	0,012	11,39	152	181	1,4	0,242	0,50	0,79
45	PEBA00900	2			1		7,2	7,7	0,029	0,010	8,98	45	52	1,2	0,12	0,12	0,25
47	RGDE02900	2	0,2	2,2	21	3	7,6	7,5	0,025	0,008	6,90	142	259	1,4	0,289	0,41	0,76
48	RPRE02200	2	1,8	1,5	2203	26	6,4	5,4	0,046		3,55	98	111	0,9	0,358	0,12	0,51
49	SANT00100	2	0,3	1,3	703	11	6,6	7,4	0,010	0,006	1,97	46	33	0,3	0,035	0,06	0,10
50	SOIT02100	2	0,5	2,4	4	7	7,7	7,6	0,028	0,09	6,18	78	76	0,8	0,034	0,14	0,18
51	SOIT02900	2	0,2	2,4	6	5	7,4	7,4	0,027	0,008	2,31	83	73	0,7	0,067	0,12	0,20
54	TAIA02800	2	3,3	4,5	34	12	6,8	7,1	0,062	0,007	7,36	104	85	3,1	0,841	0,13	1,12
55	TGDE00900	2	0,7	1,8	91	7	7,1	6,9	0,032		1,83	61	46	0,6	0,054	0,12	0,18
56	TIBB02100	2	0,3	5,3	6	6	7,7	8,3	0,077	0,022	21,99	171	245	4,4	0,915	2,43	3,52
57	TIBB02500	2	0,3	4,4	2	12	7,3	6	0,050	0,008	16,12	154	182	2,6	0,198	1,43	1,76
58	TIBB02700	2	0,3	3,5	6	12	7,7	7,9	0,054	0,012	17,08	155	187	2,8	0,08	1,53	1,80
59	TIBB02900	2	0,3	4,2	6	12	7,5	7,2	0,075	0,016	13,22	162	181	2,7	0,086	1,57	1,77
60	TIBT02100	2	2,4	9,8	738	28	7,1	1,9	0,319	0,137	11,17	210	295	8,6	5,634	0,91	6,97
61	TIBT02500	2	0,8	9,6	35	12	7,4	4,9	0,175	0,056	24,95	183	296	6,9	5,039	0,73	5,99
65	TIET02550	2	0,9	3,5	86	11	7,0	5,7	0,025	0,006	4,93	137	163	2,1	0,106	1,11	1,28
66	TIET02600	2	0,5	2,4	85	9	7,5	6,5	0,029	0,007	4,46	132	153	1,7	0,069	0,89	1,00
67	TIPR02400	2	0,4	2,6	28	7	7,7	7,7	0,022	0,007	3,94	123	139	1,4	0,053	0,66	0,73
68	TITR02100	2	0,1	1,9	35	3	7,5	7,7	0,013		1,76	95	119	1,0	0,061	0,35	0,42
69	TITR02800	2	0,1	1,9	18	2	7,8	7,6	0,016		1,06	90	111	0,8	0,05	0,21	0,26

\* vide na tabela 5 os anos considerados e número de dados disponíveis, para cada ponto amostral - variáveis com menos de 3 valores anuais não foram consideradas no cálculo da média.



## **ANEXO 3**

**DADOS CEPIS (Salas e Martino, 2001)**

TABELA E.- Descrição dos pontos amostrais utilizados para o modelo de de Salas & Martino (2001) em Reservatórios por Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (UGRHI), código da rede de monitoramento da CETESB, correspondente, código CEPIS\*, corpo d'água, concentrações médias de fósforo total (PT), clorofila a (CL), nitrogênio total (NT), área, profundidade média e tempo de residência.

No. Res.	UGR HI	Código dos Ponto	Código CEPIS	CORPO D'ÁGUA	PT (mg.L <sup>-1</sup> )	CL (µg.L <sup>-1</sup> )	NT (mg.L <sup>-1</sup> )	Área (Km <sup>2</sup> )	Profundidade média (m)	Tempo de Residência (anos)
		(Rio de Janeiro)	F <sub>1</sub>	Res Funil (1978-79)	0,041	8,1	0,580	38,4	22,8	0,151
			F <sub>2</sub>	Res Funil (1987)	0,048	6,0	-	38,4	22,8	0,131
			F <sub>3</sub>	Res Funil (1988-89)	0,066	10,0	0,600	33,3	21,0	0,081
			L <sub>a</sub>	Res. de Lajes	0,018	2,0	0,475	26,0	13,6	0,760
18 19	6	GUAR00100 GUAR00900	G <sub>2</sub> G <sub>6</sub>	Res. Guarapiranga (1982-83) Res. Guarapiranga (1986)	0,052 0,044	20,2 2,9	0,630 0,880	27,8 23,6	4,9 4,9	0,238 0,331
21 22	2	JAGJ00200 JAGJ00400	J	Res. Jaguari (1986)	0,036	3,3	0,792	35,0	16,8	1,225
			C <sub>c</sub>	Res. Cachoeira (1986)	0,032	3,6	0,790	7,1	10,7	0,130
			N <sub>2</sub>	Res Ponte Nova (1982-83)	0,027	4,0	0,640	21,1	8,9	0,615
			N <sub>6</sub>	Res Ponte Nova (1986)	0,025	6,0	0,579	20,5	8,3	0,806
45 54	6	PEBA00900 TAIA02800	T <sub>a</sub>	Res. Taiaçupeba (1986)	0,031	8,0	0,506	8,8	2,2	0,135
			A <sub>2</sub> A <sub>6</sub>	Res. Americana (1982) Res. Americana (1986)	0,081 0,098	15,8 32,1	1,350 2,456	11,5 12,7	9,2 7,8	0,047 0,084
			A <sub>t</sub>	Re. Atibainha (1986)	0,023	3,8	0,901	20,8	12,5	0,388
50 51	10	SOIT02100 SOIT02900	I	Res. de Itupararanga (1986)	0,029	3,9	0,889	20,9	7,8	0,660
56 57 58 59 60 61 44	10	TIBB02100 TIBB02500 TIBB02700 TIBB02900 TIBT02100 TIBT02500 PCBP02500	B <sub>a</sub> B <sub>b</sub> B <sub>c</sub> B <sub>d</sub>	Res. de Barra Bonita (1978-79-80) Res. de Barra Bonita (1983) Res. de Barra Bonita (1982-84) Res. de Barra Bonita (1986)	0,058 0,115 0,094 0,059	10,7 4,8 6,2 9,7	- - - 1,376	239,3 260 268 250	8,3 9,2 9,3 8,6	0,296 0,073 0,211 0,221
			P <sub>a</sub>	Res de Paraíbuna (1986)	0,016	1,5	0,573	26,4	26,4	1,923
			C <sub>2</sub> C <sub>6</sub>	Res. Paiva Castro (1982-83) Res. Paiva Castro (1986)	0,040 0,023	3,5 8,0	0,610 0,831	6,7 4,1	5,7 5,4	0,059 0,028

- CEPIS, Salas e Martino, 2001

## **ANEXO 4**

### **CARACTERÍSTICAS DOS PONTOS**

TABELA F - Pontos de Coleta em Reservatórios por Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (UGRHI), código da rede de Monitoramento da CETESB, e descrição do local de amostragem e respectivo Corpo d'água .

No. Res. (Tab. B)	No. Res.	UGRHI	Código dos Ponto	CORPO D'ÁGUA (ano de preenchimento)	Altitude (m)	Área (Km <sup>2</sup> )	Volume (x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	Profundidade (m)		Tempo de Residência (dias)
								média	Máx.	
21 22	1	2	JAGJ00200 JAGJ00400	Res. Jaguari (CESP)	710 <sup>2</sup>	56 <sup>12</sup>	793 <sup>12</sup>	16,8	50,0	184 <sup>12</sup>
49	2	2	SANT00100	Res. Santa Branca	622 <sup>9</sup>	27 <sup>8</sup>	430	15,9	46	60
3 4 5 6	3	6	BILL02100 BILL02500 <b>BITQ00100</b> BILL02900	Res. Billings	560 <sup>3</sup> 747 <sup>2</sup> 806 <sup>4</sup>	127 <sup>3</sup> 120 <sup>2</sup>	1149 1200	10	35,0	620 <sup>13</sup>
47	4	6	RGDE02900	Res. do Rio Grande	720 <sup>12</sup>	-	116 <sup>12</sup>	-	-	319 <sup>12</sup>
8	5	7	CFUG02900	Canal de Fuga II		-		-	-	-
9	6	6	COGR00900	Res. das Graças				-	-	1 <sup>12</sup>
18 19	7	6	GUAR00100 GUAR00900	Res. Guarapiranga	740 <sup>1 e 2</sup>	33,9 <sup>1</sup> 23,6 <sup>2</sup>	194,6 114,8	5,7 4,9	15,0	145 <sup>13</sup>
55	8	6	TGDE00900	Res. de Tanque Grande				-	-	-
25	9	6	JNDI00500	Rio Jundiá	760 <sup>12</sup>		110,1 <sup>12</sup>	-	-	542 <sup>12</sup>
26	10	6	JQJU00900	Res. do Juqueri (Paiva Castro)		5,8 <sup>10</sup>		5,6 <sup>10</sup>		24 <sup>13</sup>
45 54	11	6	PEBA00900 TAIA02800	Res. Taiapuê	720 <sup>2</sup>	8,8	19,3 21 <sup>12</sup>	2,2	12,0	55 <sup>12</sup>
7	12	7	CAMO00900	Res. Capivari-Monos	-	-	-	-	-	-
50 51	13	10	SOIT02100 SOIT02900	Res. de Itupararanga	710 <sup>2</sup> 275 <sup>4</sup>	20,9	162,4	7,8	20,0	184 <sup>13</sup>
56 57 58 59 60 61 44	14	10	TIBB02100 TIBB02500 TIBB02700 TIBB02900 TIBT02100 TIBT02500 PCBP02500	Res. de Barra Bonita (1964) <sup>11</sup>	450 <sup>1 e 2</sup>	250 310,5 325 <sup>6</sup> 310 <sup>11</sup>	2.148 3.160 2.600 2.566 (útil) <sup>9</sup> 3.135 (total)	8,6 10,2 <sup>1</sup> 10,2 10,1 <sup>11</sup>	20 25	100 <sup>13</sup>
65	15	13	TIET02550	U. H. de Bariri (1969) <sup>11</sup>	430 <sup>3</sup>	63 <sup>11</sup>	544	8,6 <sup>11</sup>		7 – 24 <sup>11</sup> (16) <sup>#</sup>

TABELA F (Cont.) - Descrição dos Pontos de Coleta em Reservatórios por Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (UGRHI), código da rede de Monitoramento da CETESB, descrição do local de amostragem e respectivo Corpo d'água.

No. Res. (Tab. B)	No. Res.	UGRHI	Código dos Ponto	CORPO D'ÁGUA (ano de preenchimento)	Altitude (m)	Área (Km <sup>2</sup> )	Volume (x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	Profundidade (m)		Tempo de Residência (dias)
								média	Máx.	
28	16	14	JURU02500	Res. Jurumirim (1962) <sup>11</sup>	568	446	7	12,9 <sup>5</sup>	40	322,8
48	17	15	RPRE02200	Res. do Rio Preto	-	-	-	-	-	-
66	18	16	TIET02600	U. H. de Ibitinga (1969) <sup>11</sup>	405 <sup>3</sup>	114 <sup>11</sup>	56 985 (total) <sup>9</sup>	8,6 <sup>11</sup>	-	12 - 43 <sup>11</sup> (26) <sup>#</sup>
67	19	16	TIPR02400	Res Promissão (1975) <sup>11</sup>	380 <sup>3</sup>	530 741 <sup>11</sup>	2.128 (útil) <sup>9</sup> 7.408 (total)	14,0 <sup>11</sup>	-	124 - 458 <sup>11</sup> (300) <sup>#</sup>
68 69	20	19	TITR02100 TITR02800	Res. de Três Irmãos (1991) <sup>11</sup>	328 <sup>7</sup>	785	3.450 (útil) 13450 (total)	-	-	166 - 615 <sup>11</sup> (200) <sup>#</sup>
					-	817 <sup>11</sup>	-	17,2 <sup>11</sup>	-	

- dado não levantado # valor adotado

#### Referências utilizadas:

- 1 - Toledo *et al*, 1983\*
- 2 - Toledo *et al*, 1984\*
- 3 - Qualised Dados do site [www.dq.ufscar.br/Labs/biogeoquimica/qualised.htm](http://www.dq.ufscar.br/Labs/biogeoquimica/qualised.htm) (acesso 10/09/2003)
- 4 - Cetesb, Relatório Técnico Projeto Melhorias (dados 1997-1998).
- 5 - Henry, 1995 (dados 1988-1989) The thermal structure of some lakes and reservoirs in Brazil, IN *Limnology in Brazil* Ed Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M. Matsumura-Tundisi, T. Rio de Janeiro ABC/SBL 351-363.
- 6 - Matsumura-Tundisi, T& Tundisi, J. G Zooplankton diversity changes in man-made lakes.case study of Barra Bonita reservoir, sp, Brazil [www.hbu.cas.cz/ResLim2002/PRINT/212-215.pdf](http://www.hbu.cas.cz/ResLim2002/PRINT/212-215.pdf) (acesso 22/08/2003)
- 7 - CESP - [http://www.cesp.com.br/usinas/usi\\_tres.html](http://www.cesp.com.br/usinas/usi_tres.html) (acesso 22/08/2003)
- 8 - Arcifa, M.S., C.G. Froehlich and S.M.F. Giancesella-Galvão. 1981 Circulation patterns and their influence on physico-chemical and biological conditions in eight reservoirs in Southern Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol. Vol 21: 1054 – 1059.*
- 9 - Kelman, J., Pereira, M.V.F., Araipe Neto, T.A., Sales, P.R. de H. Hieletricidade IN Rebouças, A. da C., Braga, B. Tundisi, J.G., Águas Doces no Brasil: capital ecológico uso e conservação. São Paulo. Escrituras Editora. 1999.
- 10 - Salas & Martino, 2001\*
- 11 - BARBOSA, F.A.R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; BORICS, G.; ROCHA, O. The Cascade Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its applications to the River Tietê Basin, São Paulo State. Brasil. IN TUNDISI, J.G. & STRAŠKRABA, M. : *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. IIE – São Carlos, 425-437 1999. 585p.
- 12 - Plano da Bacia do Alto Tietê - CBH - Alto Tietê - Caderno Hidrológico. Julho 2002. <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/relatorios/ftp/CRH/CBH-AT/Hidrologico.pdf> - (acesso 26/02/2004)
- 13 - Dados da CETESB.

\* referência completa consta do item VI – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

